

Министерство образования и науки Российской Федерации

ГОСУДАРСТВЕННОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ

ВЫСШЕГО ПРОФЕССИОНАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ

РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ БОЛЬШИХ ГОРОДОВ И ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОН**

Международная научная конференция 15-17 октября 2002 г.

Сборник трудов



Санкт-Петербург
2004

УДК 504.06, 504.05, 50.03

Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. Международная научная конференция 15-17 октября 2002 г. Сборник трудов – СПб, изд. РГГМУ, 2004, –155 с.

В сборнике представлено краткое изложение докладов, посвященных анализу экологических и гидрометеорологических проблем больших городов и промышленных зон. В докладах рассматриваются экологическое состояние и качество городской среды, особенности организации экологического мониторинга в больших городах и промышленных зонах, методы оценки антропогенных воздействий на городскую среду, воздействие городов и промышленных зон на водные экосистемы, а также приборно-методическое обеспечение мониторинга загрязнений городов и промышленных зон.

Сборник предназначен для широкого круга специалистов-экологов, гидрометеорологов, медиков, лиц принимающих решения (управленцы, бизнесмены) и студентов соответствующих специальностей.

Редакционная коллегия: Л.Н. Карлин, проф. (РГГМУ), В.А. Шелутко, проф. (РГГМУ), Г.Т. Фрумин, проф. (РГГМУ), В.В. Гальцова, проф. (ЗИН РАН), В.В. Дмитриев, проф. (СПбГУ), В.Г. Гутниченко, доц. (РГГМУ).

Ecological and hydrometeorological problems of the large cities and industrial zones. Material of the reports to the International conference, St.-Petersburg, 15-17 October, 2002.

The collection of abstracts considers analysis of ecological and hydrometeorological problems of the large cities and industrial zones. These reports deal with ecological station and quality of urban medium, feature of ecological monitoring organization in large cities and industrial zones, methods of an assessment of anthropogenic affecting on urban medium, cities and industrial zones influence on aqueous ecosystems and methodical supply of pollutions monitoring of cities and industrial zones.

The collection of abstracts is intended for wide range of the specialists - ecologists, hydro-meteorologists, medic, persons accepting solutions (managers, businessmen) and students of the conforming specialities.

By Dr.L.Karlin, Dr.V.Shelutko, Dr G.Frumin, DrV.Galtsova, DrV.Dmitriev, DrV.Gutnichenko.

ISBN 5-86813-131-2



© Российский государственный гидрометеорологический университет (РГГМУ), 2004

ПРЕДИСЛОВИЕ

Вторая международная научная конференция "Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон" состоялась в Санкт-Петербурге 15–17 октября 2002 г. Она была организована Российским государственным гидрометеорологическим университетом при поддержке Администрации Санкт-Петербурга, Санкт-Петербургского государственного университета (факультет географии и геоэкологии), Государственного гидрологического института, Главной геофизической обсерватории им. А.Ю. Воейкова, НПО ЗАО "Крисмас+", НПО "Поток". Оргкомитет конференции выражает глубокую благодарность названным организациям и всем участникам конференции.

На конференции было представлено более 180 докладов. В ранее изданных Материалах конференции [2002] опубликовано краткое изложение 146 докладов. Из них на пленарных и секционных заседаниях заслушано 54 доклада.

В настоящем сборнике публикуются тексты наиболее интересных докладов, представленные участниками конференции. В них освещен широкий круг вопросов, посвященных современным экологическим проблемам больших городов и промышленных зон. При этом особое внимание уделяется оценке экологического состояния и качества городской среды и примыкающих территорий, особенностям организации экологического мониторинга, методам оценки антропогенных воздействий на городскую среду, анализу особенностей климатических условий и медико-экологических проблем больших городов, моделированию и прогнозированию состояния качества городской среды, приборно-методическому обеспечению мониторинга, образованию и подготовке кадров для решения экологических проблем. Большое внимание в публикуемых докладах уделяется также вопросам исследования и разработки практических подходов, направленных на снижение антропогенных воздействий на природную среду, связанных с транспортными коридорами.

Особую группу составляют доклады, посвященные начавшемуся в России процессу интернационализации университетского образования в сфере экологии при учете сохранения традиций Российских классических университетов.

СЕКЦИЯ 1

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И КАЧЕСТВО ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ И ПРИМЫКАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ

УДК 551.510.42:911.37

А.С. Гаврилов, Г.И. Воронов

МЕТОДОЛОГИЯ И ИНФОРМАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ КРАТКОСРОЧНОГО ПРОГНОЗА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ ГОРОДОВ

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

ПОСТАНОВКА ВОПРОСА

Необходимость в обеспечении промышленных предприятий информацией об ожидаемых уровнях загрязнения атмосферы от их собственных источников выбросов в атмосферу обуславливается существующими требованиями по снижению подобных выбросов до уровня безопасных [1]. Существующие методы прогноза такого рода опасных ситуаций могут быть условно разделены на две основные группы:

- прогноз так называемых неблагоприятных метеорологических условий (НМУ) – комплекса метеорологических величин, для которых загрязнение атмосферы при неизменных параметрах источников выбросов оказывается максимально возможным;
- прогноз непосредственно значений приземной концентрации примесей от действующих источников предприятия с указанием, при необходимости, пространственных областей превышения их предельно-допустимых значений.

Прогноз первого типа является значительно более простой операцией, поскольку не требует использования расчетных моделей загрязнения атмосферы и, соответственно, данных о местоположении, физических характеристик и объемов выбросов источников (так называемой «инвентаризации выбросов»). В методических указаниях [2] приводятся комплексы метеорологических параметров для шести групп источников (высокие горячие, высокие холодные, средние горячие, средние холодные, низкие и специальные низкие) применительно к составлению предупреждений трех степеней опасности (индексов НМУ). Для этой цели требуются прогностические данные о наличии или отсутствии приземной или приподнятой инверсии температуры, а также скорости и направлении ветра в среднем по всему слою инверсии или слою перемешивания.

Под слоем перемешивания понимается обычно слой атмосферы с интенсивной турбулентностью конвективного или динамического происхождения. Такой слой практически всегда формируется в утренние часы после разрушения приземной инверсии в связи с развитием дневной конвекции (за исключением случаев очень плотной облачности). Его высота в этом случае возрастает от нескольких десятков метров до 1.5–2 км в дневное время. При сильном ветре он формируется также и в ночное время суток, достигая высоты 100–150 м.

Высота слоя перемешивания (Z_i) – верхняя граница слоя перемешивания – достаточно тонкий слой со значительным положительным градиентом потенциальной температуры, в котором подавляющая часть энергии турбулентности расходуется на преодоление сил плавучести и ее интенсивность, таким образом, резко падает. Этот эффект препятствует вертикальной турбулентной

диффузии примеси и способствует ее локализации ниже этого уровня, отсюда второе часто используемое название - «задерживающий слой». На начальном этапе развития СП (до 11–12 часов) высота Z_i совпадает с приподнятой инверсией. В более поздние часы приподнятая инверсия, как правило, разрушается (за исключением случаев гребня антициклона, когда в поле нисходящих токов она может даже усиливаться, формируя так называемую «инверсию оседания»).

Все перечисленные выше характеристики атмосферы относятся к так называемым «элементам тонкой структуры» и с очень большим трудом поддаются прогнозированию обычными синоптическими методами. В этой связи становится актуальным разработка специальных методов численного прогноза, базирующихся на использовании физически содержательных физико-математических моделей атмосферного пограничного слоя (АПС). Такой подход позволяет одновременно прогнозировать и непосредственно концентрацию примеси в приземном слое с использованием различных моделей распространения и турбулентной диффузии примесей, поскольку предоставляет всю необходимую для этих целей прогностическую информацию (при условии, разумеется, что инвентаризация источников выбросов известна).

Для этих целей нами разработана специализированная геоинформационная система (ГИС) *Z/Prognosis*, краткому описанию которой и посвящена настоящая работа.

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ

Полное описание численной модели атмосферного пограничного слоя и поддерживающей ее специализированной ГИС, дается в публикациях [3–7].

Для эксплуатации в оперативном режиме используется квазистатистический вариант записи уравнений гидродинамики, пригодный для прогноза на масштабах в сто и более километров. Замыкание системы уравнений переноса количества движения и температуры осуществляется с привлечением упрощенных соотношений, вытекающих из моментных уравнений для шести независимых компонент тензора напряжений Рейнольдса и трех компонент вектора турбулентного потока тепла, записанных в равновесном приближении (баланс между генерационными и диссипативными членами). В этом случае, как показано в [3], связь потоков и напряжений с градиентами соответствующих величин приводится к линейной, причем соответствующие коэффициенты пропорциональности (коэффициенты турбулентности) вычисляются из некоторых трансцендентных уравнений. Более точная схема замыкания привлекается только для второго и третьего момента турбулентных флуктуаций вертикальной скорости, что способствует существенному уточнению прогноза положения инверсии на верхней границе АПС.

Для прогноза поля ветра и характеристик турбулентности, а также загрязнения атмосферы на локальных масштабах (единицы и десятки километров) привлекается полная (не квазистатистическая) модель динамики атмосферы с интегрированием уравнений для компонент скорости ветра и всех компонент тензора напряжений Рейнольдса с учетом влияния на поток неоднородностей подстилающей поверхности с разрешением до 1 м. При этом, в частности, воспроизводятся локальная циркуляция в окрестности каждого здания.

Еще одной особенностью используемых уравнений является то, что они записываются для некоторых отклонений от соответствующих фоновых величин: $u(x, y, z, t) = U(x, y, z, t) - U_f(x, y, z, t)$, где индекс f – признак фоновой величины. Предполагается, что указанные фоновые величины удовлетворяют соответствующим уравнениям гидротермодинамики, записанным для свободной атмосферы, а на практике должны браться из результатов численного синоптического прогноза, задаваемого в регулярной сети точек (в частности, распространяемого по каналам связи в форматах GRIB).

В *Z/Prognosis* предполагается использование как данных анализа (сроки 00^h и 12^h МСВ), так и прогноза (на сроки 12, 24, 36 часов и более) приземных полей (давление P_0 , компоненты скорости ветра U_0, V_0 , температуры T_0 , дефицита точки росы T_{d0}), а также на стандартных изобарических поверхностях (высоты H_i , компоненты скорости ветра U_i, V_i , температура и дефицит точки росы T_i и T_{di}), где $I=1000, 925, 850, \dots$ – признак соответствующей изобарической поверхности.

Все пространственные данные заданы в широтно-долготной сетке $2.5^0 \times 2.5^0$.

При выборе информации для конструирования фоновых полей U_f, V_f, Θ_f за каждые сутки использовались данные в сроки 00^h и 12^h , которые предварительно интерполировались в заданную расчетную сетку X_k, Y_k, Z_k . При этом для горизонтальных координат привлекалась равномерная расчетная сетка узлов:

$$X_k = X_0 + \Delta^*(k-1), Y_k = Y_0 + \Delta^*(k-1),$$

где X_0, Y_0 – координаты нижнего левого габарита расчетной области, а $k=1, \dots, N$. Выбор пространственного разрешения (Δ) и числа узлов (N) зависит от типа решаемой задачи. Вертикальная дискретизация модели осуществляется на неравномерной сетке узлов Z_k со сгущением вблизи подстилающей поверхности задаваемой форме степенной зависимости:

$$Z_k = Z_1 [(h^*(k-1) + Z_1) / Z_1]^\beta$$

где принимается $Z_1 = 1 \text{ м}$, $\beta = 3$, $k = 1, \dots, N_Z$, а величина h рассчитывается исходя из выбранных значений N_Z и высоты расчетной области (обычно $Z_N = 2000 \text{ м}$).

Фоновые поля конструируются следующим образом:

$$U_f(X_k, Y_k, Z_k, t) = A_t U_{850}(X_k, Y_k, 0) + (1 - A_t) U_{850}(X_k, Y_k, 12^h)$$

Здесь:

коэффициент линейного тренда:

$$A_t = (1 - t/12), \text{ при } t < 12^h$$

$$A_t = 0 \text{ при } t > 12^h;$$

среднесуточная приземная температура воздуха:

$$T_m(X_k, Y_k) = 0.5 * [T_o(X_k, Y_k, 0) + T_o(X_k, Y_k, 12^h)]$$

- вертикальный градиент потенциальной температуры:

$$G(X_k, Y_k, t) = [T_{850}(X_k, Y_k, t) - T_{925}(X_k, Y_k, t)] / (H_{850} - H_{925}) + \gamma_a$$

Дополнительно рассчитывается поле амплитуд суточных колебаний температуры (только по данным анализа):

$$A_m(X_k, Y_k) = [T_o(X_k, Y_k, 12^h) - \Theta_f(X_k, Y_k, Z_1, 12^h)] - [T_o(X_k, Y_k, 0^h) - \Theta_f(X_k, Y_k, Z_1, 0^h)]$$

В случае прогноза эта величина задается как прогностическая в целом по области на основе прогнозируемых величин минимальной (ночной) и максимальной (дневной) температур. Возможно, также, дополнительное привлечение климатологической информации (исходя из существующей в данном регионе взаимосвязи характеристик облачности и амплитуды суточного хода).

ПРАКТИЧЕСКАЯ РЕАЛИЗАЦИЯ

Общая схема телескопизации расчетных областей в программном комплексе *Z/Prognosis* представлена на рис. 1.

Область фонового прогноза здесь – это пространственная область широтно-долготной сетки для которой первоначально выбирается и контролируется вся перечисленная выше информация в форматах GRIB.

Далее осуществляется интерполяция данных на регулярную сетку узлов выбранной области прогноза (карта в проекции Меркатора). В этой области численно интегрируются уравнения гидротермодинамики атмосферы в отклонениях. Для каждой выбранной дополнительно расчетной области (город, микрорайон) первоначально производится переинтерполяция результатов прогноза в новую область и последующее решение задачи на адаптацию динамического потока к неоднородностям поверхности.

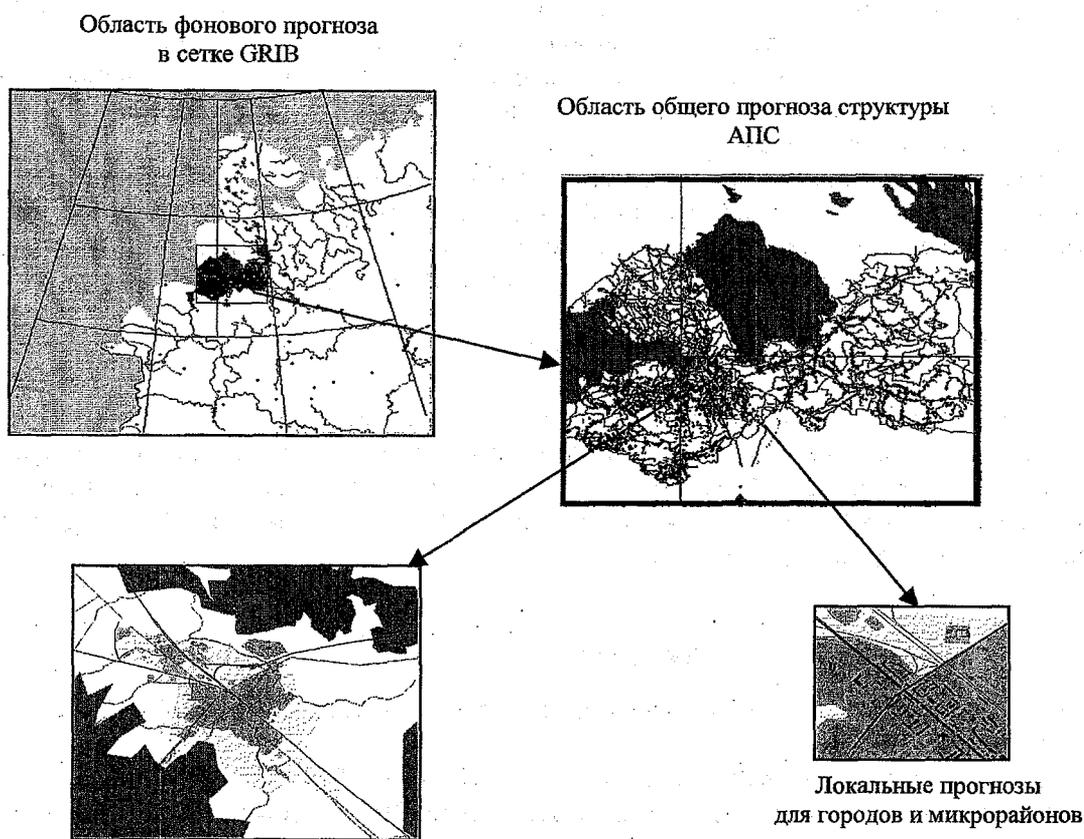


Рис. 1 - Общая схема телескопизации для обеспечения прогноза НМУ и загрязнения атмосферы локальных областей

Интегрирование подобных уравнений для целей прогноза в ограниченной области требует задания некоторых фиктивных начальных и граничных условий, поскольку полная информация на этот счет с нужным пространственным и временным разрешением отсутствует. Использование понятия «фон» и уравнений в отклонениях от фона значительно упрощает эту задачу, позволяя в большинстве случаев использовать наиболее простой способ задания так называемых «однородных» краевых условий, когда начальные или граничные отклонения от фоновых величин полагаются равными нулю. В этом случае предполагается и численными экспериментами обосновывается, что через некоторое время после начала интегрирования с фиктивными начальными условиями рассчитываемые поля приспосабливаются к изменениям на границах.

Численные эксперименты показывают, что для успешного прогноза структуры пограничного слоя на каждые следующие сутки оказывается достаточным производить интегрирование уравнений с постановкой начальных однородных условий для отклонений в период 21–24 часов местного времени предыдущих суток.

В качестве граничных условий на верхней границе расчетной области использовались условия равенства всех отклонений от фона нулю.

На боковых границах расчетной области привлекались также однородные граничные условия, но для производных от всех величин: $\partial u / \partial n = \partial v / \partial n = \partial \theta / \partial n = 0$ (здесь n – нормаль к соответствующей боковой границе).

Что касается нижних граничных условий, то они задаются на нижнем уровне расчетной сетки Z_1 , который выбирается настолько малым ($Z_1=1$ м и менее), чтобы можно было использовать приближения логарифмического приземного слоя.

Особое значение имеет задание нижних граничных условий для отклонений температуры. Многолетний опыт исследований показывает, что привлечение для этих целей весьма тонких параметризаций тепловых процессов в приземном слое с использованием уравнения теплового баланса подстилающей поверхности приводит к появлению весьма большого числа дополнительных параметров (теплопроводность почвы, альbedo поверхности, параметры, определяющие противозлучение атмосферы и излучение поверхности, некоторые другие), текущие значения которых практически никогда не являются известными.

Более надежным оказывается непосредственное воспроизведение суточного хода температуры на уровне будки (2 м) с привлечением сведений о максимальной и минимальной температуре, а также известных астрономических параметров (времени восхода и захода Солнца). При этом суточный ход температуры рассчитывается с помощью следующей формулы:

$$\theta (X_k, Y_k, Z_1, t) = A_m (X_k, Y_k) \cos [2\pi/T(t-t_{max})]$$

где $T=24$ часа, $t_{max}=15$ час – время суток с максимальной температурой.

В настоящее время программный комплекс *Z/Prognosis* в опытный порядок внедрен в оперативную работу ряда подразделений Росгидромета РФ. Задачей проводимых испытаний является как отработка методики выработки численных прогнозов НМУ и загрязнения атмосферы, так и оценка оправданности подобных прогнозов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Регулирование выбросов при неблагоприятных метеорологических условиях. РД 52.04.52 – 85, Л.: Гидрометеиздат, 1987, 49с.
2. Руководство по прогнозу загрязнения воздуха РД 52.04.306–92, Л.: Гидрометеиздат, 1992.
3. Экологический программный комплекс для персональных ЭВМ /Под ред. А.С.Гаврилова – СПб.: Гидрометеиздат, 1992.– 165 с.
4. *Гаврилов А.С. и др.* Пример практического использования экологического программного комплекса ZONE для оценки загрязнения городской атмосферы. / *Гаврилов А.С., Воронов Г.И., Скворцов М.Ю., Штенгель Ю.Э.* //Математическое моделирование, численные методы и комплексы программ: Сб. научн. ст.– СПб.: Изд. СПбГАСУ, 1995.– с. 73–84
5. *Василенко С.В., Гаврилов А.С., Кудрявцев А.Г.* Исследование загрязнения атмосферного воздуха вдоль магистралей г.Калининграда с использованием математических моделей> /Межвузовский научно-методический сборник «Математическое моделирование, численные методы и комплексы программ», вып. 5, СПбГАСУ – Санкт-Петербург, 1999 г.
6. *Василенко С.В., Гаврилов А.С., Кудрявцев А.Г.* Экспериментальная проверка математических моделей загрязнения атмосферы выбросами автотранспорта применительно к Калинингра-

ду> /Межвузовский научно-методический сборник <Математическое моделирование, численные методы и комплексы программ>, вып. 5, СПбГАСУ – Санкт-Петербург, 1999.

7. Гаврилов А.С. Интеллектуальная геоинформационная система// Бюллетень ГИС ассоциации, вып. 1(13) – М., 1998. с. 58–59.

УДК 551.510.42

Б.Д. Белан, Т.М. Рассказчикова, Д.В. Симоненков, Г.Н. Толмачев

СОСТАВ ШЛЕЙФОВ ВЫБРОСОВ НЕКОТОРЫХ ИСТОЧНИКОВ И СТРУКТУРА АЭРОЗОЛЬНЫХ ПОЛЕЙ НАД ГОРОДАМИ ПО САМОЛЕТНЫМ ДАННЫМ

Институт оптики атмосферы СО РАН, г. Томск, Россия

Антропогенный аэрозоль составляет заметную часть общей массы взвешенных веществ, находящихся в атмосфере [1,2]. Знание его свойств, в том числе химического состава, облегчает его учет во многих задачах. Так, для экологии важно знать ту часть металлов, содержащихся в сырье и в топливе, которая в процессе производства поступает в атмосферу. Сводные оценки в литературе [1,2] дают разброс 2 порядка величины. Также, знание химсостава аэрозоля позволило бы определить регионы-источники при дальнем переносе загрязнений воздуха [3–5]. Кроме того, учет антропогенного аэрозоля очень важен при численном моделировании радиационных характеристик климата [6].

В данной статье, во-первых, анализируются выбросы предприятий ряда городов СССР/СНГ в ходе производственной деятельности в 1989–1991 гг., в период, на который, несомненно, приходится максимум генерации антропогенного аэрозоля над большей частью Евразийского континента; во-вторых, рассматривается закономерный итог этих выбросов – формирующаяся над городом единая аэрозольная "шапка" загрязнений.

Данные химического состава атмосферного аэрозоля получены путем забора проб с борта самолета-лаборатории Ан-30 «Оптик-Э» и в ходе приземных измерений аспирацией воздуха через фильтры Петрянова (АФА-ХП-, АФА-ВП-, АФА-ХА-20), которые затем анализировались в лабораториях кафедры аналитической химии Томского госуниверситета под руководством к.х.н. З.И. Отмаховой (ныне – Лаборатория мониторинга окружающей среды при ТГУ). При этом применялись перечисленные ниже методы; пороги обнаружения и погрешности составляли следующие величины:

Таблица 1

Методы; пороги обнаружения и погрешности при заборе проб с борта самолёта

Определяемый компонент (элемент, ион)	Метод определения	Порог обнаружения, мкг/фильтр	Погрешность, %
Al, Co, Cr, Mo, Ni, Ti, Zn, B, Si	Атомно-эмиссионный спектральный анализ	0,02	20
Ag, Ba, Cu, Pb, Sn, V, Mg, Mn		0,01	20
Fe, Ga, W		0,1	20
Ca, Cd		0,2	20
In		0,002	20
As ⁵⁺ , Zn ²⁺	Инверсионная вольт-амперометрия	0,02	15
Cd ²⁺		0,04	15
Na ⁺ , K ⁺	Пламенная фотометрия	0,20	10
F ⁻ , Cl ⁻	Высокоэффективная жидкостная хроматография	0,20	10
SO ₄ ²⁻		2,00	15
NO ₃ ⁻		0,60	10
F ⁻ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	Ионометрия	0,20	10

Подробное описание самолета-лаборатории Ан-30 «Оптик-Э» и методик его применения как единого комплекса имеются в литературе [7,8]. Здесь же отметим только, что при получении данных по выбросам предприятий, экспозиция фильтров осуществлялась при пересечении самолетом шлейфа выбросов на расстоянии 100–200 м от среза трубы и только в пределах шлейфа. Геометрическое сечение шлейфа определялось либо с помощью лидара, либо по данным фотоэлектрического счетчика, работавшего непрерывно, в предположении, что сечение близко к кругу.

Общая статистика полученных проб приведена ниже:

Таблица 2

Пробы, собранные из атмосферного аэрозоля над некоторыми городами СССР с борта самолёта-лаборатории «Оптик-Э»

Город	Период	Число проб по высотам, м							
		0	200	400	600	800	1000	1200	1400
Павлодар	13–20.03.1990	24	27	29	32	16	16	11	4
Усть-Каменогорск	03–10.04.1990	38	6	42	38	12	11	5	2
Хабаровск	20–30.06.1990	18	40	41	38	21	9	8	6
	10–19.12.1990	16	32	28	31	12	7	6	5
Нижний Тагил	01–06.11.1990	25	28	29	16	7	4	2	2
Комсомольск-на-Амуре	10–19.12.1990	24	12	37	36	19	8	6	4
Нижевартовск	19–29.08.1991	37	42	43	48	37	23	8	6
	24.11–03.12.1991	26	32	30	35	27	14	6	5

Результаты определения химического состава аэрозоля в выбросах предприятий городов России и Казахстана, а также данные, полученные в шлейфе вулкана Ключевской на Камчатке, и литературные данные по концентрациям определяемых нами веществ в пепле угля и жидкого топлива, опубликованы в статье [9]. Однако измеренные концентрации химических компонентов аэрозоля в шлейфах выбросов, представляя определенный интерес, не являются полностью информативными признаками, поскольку количество загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду, зависит от мощности источника, метеорологических условий, наличия солнечной радиации, способствующей фотохимической трансформации примесей, и т.п. Поэтому мы не будем останавливаться здесь на абсолютных цифрах концентраций химкомпонентов аэрозоля в воздухе (мкг/м^3 , ммоль/м^3 и т. д.), а, опираясь на то, что наряду с отбором проб аэрозоля в шлейфах, на тех же высотах, но с наветренной стороны, отбирались пробы воздуха вне шлейфов, оценим обогащение, которое оказывали выбросы на окружающий воздух. Эти данные представлены в таб. 3, из которой следует, что превышение концентрации отдельных ингредиентов в шлейфах по отношению к их концентрации в окружающем воздухе может изменяться от 2642 (Нижний Тагил, Уралвагонзавод) до фоновых, равных 1. При этом в среднем коэффициенты обогащения для водорастворимой фракции аэрозоля выше, чем для металлов. Исключение составляют лишь ион SO_4^{2-} и Zn , соответственно. Возможно, здесь сказывается эффект присоединенной массы, появляющийся в открытой атмосфере в связи с конденсацией, химическими реакциями и увлажнением частиц, в то время как зольная, или почвенная, фракция аэрозоля является гидрофобной [11]. В большинстве случаев, как это видно из табл. 3, отношения концентраций в шлейфах к фоновым заключены в диапазоне от десятков до сотен раз.

Таблица 3

Соотношение концентраций компонент аэрозоля в шлейфах и в фоновых условиях

Хим. компоненты	Город														Максимум
	Хабаровск		Ермак	Павлодар						Нижний Тагил					
	Предприятие														
	ТЭЦ-1	ТЭЦ-3	ГРЭС	ТЭЦ-1	ТЭЦ-2	ТЭЦ-3	Алюмин. 3-д	Тракторн. 3-д	НПЗ	3-д коксо-бат-й	ТЭЦ	УВЗ	УХП	НТМК	
F-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	208	344	1136	<	1136
Na+	133	30	8	7	117	4	<	8	<	260	<	75	<	<	260
K+	256	99	8	2	200	6	55	2	48	<	<	132	<	<	256
Cl-	138	92	10	70	93	55	73	55	40	72	<	2642	282	109	2642
Br-	<	<	114	2	2	1	33	15	14	12	<	288	136	8	288
NH4+	<	1733	49	2	33	18	28	13	8	442	<	2272	<	<	2272
NO3-	<	<	75	2	1	1	<	1	1	8	59	353	<	55	353
SO42-	<	<	42	3	89	22	2	5	4	23	<	66	<	<	89
Hg2+	8	<	32	1	5	2	1	4	2	15	<	4	18	124	124
As5+	<	187	59	99	40	57	2	30	2	<	20	<	10	<	187
Zn2+	67	45	5	1	7	1	4	1	1	<	<	<	<	27	67
Cd2+	<	<	1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	50	50
Al	248	133	177	84	55	61	147	38	74	122	<	200	<	211	248
Ca	187	112	319	78	<	78	156	36	134	135	162	264	87	1	319
Fe	170	59	167	81	60	81	155	22	77	51	<	39	20	77	170
Mn	37	28	33	53	13	2	97	6	2	68	<	3	<	<	97
Mg	208	98	4	<	<	5	1	1	<	188	76	655	95	25	655
Si	634	113	155	82	55	102	198	71	74	83	<	<	<	<	634
Pb	<	<	27	140	<	75	180	<	<	<	<	<	<	500	500
Cr	<	13	125	3	17	<	46	18	21	103	3	186	66	103	186
Ni	160	27	-	-	-	-	-	-	-	10	13	1	7	78	160
Cd	<	167	189	86	<	<	172	<	87	-	-	-	-	-	189
Cu	280	10	22	<	<	2	1	<	<	17	34	9	12	167	280
V	50	8	67	33	<	33	80	<	7	30	32	65	43	<	80
Zn	1800	640	390	100	<	105	762	23	1	-	-	-	-	-	1800

Из вышеизложенного следует, что антропогенный аэрозоль включает в себя токсичные элементы, подлежащие нормированию, их концентрации достигают больших значений в шлейфах, а превышение концентрации в выбросах по отношению к фоновым может составлять тысячи раз, что является отражением разнообразия применяющихся на предприятиях технологий и топлив.

Теперь обратимся к тому факту, что все эти объекты, эмитирующие в окружающую среду большие выбросы, как правило, располагаются на довольно ограниченной территории, каковой является современный город. В итоге огромное количество всевозможных загрязнений накапливается здесь. Это не только химические вещества в разных состояниях и разной природы, но и дополнительная тепловая энергия, электромагнитное излучение и т.д. и т.п. Вследствие этого город становится «островом тепла», что достаточно давно установлено [12]. Над ним возникает дымка примесей, состоящая из газообразных и аэрозольных веществ, получившая название «шапки» загрязнений. Характерной ее особенностью является то, что она сохраняется над городом не только при слабом, но и при ветре средней интенсивности, исчезая ненадолго при прохождении атмосферных фронтов, после чего достаточно быстро восстанавливается [13]. По сложившимся представлениям формирование аэрозольной шапки происходит в результате суперпозиции нескольких механизмов. Это выбросы автотранспорта и низкорасположенных источников, рассеивающиеся в пределах внутреннего слоя перемешивания; испаряющиеся с поверхности земли аэрозолеобразующие вещества, которые в атмосфере преобразуются в частицы; и, наконец, шлейфы от высоко расположенных источников (выше 100 м) – ГРЭС, ТЭЦ, заводских труб и т.п., которые выбра-

сывают газы и аэрозоль непосредственно в шапку. При этом, как показали разработанные в [14] методы и модели, а затем и расчеты, приведенные для конкретных регионов [15], из-за особенностей локальной циркуляции воздуха, возникающей в окрестностях города, он становится не только «островом тепла», но и «островом загрязнений», поскольку примеси, выбрасываемые в воздух города, как бы запираются на его территории встречными потоками такой циркуляции.

Каковы же масштабы шапок примесей, распределение по вертикали и горизонтали, обогащение в шапке по сравнению с фоном или приземным воздухом в городе?

Для ответа на этот вопрос рассмотрим сначала среднее вертикальное распределение массовой концентрации аэрозоля над некоторыми городами. Из рис. 1 видно, что в шапках она может превышать концентрацию у поверхности земли от 2,6 (Усть-Каменогорск) до 10,8 раза (Комсомольск-на-Амуре). Высота расположения максимума концентрации изменяется от 200 до 400 м. Верхняя граница шапки прослеживается достаточно четко и располагается на высоте 400-600 м, изменяясь в этих пределах над разными городами.

Тем самым аэрозольная шапка над городом отражает динамику внутреннего слоя перемешивания, которая, по ранее полученным данным [16], и заключена в этих пределах.

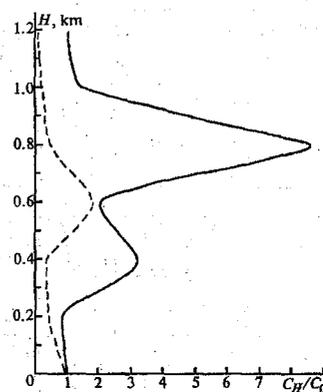
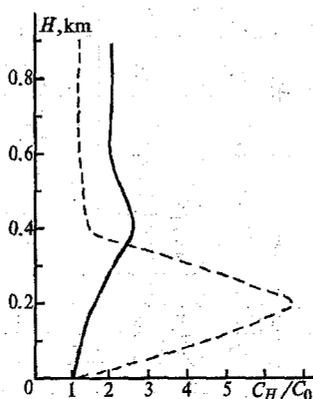
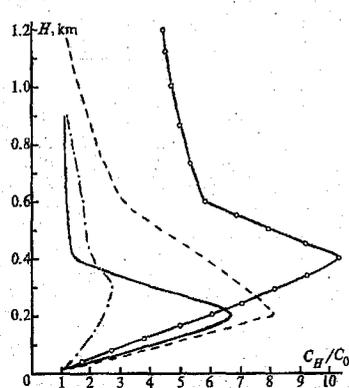


Рис. 1. Нормированное вертикальное распределение аэрозоля над городами:

— Хабаровск (зима);
 --- Павлодар (весна);
 - - - Усть-Каменогорск (весна);
 -o-o- Комсомольск-на-Амуре (зима)

Рис. 2. Нормированное вертикальное распределение аэрозоля над городами: а - Хабаровск, б - Нижневарттовск; — лето, --- зима

В Нижневарттовске и Хабаровске зондирование проводилось дважды: зимой и летом, что позволило оценить сезонную динамику аэрозольной шапки. Из рис. 2 видно, что от зимы к лету высота максимума концентрации повышается и меняется отношение приземной концентрации и концентрации в максимуме. Так, в Хабаровске максимум повышается с 200 до 400 м, в Нижневарттовске с 600 до 800 м. При этом, в Хабаровске отношение концентраций в шапке и у поверхности земли от зимы к лету уменьшается, а в Нижневарттовске увеличивается и появляется вторичный максимум на высоте 400 м. И если во всех городах увеличение концентрации аэрозоля начинается от поверхности земли (рис. 1-2), то в Нижневарттовске и зимой и летом (рис. 2б) на высоте 200 м концентрация меньше, чем у земли и в шапке загрязнений. Это говорит о том, что мощность высоко расположенных источников, каковыми являются факелы месторождений, много больше, чем интенсивность источников, расположенных на территории города, и что формирование шапки загрязнений здесь происходит несколько иначе.

В целом, при переходе от зимы к лету аэрозольная шапка хотя и меняет свою структуру, но остается в выделенном выше диапазоне.

Подобно массовой концентрации, максимумы содержания большинства химических компонентов также наблюдаются в шапке загрязнений в слое 200-600 м. Исключение представляет лишь опять-таки г. Нижневарттовск, где максимумы отношения концентраций, достигающие вели-

чины 53 и 62 для SO_4^{2-} и Hg^{2+} соответственно, наблюдаются в летнее время на высоте 800 м. Также, встречается значительно большее обогащение отдельных ингредиентов в шапке по сравнению с массовой концентрацией. Так, если для массовой концентрации величина C_H/C_0 лежит в диапазоне 2 ... 8, то для Br^- , SO_4^{2-} , Hg^{2+} , Cd^{2+} в Нижневартовске летом, для Br^- , Hg^{2+} , Si , Mn и Ti в Павлодаре весной это соотношение составляет от десятков до сотен раз; для Fe – 26 раз в Хабаровске летом; для Br^- – 35 раз в Комсомольске-на-Амуре. Однако, в общем, для большинства компонентов и городов характерна зависимость, отражаемая в диапазоне высот от 0 до 0,6 км рис. 3а, с дальнейшим монотонным убыванием C_H/C_0 с нарастанием высоты.

В целом, рис. 3 отражает отклонения, обусловленные в первую очередь (рис. 3а, 3б) наличием «чужих» шлейфов, пришедших извне на территорию города.

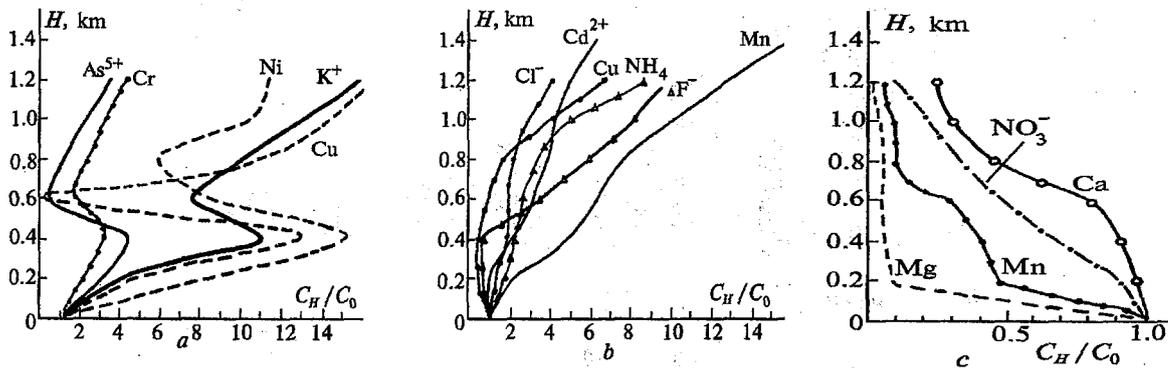


Рис. 3 - Нормированное вертикальное распределение химических компонентов аэрозоля над городами: — — Хабаровск (лето); — — Хабаровск (зима); - - - - Нижневартовск (лето); - - - - Нижневартовск (зима); Δ Δ - Усть-Каменогорск; \circ \circ - Павлодар; \bullet \bullet - Комсомольск-на-Амуре;

Так, рис. 3а показывает наличие в Хабаровске, Нижневартовске и Комсомольске-на-Амуре как «своих» источников As^{5+} , K^+ , Cu , Cr , Ni , образующих шапку над городом, так и «чужих», поступивших извне. Рис. 3б свидетельствует о том, что иногда внешний источник бывает настолько мощным, что создает инверсное распределение элементов по высоте. Такое распределение зафиксировано в Хабаровске, Комсомольске-на-Амуре и Усть-Каменогорске для Cd^{2+} , Cl^- , Cu , F^- , NH_4^+ . Траекторный анализ показал, что шлейф в Комсомольск-на-Амуре поступал из Амурска, в Хабаровск – с территории КНР, в Усть-Каменогорск – из Семипалатинска и Павлодара. Наконец, рис. 3с отражает ситуации, когда такие химические компоненты, как Ca , Mg , Mn , NO_3^- в Павлодаре, Нижневартовске и Комсомольске-на-Амуре генерируются в основном только у поверхности земли и мощность приземных выбросов этих веществ намного больше, чем интенсивность вышерасположенных источников. Однако из всех городов и веществ только в 4 случаях концентрация элементов у поверхности земли была больше, чем в шапке загрязнений.

Из вышеизложенного следует, что в «шапке» массовая концентрация аэрозоля и концентрация многих химических компонентов выше, чем в приземном слое, поэтому необходим хотя бы периодический контроль примесей непосредственно над городом.

Горизонтальная неоднородность распределения концентрации химических компонентов аэрозоля вне шапки и в ее сердцевине показана на рис. 4, который дает представление об обогащении элементов в составе частиц на примере г. Нижний Тагил.

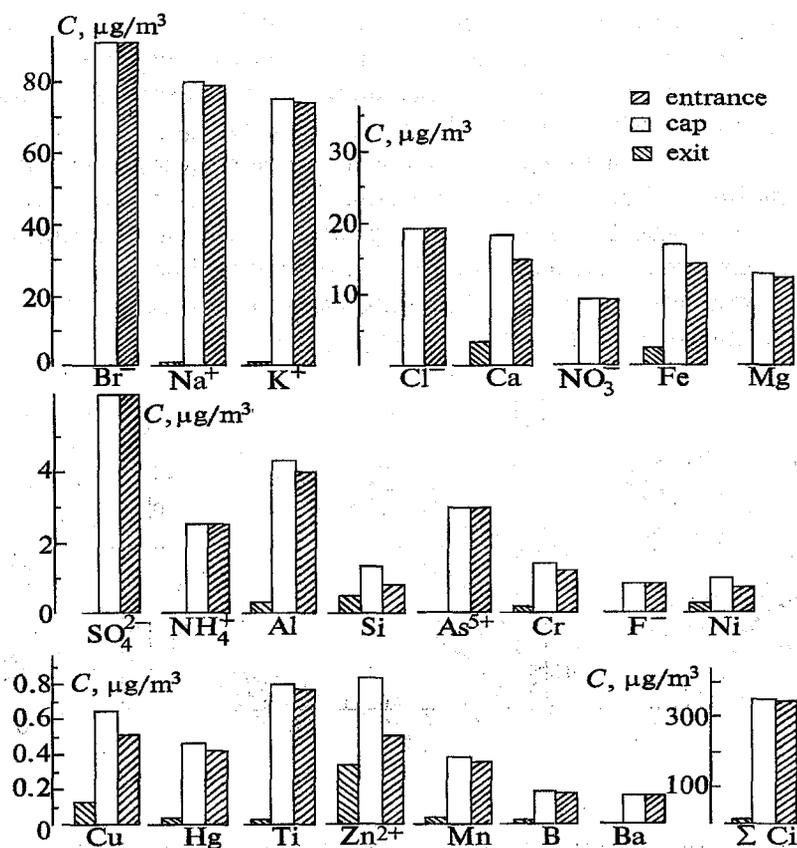


Рис. 4 - Концентрации химических компонентов аэрозоля с наветренной стороны г. Нижний Тагил (entrance), в сердцевине «шапки» над городом (cap) и их разность (exit).

Рис. 4 построен по данным двух полетов. Один выполнялся с наветренной стороны города, в чистом воздухе, на высоте, где концентрация аэрозоля в шапке была максимальной. Второй маршрут пересекал сердцевину шапки загрязнений на той же высоте. Столбец «выход» (exit) является разностью концентраций каждого элемента и суммарной, полученной по результатам обоих маршрутов.

Из рис. 4 видно, что массовая концентрация аэрозоля в сердцевине шапки в 150 раз больше, чем с наветренной стороны города. Обогащение ионов Br^- , Na^+ , K^+ в шапке достигает 1200–700 раз. Обогащение «всего лишь в несколько раз» характерно только для терригенных элементов Ca , Fe , Al , Si , Cu , Zn .

Таким образом, горизонтальные контрасты концентрации аэрозоля между шапкой над городом и чистым воздухом гораздо больше, чем по вертикали, что в общем-то понятно. На территории города генерируются частицы в приземном слое низкорасположенными источниками, и сюда же оседает аэрозоль, «состарившийся» в шапке. В результате действия обоих механизмов контрасты концентрации по вертикали уменьшаются.

В конечном счёте, аэрозольная шапка над городом, возникающая вследствие суперпозиции выбросов в приземном слое и вышерасположенных источников, имеет вертикальные размеры в несколько сотен метров (400–600 м) и несколько десятков километров по горизонтали. Ее высота и динамика определяются уровнем внутреннего слоя перемешивания. Она имеет неоднородную структуру по вертикали и горизонтали, и существенно отличается по химическому составу от приземного аэрозоля.

ЛИТЕРАТУРА

1. Малахов С.Г., Маханько Э.П. // Успехи химии. 1990. Т. 59. Вып. 11. с. 1777–1798.
2. Савенко В.С. Природные и антропогенные источники загрязнения атмосферы. М.: ВИНТИ, 1991. 211 с.
3. Виноградова А.А. // Известия РАН. Сер. ФАО. 1993. Т. 29. N 4. с. 437–456.
4. Rahn K.A. // Atmos. Environ. 1981. V. 15. N 8. P. 1457–1464.
5. Rahn K.A., Lowenthal D.H. // Science. 1985. V. 228. N 4697. P. 275–284.
6. Аэрозоль и климат/Под ред. К.Я. Кондратьева. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 542 с.
7. Зуев В.Е., Белан Б.Д., Кабанов Д.М. // Оптика атмосферы и океана. 1992. Т. 5. N 10. с. 1012–1021.
8. Белан Б.Д. // Оптика атмосферы и океана. 1993. Т. 6. N 2. с. 205–222.
9. Белан Б.Д., Симоненков Д.В., Толмачев Г.Н. // Оптика атмосферы и океана. 1996. Т. 9. N 4. с. 453–459.
10. Острогозильский Ф.Х., Петрухин В.А. Мониторинг фоновое загрязнение природных сред. Л.: Гидрометеиздат, 1984. с. 56–78.
11. Ивлев Л.С. Химический состав и структура атмосферных аэрозолей. Л.: ЛГУ, 1982. 366 с.
12. Владимиров А.М., Ляхин Ю.Н., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г. Охрана окружающей среды. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 424 с.
13. Белан Б.Д., Микушев М.К., Панченко М.В. и др. // Оптика атмосферы и океана. 1991. Т. 4. N 4. с. 995–1005.
14. Пененко В.В., Алоян А.Е. Модели и методы для задач охраны окружающей среды. Новосибирск: Наука, 1985. 256 с.
15. Пененко В.В. // Тезисы докладов Сибирского совещания по климатологическому мониторингу. Томск, Изд. ТНЦ, 1995. с. 56.
16. Белан Б.Д. // Оптика атмосферы и океана. 1994. Т. 7. N 8. с. 1044–1054.

УДК 551.510.42(571.52) «450»

В.И. Стурман, Л.Г. Кузнецова

ДИНАМИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУШНОГО БАСЕЙНА Г. ИЖЕВСКА ЗА ДЕСЯТИЛЕТНИЙ ПЕРИОД РЕФОРМ

Удмуртский государственный университет, г. Ижевск, Россия

Среднегодовые характеристики загрязнения атмосферы и зависимость загрязнения от метеорологических и других факторов наиболее надежно определяются по данным стационарных постов Госкомгидромета. Максимальные уровни загрязнения, складывающиеся при неблагоприятных метеорологических условиях (подразумеваются под ними не только общегородские НМУ – штили, инверсии, и т.п., но и локальные НМУ, когда ветер направлен от промышленной зоны в сторону данного района), более детально прослеживаются по данным подфакельных наблюдений Госсанэпиднадзора.

Общий уровень загрязнения выражается величиной ИЗА (индекс загрязнения атмосферы); его величину принято определять по 5 веществам, вносящим наибольший «вклад» в его величину (приоритетным загрязняющим веществам). Перечень таких веществ в последнее десятилетие претерпевал определенные изменения. В начале 1990-х гг. наибольший вклад в величину ИЗА вносил 3,4бенз(а)пирен; с переводом ряда котельных на природный газ концентрации этого вещества значительно уменьшились, и на первую позицию в перечне приоритетных загрязняющих веществ вышел формальдегид. Динамика величины ИЗА и ее структура отражена на рис. 1.

Таким образом, в рамках 10-летнего интервала выделяются: период спада общего уровня загрязнения в 1991–1994, совпадающий по времени с промышленным спадом, и период относительной стабильности с некоторыми межгодовыми колебаниями (1995–2000 гг.). Однако объяснение динамики уровня загрязнения только изменениями объемов производства на предприятиях города не вполне правомерно, поскольку претерпела изменения структура выбросов, а начавшийся с 1997–98 гг. постепенный подъем производства пока не повлек за собой роста загрязненности воздушного бассейна города. Кроме того, на протяжении всего

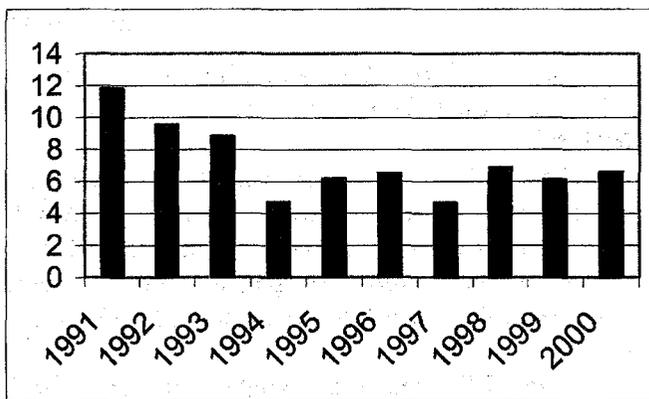


Рис. 1 - Динамика индекса загрязнения атмосферы г. Ижевска в 1991-2000 гг.

рассматриваемого периода происходил неуклонный рост выбросов от автотранспорта, как в относительном, так и в абсолютном выражении. В последние годы (1999–2001) наметилась тенденция к росту выбросов, главным образом за счет увеличения сжигания на ТЭЦ мазута, в связи с ограничением поставок природного газа. Однако эти выбросы осуществляются через высокие трубы и на загрязнении воздушного бассейна города практически не сказались. Среднегодовые концентрации диоксида серы в 1991–2001 г. даже несколько снизились.

Оксиды азота в Ижевске устойчиво входят в число приоритетных загрязняющих веществ, определяющих величину ИЗА по городу. При этом на долю автотранспорта приходится 25% выбросов оксидов азота. Среди промышленных объектов наибольший выброс диоксида азота имеют ТЭЦ-2 (около 50% общегородского выброса), АО «Ижсталь» (10,9%) и ТЭЦ-1 (5,9%). Однако выбросы от стационарных источников, особенно от ТЭЦ, происходят через высокие трубы и рассеиваются в пределах больших территорий, обычно не создавая высоких концентраций. Поэтому наибольшие концентрации оксида азота четко приурочены к транзитным магистралям, выделяющимся и на карте общего уровня загрязнения атмосферы (рис. 2). Выбросы диоксида азота имеют довольно устойчивую тенденцию к снижению, испытывая колебания в связи с изменениями объема производства, при более устойчивом вкладе автотранспорта.

Оксид углерода также входит в число приоритетных загрязняющих веществ, определяющих величину ИЗА. При этом на долю автомобильного транспорта приходится 87,6% выбросов оксида углерода в городе. Среди промышленных объектов наибольший выброс оксида углерода имеет АО «Ижсталь». Колебания этого выброса, связанные с изменениями объема производства, при более устойчивом вкладе автотранспорта, в значительной мере определяют межгодовую динамику выбросов и концентраций.

Поскольку автотранспорт рассредоточен по всей территории города, средние концентрации оксида углерода в пределах городской территории различаются незначительно, нигде не достигая величины ПДК_{сс}. Наибольшие концентрации оксида углерода наблюдаются вблизи промышленных зон. С приближением к окраинам, а также в хорошо озелененных районах концентрации ниже. Однако отсутствие стационарных постов в непосредственной близости от ряда загруженных транспортом улиц не позволяет в полной мере достоверно охарактеризовать распределение концентраций данного вещества. По данным подфакельных наблюдений, при неблагоприятных условиях концентрации оксида углерода могут значительно возрастать.

Формальдегид регулярно контролируется только в 3 точках, расположенных в северо-восточной части города. В 2000 г., как и в предшествующие годы, средние концентрации формальдегида значительно превышали предельно допустимые значения (ПДК_{сс}) по всем 3 стационарным постам, где это вещество контролировалась. Концентрации формальдегида измеряются также в ряде пунктов подфакельных наблюдений вблизи Северо-Восточной промышленной зоны.

По совокупности контрольных точек картируется очаг загрязнения, четко приуроченный к данной промзоне. При этом концентрации формальдегида устойчиво растут, и в последние годы именно это вещество в наибольшей степени определяет величину ИЗА для города в целом. Однако из-за отсутствия данных по другим районам города при картографировании значений ИЗА формальдегид в расчеты не включался.

Из учтенных источников загрязнения атмосферы формальдегидом наиболее крупным является комплекс производственных предприятий строительной индустрии. Вклад автотранспорта неизвестен, но может быть значителен.

3,4 бенз(а)пирен только на 2 постах, причем в связи с особенностями методики могут определяться только среднемесячные концентрации по накоплению на фильтрах. В 1997 – 1999 гг. из-за недостатка средств и эти наблюдения не велись.

В конце 1980-начале 1990-х гг. 3,4 бенз(а)пирен, вещество 1-го класса опасности с сильно выраженными канцерогенными свойствами, возглавляло список приоритетных примесей (3-4 ПДК в среднем за год и до 12 ПДК в отдельные месяцы). На протяжении 1990-х гг. благодаря переводу ряда котельных на газовое топливо выбросы 3,4 бенз(а)пирена значительно снизились, и в 2000 г. среднегодовые концентрации не превышали ПДК. Однако в отдельные месяцы превышения ПДК наблюдаются и в настоящее время. 3,4 бенз(а)пирен по-прежнему входит в число 5 приоритетных примесей, определяющих величину ИЗА для города в целом.

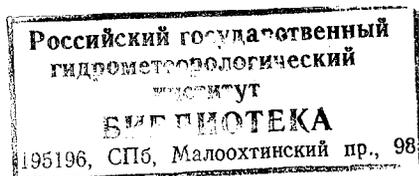
Взвешенные вещества (пыль). Наибольший уровень запыленности атмосферы наблюдается в центральной части города. К окраинам концентрации пыли заметно снижаются, и это указывает на преимущественную роль источников взвешенных веществ внутри города. При этом среднегодовые концентрации пыли нигде не достигают величины ПДК_{сс}. Поступление взвешенных веществ в атмосферу довольно слабо поддается учету, т.к. кроме поступления пыли от промышленных объектов, большое количество ее попадает в атмосферу под действием ветра, как в городе, так и за его пределами. Поэтому концентрации пыли довольно сильно изменяются по сезонам.

Пространственное распределение характеристик загрязнения. Среднегодовые величины ИЗА определяются только на стационарных постах, поэтому их величины по территории города различаются довольно слабо. Выделяется лишь зона повышенных значений (ИЗА более 1,5), включающая центральную, южную, юго-восточную и северо-восточную части города, и зона пониженных значений (ИЗА до 1,5), к которой относятся западная, северо-западная и восточная окраины города.

Загрязнение атмосферы при неблагоприятных метеоусловиях изучено более детально, т.к. использованы данные подфакельных наблюдений. Величины ИЗА_{нм}, представленные на рис. 2, характеризуют не одновременно складывающуюся картину, а совокупность факелов загрязнения, которые при разных направлениях ветра бывают направлены на разные районы города. Величины ИЗА были определены только по веществам, контролируемым в преобладающей части стационарных постов и пунктов подфакельных наблюдений – оксидам азота, серы и углерода. Поэтому значения ИЗА для города в целом и по отдельным районам существенно различаются.

По сравнению с опубликованными [1] ранее аналогичными данными по состоянию на начало 1990-х гг., очаги загрязнения при НМУ значительно сократились в размерах и степени выраженности. Если 10 лет назад нередкими были значения ИЗА, рассчитанных по тем же веществам, до 10 и более, то по состоянию на 2000 г. наибольшее значение ИЗА составило 4,08. Это примерно соответствует отмеченному выше снижению среднегодовых величин ИЗА для города в целом. Это произошло главным образом за счет резкого снижения концентраций диоксида серы; по оксидам азота и углерода динамика менее однозначна.

Не менее существенно изменение территориальной структуры загрязнения. Если в начале 1990-х гг. она имела четко выраженный концентрический характер, со смещением максимумов на 1-2 км к востоку от Центральной промышленной зоны, то в 2000 г. максимумы оказались приближены непосредственно к промышленным зонам и магистральным улицам. Это вполне определено указывает на сокращение роли в загрязнении воздушного бассейна города высоких источников и



относительное возрастание роли низких источников, таких как автотранспорт и неорганизованные выбросы на территории Центральной промышленной зоны.

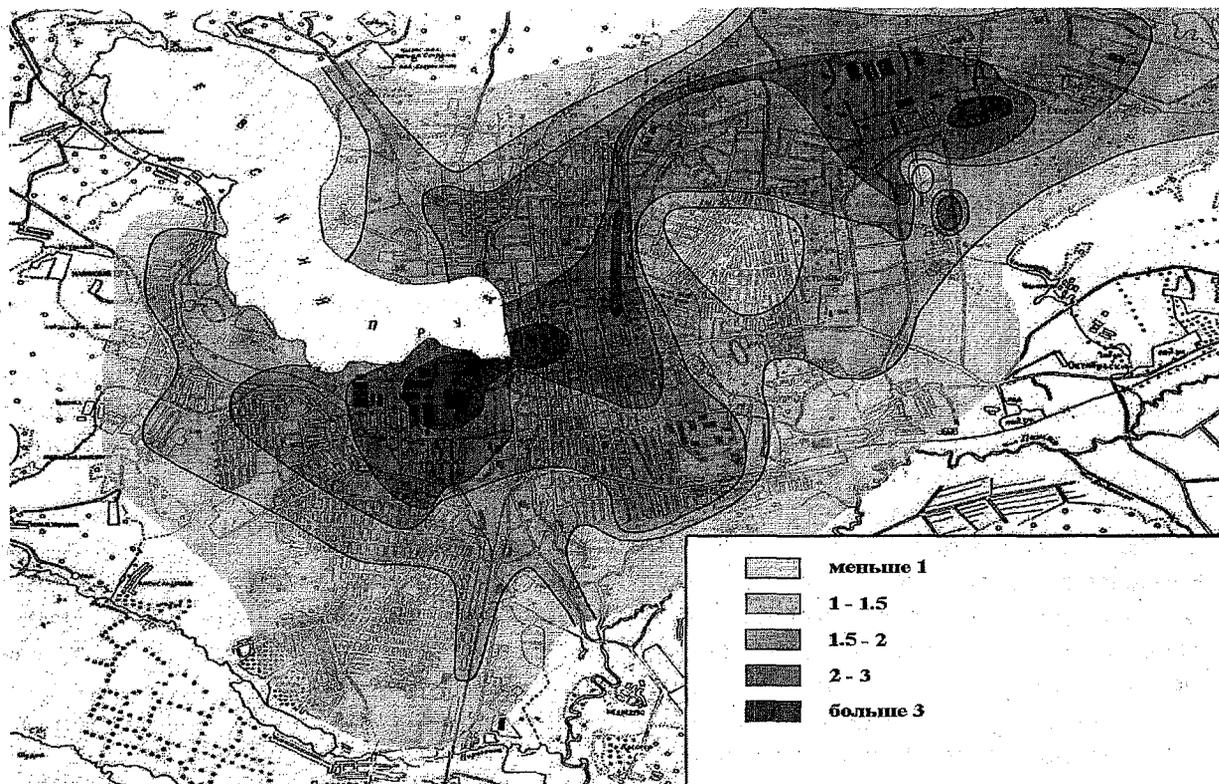


Рис. 2 - Средние значения индекса загрязнения атмосферы г. Ижевска при неблагоприятных метеоусловиях

Пути оздоровления воздушного бассейна города. Состояние окружающей среды города жестко задано его исторически сложившейся планировочной структурой. Предприятия, расположенные в центре города, отрицательно влияют на экологическую обстановку не только прямо, как источники выбросов, но и косвенно, как нагрузка на инфраструктуру и факторы формирования транспортных потоков. При такой планировочной структуре город обладает очень ограниченным потенциалом устойчивости. В этих условиях городская администрация в течение ряда лет небезуспешно реализует стратегию, направленную на сочетание экологических и экономических аспектов в развитии города.

В начале 1990-х гг. были выполнены комплексные геоэкологические исследования территории города. Позднее, в 1995-98 гг. был разработан опирающийся на результаты этих исследований новый генеральный план города. В настоящее время заканчивается кадастровая оценка земель, в рамках которой проводится инвентаризация всего, что располагается на территории города, в сочетании со стоимостной оценкой расположения земельных участков, обеспеченности их объектами инфраструктуры, экологического состояния. Далее должен быть решен вопрос о разработке градостроительного регламента - обширного документа, в котором применительно к каждому участку должны быть зафиксированы желательные и нежелательные формы использования и экономические рычаги в виде соответственно пониженных и повышенных ставок поземельной платы. Так формируется экономический механизм природопользования, подобный действующим в экономически развитых странах, и направленный на улучшение экологической ситуации при росте экономических показателей.

В 1998 г. Городской думой г. Ижевска была принята муниципальная программа охраны окружающей среды на период до 2003 г. Раздел программы «Оздоровление и охрана воздушного

бассейна» содержит 15 позиций, из них к концу 2002 г. выполнены или близки к выполнению 11 (реконструкция и перевод на газовое топливо ряда котельных, газификация частных домов, строительство объездных дорог, развертывание сети пунктов контроля и регулировки выхлопов автотранспорта, разработка норматива ПДВ для города в целом и др.). Остаются нереализованными наиболее дорогостоящие мероприятия, такие как строительство электросталеплавильного цеха АО «Ижсталь» взамен выводимых из работы мартеновских печей, реконструкция окрасочной линией АО «Иж-авто» и др. Медленно идет перевод на газовое топливо тяжелых грузовиков и автобусов.

Данная публикация содержит очень краткое изложение материалов, опубликованных в книге [2].

ЛИТЕРАТУРА

1. Геоэкологические проблемы Удмуртии: Учеб. пособие / Под ред. В.И. Стурмана. УдГУ. Ижевск, 1997. 158 с.

2. Воздушный бассейн Ижевска / Под ред. В.И. Стурмана. Москва - Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2002. 96 с.

УДК [551.556.4.:551.58:621.311.21](567)

М.Х. Мохаммед, В.А. Васильев

ОЦЕНКА ВЕЛИЧИН КОНЦЕНТРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ, ПОСТУПАЮЩИХ В АТМОСФЕРУ ОТ ТЭС, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА ТЕРРИТОРИИ ИРАКА

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

Современное геополитическое положение Ирака требует повышенного внимания к проблемам экологической безопасности энергетических объектов [1,6]. Особенно остро эта проблема встала после подписания Киотского протокола, в котором содержатся дифференцированные обязательства государств по сокращению выбросов парниковых газов в 2008–2012 гг. [7].

В то же время для Ирака вопросы воздействия энергетических объектов на окружающую среду практически не рассматривались. Это связано с одной стороны с отсутствием необходимой информационной базы как по природным условиям, так и по технологии производства энергии, а с другой стороны, с отсутствием необходимой нормативно-законодательной базы и научных исследований в этом направлении.

Тепловые электростанции (ТЭС) являются основными источниками для производства электроэнергии в Ираке. В настоящее время работает 34 энергоблока. На их долю приходится около 80 % общего производства энергии в стране.

В настоящей работе рассматриваются условия диффузии загрязняющих веществ, поступающих в атмосферу в результате эксплуатации ТЭС. В качестве исходных данных использовались сведения о климатических условиях распространения примесей в атмосфере на рассматриваемой территории [2,8], а также о технических параметрах ТЭС и видах используемого органического топлива.

Суммарное количество M_j загрязняющего вещества j , поступающего в атмосферу с дымовыми газами (г/с) рассчитывалось в соответствии с методикой [5] по формуле :

$$M_j = c_j V_{cr} B_p K_n \quad (1)$$

где c_j - массовая концентрация загрязняющего вещества, j в сухих дымовых газах при стандартных коэффициентах избытка воздуха $\alpha_0 = 1.4$ кг/кг топлива и нормальных условиях, мг/м³;

V_{ce} - объем сухих дымовых газов, образующихся при полном сгорании 1 кг. топлива, при $\alpha_0 = 1.4$ кг/кг топлива ;

B_p - расчетный расход топлива (т/ч) при определении выбросов в г/с;

k_n - коэффициент пересчета ($0.278 \cdot 10^{-3}$).

При сжигании нефтепродуктов, в частности мазута, образуется сернистый ангидрид, окислы азота и мазутная зола. При этом выбросы NO_x и SO₂ обладают суммацией действия [3]. Результаты расчета валовых выбросов в зависимости от мощности приведены в таб. 1.

Таблица 1

Валовые выбросы, загрязняющих веществ в зависимости от мощности и вида топлива при 50 % рециркуляции дымовых газов, г/с.

Мощность, МВт	Вид топлива						
	Газ		Мазут				
	NO _x	CO	NO _x	SO ₂ +NO _x	CO	SO ₂	Зола
200	118.82	10.81	87.84	217.21	11.01	762.23	1.25
260	154.41	14.04	114.14	282.36	14.33	990.86	1.62
330	196.02	17.82	144.87	358.38	18.15	1257.61	2.06
640	380.16	34.56	280.96	695.04	35.22	2439.11	3.99
800	475.21	43.21	351.22	868.81	44.24	3048.82	4.95
1200	712.83	64.82	526.84	1303.21	66.12	4574.24	7.49

Из таблицы видно, что величины валовых выбросов зависят прежде всего от мощности энергетических источников, с увеличением которой они возрастают. Кроме этого величина и структура выбросов в значительной степени определяется видом используемого топлива. При использовании газа в атмосферу поступает только NO_x и CO. При этом объем валовых выбросов по NO_x оказывается несколько больше, чем при использовании мазута. Особенно большое количество поступает в атмосферу SO₂ при сжигании мазута.

Расчеты приземной концентрации загрязняющих веществ, поступающих в атмосферу в процессе работы ТЭС проводились в соответствии с методикой [3].

Результаты расчетов представлены в таб. 2. Из таблицы видно, что значения максимальных концентраций зависят, прежде всего, от мощности ТЭС и вида используемого топлива. С увеличением мощности величины максимальных концентраций значительно возрастают. Наиболее неблагоприятным видом топлива является мазут, при использовании которого в атмосферу выбрасывается большое количество окислов серы, мазутной золы и углерода. При этом наиболее значительные величины концентраций наблюдаются для окислов серы и мазутной золы.

Сопоставление полученных данных с величинами предельно допустимых концентраций (ПДК) показывает, что даже для станций небольшой мощности максимальная концентрация SO₂ в 4-5 раз превышает значения среднесуточной ПДК (ПДК_{с.с.} = 0.05 мг/м³), а для станций средней и большой мощности (800-1200 МВт), более чем в два раза превышаются величины максимально разовой ПДК (ПДК_{м.р.} = 0.5 мг/м³). Международные критерии по среднесуточным концентрациям превышаются почти в 10 раз.

Аналогичная ситуация наблюдается для случая суммационного воздействия SO₂ и NO₂. При этом наиболее существенный вклад в суммационное воздействие вносит двуокись серы. Следует отметить, что учет суммации вредного действия для одиночного источника не влияет на значения расстояния, где достигается наибольшее загрязнение воздуха, и опасной скорости ветра.

Таблица 2

**Максимальные концентрации загрязняющих веществ для ТЭС
различной мощности в зависимости от вида топлива, мг/м³**

Мощность, МВт	Число блоков	Вид топлива						
		Газ		Мазут				
		Концентрация ингредиентов						
		CO	NO ₂	SO ₂	NO ₂	CO	NO ₂ +SO ₂	зола
200	2	0.031	0.050	0.219	0.037	0.032	0.062	0.0058
260	2	0.040	0.065	0.284	0.048	0.041	0.081	0.0076
330	6	0.051	0.083	0.362	0.061	0.052	0.103	0.0096
640	4	0.099	0.160	0.701	0.119	0.101	0.201	0.0188
800	4	0.124	0.201	0.876	0.149	0.126	0.249	0.0234
1200	6	0.186	0.302	1.315	0.223	0.191	0.375	0.0352

Необходимо отметить, что превышения ПДК_{с.с} по значениям максимальных концентраций для мазутной золы отмечается также для станций средней и большой мощности. В зависимости от расстояния концентрация мазутной золы сначала возрастает (таб. 3), достигая максимальных значений на расстояниях от 200 до 400 метров от источника, а затем закономерно убывает. Заметим также, что значения максимальных концентраций мазутной золы в меньшей степени зависят от мощности станций, чем концентрации двуокиси серы.

Выбросы в атмосферу CO и NO₂ отмечаются как при использовании мазута в качестве топлива, так и при использовании природного газа. При сжигании мазута концентрации CO незначительно превышают эти значения, образующиеся при сжигании газа. Сравнение с предельно допустимыми концентрациями показывает, что для CO превышений ПДК не наблюдается.

Таблица 3

**Изменение в зависимости от расстояния концентрации загрязняющих веществ,
для ТЭС мощностью 1200 МВт, мг/м³**

Расстояние, м	Вид топлива						
	Газ		Мазут				
	Концентрация ингредиентов						
	CO	NO ₂	SO ₂	NO ₂	CO	NO ₂ +SO ₂	зола
50	0.006	0.009	0.041	0.007	0.008	0.012	0.0041
100	0.021	0.034	0.147	0.025	0.032	0.043	0.0127
200	0.067	0.109	0.465	0.080	0.074	0.135	0.0294
400	0.156	0.252	1.079	0.186	0.161	0.313	0.0281
500	0.178	0.288	1.236	0.213	0.183	0.358	0.0246
650	0.186	0.302	1.315	0.223	0.192	0.375	0.0211
1000	0.161	0.260	1.114	0.192	0.171	0.324	0.0176
3000	0.056	0.090	0.387	0.067	0.064	0.112	0.0046

Максимальные концентрации двуокиси азота, образующиеся при сжигании газа примерно в два раза превышают эти значения, возникающие при использовании мазута. Причина этого заключается в теплофизических свойствах газа и мазута [4]. Для станций средней и большой мощности максимальная концентрация NO₂ в 4-5 раз превышает значения среднесуточной ПДК (ПДК_{с.с}=0.04 мг/м³).

Приведенные в таб. 3 результаты расчета изменения концентраций загрязняющих веществ в зависимости от расстояния для станций мощностью 1200 МВт показывают, что величины концентраций закономерно возрастают с увеличением расстояния, достигая максимальных значений при

$x=x_m$. При дальнейшем увеличении расстояния величины концентраций уменьшаются. Максимальные концентрации наблюдаются на расстоянии $x_m=651$ м для газовых составляющих выбросов, и на расстоянии 325 м для выбросов мазутной золы.

Расчеты показывают, что при существующих значениях фоновых концентраций достижение ПДВ возможно либо за счет значительного снижения мощности станции, либо за счет внедрения комплекса природоохранных мероприятий, обеспечивающих снижение концентраций загрязняющих веществ в приземном слое воздуха.

Проведенное исследование позволяет сформулировать ряд первоочередных мероприятий, которые сводятся к следующему:

1. Необходимо использовать в качестве основного топлива газ, сократив до минимума использование различных фракций нефти и в особенности мазута;
2. Необходимо провести комплекс исследований по определению неблагоприятных метеорологических условий (НМУ) для каждого пункта, в котором размещены тепловые электростанции, а также разработать методы их прогноза с учетом реальных метеорологических условий;
3. Требуется провести инвентаризацию источников выбросов, с целью уточнения концентрации загрязняющих веществ в газоаэрозольных выбросах;
4. При реконструкции действующих и проектировании новых энергетических объектов необходимо предусмотреть строительство высоких и горячих источников выбросов; высота источников должна быть не менее 100 м.

Этот список можно было бы значительно расширить за счет включения в него мероприятий локального характера. Однако, их целесообразность может быть обоснована только после того, как будет сформулирована нормативно-законодательная база рационального природопользования и план первоочередных природоохранных мероприятий.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Абрамов А.И., Елизаров Д.П., Ремизов А.Н., Седлов А.С., Стерман Л.С. Шищенко В.В.* Повышение экологической безопасности ТЭС. М.: Изд. МЭИ, 2002. – 376 с.
2. *Климаты зарубежной Азии.* / Под ред. А.Н.Лебедев ;Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 448 с.
3. ОНД-86. Госкомгидромет. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 92 с.
4. РД 153-34.0-02.303-98. Инструкция по нормированию выбросов загрязняющих веществ в атмосферу для тепловых электростанций и котельных. – М.: ОРГРЭС, 1998. – 27 с.
5. РД 34.02.305-98. Методика определения валовых выбросов загрязняющих веществ в атмосферу от котельных установок ТЭС. – М.: ВТИ, 1998. – 115 с.
6. *Салов Ю.В., Варнашов В.В., Великороссов В.В., Шельгин Б.Л.* Экологическое обоснование строительства, расширения и реконструкции ТЭС: Учеб.пособие/ Под общ. ред. Ю.В. Салова; Иван. гос. энерг. ун-т. – Иваново, 2002. – 96 с.
7. *Экология – энергетика – экономика.* М.: ГУ ИЭС, 2000. – 214 с.
8. *Алишалаи А.Х.* Климат Ирака. Басра университет. – Ирак, 1988. – 83 с.

СОСТАВ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ И ВОЗДЕЙСТВИЕ ЕГО КИСЛОТНЫХ КОМПОНЕНТОВ НА РАСТЕНИЯ ПЕРСИКА

Никитский ботанический сад – Национальный научный центр, г. Ялта, Украина

Работа промышленных предприятий, тепловых электростанций и двигателей внутреннего сгорания производят миллионы тонн техногенных выбросов в атмосферу планеты. Основными из них являются оксиды серы и азота. Химические реакции, протекающие в атмосфере, приводят к образованию вторичных загрязняющих веществ: серной и азотной кислот [3] – отсюда кислотные осадки (КО), которые могут выпадать на большом расстоянии от источника эмиссии, в том числе и в сельскохозяйственных районах. Плодовые растения признаны чувствительными к загрязнению воздуха оксидами серы и азота [1, 6]. Исследования по влиянию КО на косточковые плодовые культуры малочисленны [4].

В связи с этим, в нашу задачу входило проведение мониторинга состава атмосферных осадков в сельскохозяйственном районе степного Крыма (Степное отделение НБС-ННЦ, 25 км от г. Симферополя, Крым, Украина) вблизи селекционно-коллекционных и промышленных насаждений плодовых культур. Целью исследования было обнаружение КО, установление связи их рН с химическим составом для целей оперативного слежения за состоянием окружающего воздуха. Так как КО в природе явление эпизодическое и случайное, был проведен полевой эксперимент по влиянию искусственного кислотного дождя (ИКД) различного состава и величины рН на рост и урожай плодов персика для установления пороговых концентраций ИКД, способного значительно повлиять на эти показатели.

Мониторинг состава атмосферных осадков осуществлялся в течение всего года подекадно. В осадках определяли величину рН и концентрацию иона NH_4^+ -потенциометрически. Содержание ионов NO_3^- , SO_4^{2-} и Cl^- - химическими методами [5]. Рассчитывали среднемесячные (логарифмические для рН и взвешенные для ионов) количества примесей, а также средне сезонные (за тёплый и холодный период) их значения. Проведена статистическая обработка результатов мониторинга атмосферных осадков за 8 лет (1994-2001 г.г.) с установлением корреляционных зависимостей величины рН от качества выпадающих осадков [2].

В полевом эксперименте по влиянию ИКД на плодовые растения персика исследовали деревья в возрасте двух сортов: Фаворита Мореттини (ранний) и Докторский (средний) на подвое миндаль. Возраст растений – 2 года. Вариантами опыта были величины рН ИКД равные 2, 3, 4 и 5 единицам. Состав ИКД – сульфатный и нитратный. Контролем служили не опрысканные деревья. Частота опрыскивания – один раз в месяц в течение пяти месяцев вегетации от полного цветения до листопада. Продолжительность опыта – 3 вегетационных периода (1997-1999 г.г.). В опыте измеряли длину всех однолетних побегов и площадь листовой пластинки. Плодоношение оценивали подсчетом и взвешиванием всех плодов на каждом дереве. Повторность опыта пятикратная.

Мониторинг состава атмосферных осадков показал, что их измеренная величина рН за исследуемый период колебалась от 3,82 до 7,63 (таб. 1). Наиболее низкие значения рН приходились на холодный период года, наиболее высокие, как правило, на теплый период. Осадки с рН меньше 5 встречались, как правило, в холодный период года и составляли от 6 до 33 % от общего количества. Осадки с рН более 7 в течение года также встречались редко – от 0 до 23 % случаев. В основном они обнаруживались в теплый период года. Наиболее часто осадки имели рН от 5 до 7. Число случаев с этой величиной рН колебалась от 53 до 82 % от общего в зависимости от года. За исследуемый период средневзвешенные по объему осадков величины рН за холодный период года постепенно повышались от 4,83 в 1994 до 5,42 в 2001 году с незначительными колебаниями по го-

дам (рис. 1). В теплый период года наблюдалась обратная тенденция с большим размахом колебаний по годам. В 2000 и 2001 годах величина рН достигла минимальных значений за сезон (5,23; 5,01 соответственно), причем измеренные минимальные ее величины опускались до 3,95-4,2 в течение всего июня и в августе 2001 года (рис.). Преобладающим ионом, определившим такую кислотность, был ион NO_3^- . При этом наблюдались видимые повреждения листьев многих растений, в том числе и плодовых, их хлороз, листопад.

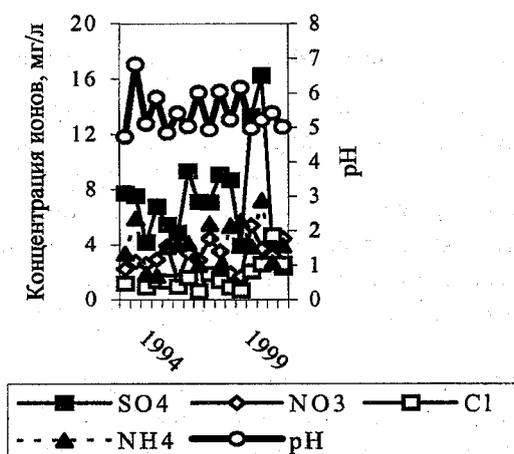


Рис. 1 - Средневзвешенные концентрации основных загрязняющих ионов и величина pH атмосферных осадков по годам и сезонам наблюдений, Степное отделение НБС (1994-2001 г.).

В пяти годах из 8, когда определяли хлорид-ион, его содержание в холодный период года было выше, в 1997 и 2001 годах значительно (разница с теплым периодом года значима на 10 % уровне), чем в теплый (рис. 1). Измеренные концентрации иона NH_4^+ в осадках были незначительными и изменялись от 0,21 до 5,8 мг/л. Среднегодовое содержание этого иона варьировало 0,75 мг/л 1995 до 2,2 в 1999 году. По сезонам года также отмечены различные тенденции (рис. 1).

Несомненно, что величина pH осадков определяется их химическим составом. Чтобы оценить количественные зависимости между этими показателями, мы провели их корреляционный и регрессионный анализ. Если судить по коэффициентам корреляции, величина pH атмосферных осадков в этот период зависела от содержания иона SO_4^{2-} . В четырех годах из восьми обнаружена тесная достоверная отрицательная зависимость между величиной pH осадков и его содержанием, в остальные годы сохранялась стойкая тенденция. В среднем за 8 лет наблюдений отмечена достоверная обратная зависимость между этими величинами, как для теплого, так и для холодного периодов года (таб. 1). Вычисленные уравнения регрессии с определенной долей вероятности показывают, что при отсутствии иона SO_4^{2-} в осадках в холодное время года их pH будет равна 5,61, то есть близкой к таковой бидистиллированной воды. При увеличении содержания иона SO_4^{2-} на каждые 10 мг/л она будет уменьшаться на 0,6 единицы.

Корреляционная зависимость между концентрацией иона NO_3^- в осадках и их pH в течение 8 лет наблюдений была как отрицательной, так и положительной. Достоверная отрицательная тесная связь между этими величинами обнаружена в холодный период.

Преобладающим анионом в осадках является ион SO_4^{2-} . Его измеренное содержание, как и прочих ионов, было очень переменчивым и колебалось от 2,17 до 24,5 мг/л. Наиболее высокие концентрации иона SO_4^{2-} в осадках были в холодный период 1999 и в течение всего 2000 года. Средневзвешенные значения за сезон достигали 9,4-16,3 мг/л (рис. 1). Содержание иона NO_3^- в осадках колебалось от 0,57 до 7,47 мг/л. В отдельных случаях до 9-16 мг/л в холодное время года. По сезонам года отмечены значительные колебания в зависимости от года исследований. Наиболее высокие средневзвешенные за сезон концентрации этого иона, так же как и SO_4^{2-} , отмечены в холодный период 2000 года и в теплый 2001 года (рис. 1). Содержание хлорид-иона в атмосферных осадках было невысоким в течение 1994-2000 годов и колебалось от 0,26 до 5,4 мг/л. Однако, в конце 2001 года его измеренные концентрации в осадках увеличились до 11-18 мг/л. Средневзвешенные за сезон его значения колебались от 0,61 до 4,62 мг/л (рис. 1). В

Таблица 1

Коэффициенты корреляции и уравнения регрессии связи pH атмосферных осадков с содержанием основных примесей в среднем за 8 лет наблюдений, по среднемесячным средневзвешенным по объему осадков данным (1994-2001 гг.)

Период	N	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺
Холодный	25	-0,56 pH = 5,61-0,06[SO ₄ ²⁻]	-0,64 pH=6,02-0,19[NO ₃ ⁻]	-0,70 pH=5,46-0,20 [Cl ⁻]	0,62 pH=0,69[NH ₄ ⁺]+4,11
Теплый	23	-0,75 pH=6,48-0,08 [SO ₄ ²⁻]	-0,63 pH=6,10-0,20[NO ₃ ⁻]	-0,20	0,55 pH=0,72[NH ₄ ⁺]+4,66

Примечание: для коэффициентов корреляции, достоверных на 5 % и более высоком уровне значимости, рассчитаны уравнения прямолинейной регрессии.

1994 и теплый 1995, 1997 и 2001 года (коэффициенты корреляции равны: -0,96; 0,95; -0,85; -0,99 соответственно). Коэффициент корреляции, рассчитанный за те годы, когда связь между этими величинами была отрицательной средней или сильной, равен -0,64 таб. 1). Коэффициенты детерминации для 8-летних данных показывают больший процент участия ионов NO₃⁻ (41 %) в подкислении осадков в холодный период года, чем сульфатов (31 %). В теплый период года, наоборот, pH в большей мере (56 %) определялась концентрацией сульфатов, чем нитратов (40 %). Возможно, это также связано с подщелачивающим эффектом иона NO₃⁻ в теплый период года, который в основном связан с кальцием.

Содержание хлорид-иона лишь в 1995 (теплый период) и 1996 (холодный) годах определяло подкисление осадков ($r = -0,98$ и $-0,99$ соответственно). Для пяти лет из восьми (холодный период года), когда обнаружена отрицательная связь между величиной pH и концентрацией хлорид-иона, рассчитанный коэффициент корреляции равен $-0,70$ и достоверен на 5 % уровне значимости. Уравнение регрессии показывает значительное влияние концентрации иона хлора в атмосфере на величину pH (таб. 1). На наш взгляд это не связано не только с усилением штормов Черного моря в зимний период, главного источника фоновое содержания хлора, т.к. по многолетним данным величины pH осадков на побережье всегда выше 5,5. Возможно, появился какой-то местный антропогенный источник выделения хлора или это результат дальнего переноса поллютантов.

Количество иона NH₄⁺, наоборот, в 1994 году способствовало подщелачиванию осадков, корреляционная связь прямая очень тесная достоверная ($r=0,95$). Корреляционный анализ многолетних данных концентрации иона NH₄⁺ в осадках и величины их pH показал положительную достоверную среднюю зависимость между ними и подщелачивающее действие этого иона. Вычисленные уравнения регрессии (таб. 1) позволяют прогнозировать степень изменения pH осадков от концентрации этого иона в них.

Проведение модельного полевого эксперимента по влиянию ИКД различного состава на растения персика сорта Фаворита Мореттини показало, что кислотный дождь с pH=2, независимо от состава, достоверно сокращал площадь листовой пластинки обоих сортов персика в период окончания интенсивного роста побегов на 5-6 см², что составило 7-14 % от контроля, при другом pH не изменял ее величины. Если учесть, что пятна отмершей ткани на листьях, вызванные ИКД с pH=2 составляли при дожде сульфатного состава 1-3 % площади листовой пластины, то в целом ее активная фотосинтезирующая поверхность уменьшилась на 8-17 % для обоих сортов. ИКД нитратного состава сокращал ее величину в целом на 5-6 % по сравнению с контролем.

Повреждение листового аппарата сказалось на интенсивности синтетических процессов в растениях и привело к угнетению роста. У сорта Фаворита Мореттини как более сильнорослого и чувствительного к ИКД, это проявилось сильнее. Так, общая длина однолетнего прироста у этого сорта в августе была на 2,3 и 3,3 м меньше, чем в контроле при pH дождя сульфатного состава

равном 3 и 2 соответственно; при ИКД нитратного состава она была на 1,7 и 2,0 м меньше, чем в контроле. У сорта Докторский при любом составе дождя с рН 2 и 3 прирост побегов уменьшился на 1,2 и 0,9 м соответственно. ИКД с рН 4 и 5 независимо от состава создавал тенденцию к усилению роста побегов у сорта Фаворита Мореттини на 1,2 и 1,9 м соответственно; у сорта Докторский дождь сульфатного состава с рН=4 вызывал усиление роста побегов на 2,3 м, при нитратном ИКД это увеличение их длины было еще более значительным и достигало 8 м при рН=4 и 9 м при рН=5 по сравнению с контролем.

Урожай плодов в среднем за 3 года плодоношения у сорта Фаворита Мореттини значительно сокращался под воздействием ИКД сульфатного состава при рН равном 2 и 3. ИКД с рН равном 4 и 5 незначительно снижал его по сравнению с контролем, разница незначима на 5 % уровне. Сорт Докторский был более устойчив к воздействию ИКД и только при рН=2 значительно сокращал урожай, при рН 3-5, наоборот, увеличивал его, особенно значительно при рН=4 (таб. 2).

ИКД нитратного состава в меньшей степени воздействовал на урожай плодов сорта Фаворита Мореттини, чем сульфатный при тех же величинах рН (таб. 2). Достоверное снижение урожая при рН=5 связано, вероятно, с созданием более благоприятных условий для развития плодовой гнили (*Monilia fructigena*), когда 10 % плодов было повреждено ею и опало во время созревания. ИКД нитратного состава воздействовал на величину урожая сорта Докторский так же, как на Фавориту Мореттини, но разница с контролем по вариантам опыта была не столь значительной (таб. 2). ИКД с рН=4 увеличивал урожай плодов этого сорта на 11 % по сравнению с контролем.

Таблица 2

Урожай плодов персика (среднее за 3 года опыта), Степное отделение НБС, n = 5

Состав ИКД	рН	Фаворита Мореттини		Докторский	
		Грамм/де-рево	% от контроля	Грамм/де-рево	% от контроля
H ₂ SO ₄	6 (контроль)	476	100	942	100
	5	417	88	1039	110
	4	427	90	1374	146
	3	287	60	998	106
	2	196	41	739	78
HNO ₃	5	389	82	855	91
	4	515	108	1047	111
	3	508	107	965	102
	2	275	58	778	83
НСР 05	--	80	--	79	--

Установлена очень тесная прямая достоверная корреляционная зависимость между величиной рН ИКД (x) и урожаем плодов персика Фаворита Мореттини (y), $r = 0,994$ для ИКД сульфатного состава. Уравнение регрессии для урожая, выраженного в процентах от контроля, имеет вид:

$$y = 14,6x + 17,4.$$

Используя это уравнение, можно рассчитать величину возможного снижения урожая плодов персика раннего срока созревания по сравнению с оптимумом, зная рН дождя сульфатного состава.

Таким образом, в связи с установлением процесса подкисления атмосферных осадков и их эпизодическим и случайным проявлением необходим мониторинг их состава в сельскохозяйственных районах вблизи больших массивов плодовых насаждений в течение большого ряда лет на протяжении всего года.

Преобладающей примесью в атмосферных осадках изучаемого района является ион SO₄²⁻, содержание которого в основном определяло их подкисление. Важную роль в подкислении осадков играли также ионы NO₃⁻ и Cl⁻, среднесезонные концентрации которых имеют тенденцию к увеличению.

Воздействие кислотных осадков эпизодически на протяжении вегетации тормозило процессы роста побегов и листьев персика. В целом это отрицательно воздействовало на рост и созревание плодов. Осадки сульфатного состава более токсичны для персика, чем нитратного. Пороговой величиной рН осадков при кратковременном, остром воздействии является рН=3. Кислотные осадки с величинами рН ниже пороговых значений способны сократить урожай персика на 10-50 %.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды М.: Мир, 1979.- 200 с.
2. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта М.: Колос, 1985.- 416 с.
3. Загрязнение воздуха и жизнь растений// Под ред. М. Трешоу.- Л.: Гидрометеиздат, 1988.- 536 с.
4. Фитотоксичность органических и неорганических загрязнителей/ В.П. Тарабрин, Е.Н. Кондратьев, В.Т. Башкатов и др.- Киев: Наукова думка, 1986.- 216 с.
5. Щербатюк Л.К. Методические рекомендации по сбору и анализу атмосферных осадков для контроля состояния окружающей среды (методические рекомендации).- Ялта: Никитский ботанический сад, 1985.- 23 с.
6. Ormrod D. P. Pollution in horticulture. Elsevier Scientific. Amsterdam, 1978.

УДК 502.911.37

Л.Н. Гинзбург

ГОРОДСКИЕ АГЛОМЕРАЦИИ: НОВЫЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ЭКОСИСТЕМ

ЗАО «Пангея», г. Москва, Россия

Интенсивная и многофункциональная деятельность человека в городских агломерациях приводит к существенному изменению окружающей природной среды. В крупных промышленных центрах постоянно наблюдается существенное загрязнение атмосферного воздуха, поверхностных и подземных вод, почвенного, растительного и снегового покровов, что неминуемо приводит к формированию в городе неблагоприятных, а порой и критических экологических ситуаций. Геохимическое поведение химических элементов в урбанизированных экосистемах может отличаться от природных закономерностей в естественных ландшафтах, кроме того, могут меняться и сами свойства химических элементов, и свойства самих экосистем. Техногенные потоки вещества в современных мегаполисах превышают их естественные уровни на порядки (Ковда В.А., 1976). Однако сигналом опасности должно быть не только регистрация высоких концентраций загрязняющих веществ, например, в почвах или водах, а любые значимые изменения в экосистеме в целом. При этом сам человек выступает как один из необходимых и важнейших элементов городской экосистемы.

Анализ многочисленных публикаций свидетельствует – во всех мегаполисах мира наблюдается рост заболеваний, которые ученые-медики сегодня однозначно связывают с техногенным загрязнением окружающей среды. Негативная роль техногенных загрязнений в развитии многих заболеваний в современных городах очевидна и сказывается, прежде всего, на здоровье детей. Единство организма человека и геохимической среды представляют собой настолько взаимосвязанные явления, что рассматривать сегодня отдельно проблемы состояния здоровья населения от состояния среды обитания невозможно. Однако существующая система контроля в российских городах за состоянием окружающей среды не может обеспечить надежную дифференциацию по качественному составу и количественным параметрам зон негативных воздействий. А сложив-

шаяся на сегодняшний день практика оценки здоровья населения, не учитывающая геохимических параметров среды обитания, не может дать истинного представления о причинах заболевания и, следовательно, обеспечить рациональные лечебно-профилактические мероприятия.

Для предотвращения дальнейшего загрязнения природной среды, обеспечения защиты населения от неблагоприятных экологических последствий, рационального использования территории города при проектировании и градостроительных работах, разработки природоохранных и медико-профилактических мероприятий необходим учет геохимической опасности, или, если угодно – геохимического риска – территорий. Для этого необходимо иметь представление о состоянии всей экосистемы города в целом. Дать подобные представления могут лишь интегральные оценки экологического состояния городских агломераций.

В практике эколого-геохимических работ в качестве подобной оценки наиболее широко используется предложенный Ю.Е.Саеом (Сае Ю.Е., 1990) суммарный показатель загрязнения (СПЗ или его модификация - Z_c). Предложенный показатель является одним из немногих утвержденных санитарно-гигиенических нормативов, который призван судить об уровне загрязнения исследуемой природной среды. И, безусловно, СПЗ дает качественную оценку степени загрязнения, особенно при мелко- или среднemasштабных эколого-геохимических работах. Однако, при детальных исследованиях (а в городских агломерациях только такие и имеют экологический смысл) данный показатель нередко приводит к ошибочным результатам. Это и понятно, т.к. формально Z_c определяется, как

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1), \quad (1)$$

где K_c - коэффициент концентрации i -го элемента, а n – число учитываемых аномальных элементов. Однако, если число учитываемых элементов достаточно большое (а сегодня реально определение 50-70 элементов), а $K_c \gg 1$ только для одного-двух элементов, а для остальных лишь немного превышают единицу, то аномалии будут пропущены по критерию СПЗ. Кроме того, данный показатель никак не учитывает синергизм действующих параметров и имеет смысл только для количественных переменных. К тому же СПЗ не дает представления о характере загрязнения – для того, чтобы узнать какие именно вещества привели к образованию конкретной аномалии – необходимо провести дополнительный анализ.

СПЗ первоначально был предложен для оценки техногенного загрязнения почвенного покрова, но в дальнейшем стал использоваться для оценки загрязнения и иных компонент природной среды. В последнее время данный показатель стал применяться и для комплексной оценки экологического состояния территорий. Однако никакого обоснованного алгоритма получения такой оценки не разработано, а простое суммирование показателей Z_c , рассчитанных для отдельных природных сред, вряд ли может привести к объективной картине. Кроме того, при расчете данного показателя никак не учитывается важнейший элемент экосистемы – состояние здоровья населения.

Получение интегральных оценок состояния и качества городских экосистем возможно только при изучении пространственно-временного распределения каждого элемента в экологической цепи: "источники загрязнения – компоненты природной среды – человек", чему, на наш взгляд, отвечают алгоритмы автоматизированной системы «ЭКОСКАН», основанные на интегральном подходе к решению всего комплекса сопряженных геоэкологических и медико-экологических проблем урбанизированных территорий.

В системе «ЭКОСКАН» для обработки результатов эколого-геохимического картирования исследуемых природных сред используются показатель E_s , который является сверткой двух функций.

Первая функция – E_s - служит оценкой интенсивности загрязнения и определяется как уровнем концентрации измеренных параметров, их классом опасности, так и степенью их координированного поведения в пространстве. Степень координированности определяется числом элементов с близкими направлениями градиентов аппроксимирующих функций. Особенности измеряемых

данных и аналитических определений учитывались при разработке функции E_s , которая «сканирует» исследуемую территорию с учетом следующих особенностей исходной эколого-геохимической информации:

- пространственный характер измеряемых параметров;
- сильную, различной природы (в том числе и аналитическую) неоднородность изучаемых совокупностей;
- отсутствие априорной вероятностной, а зачастую и достоверной экологической и геохимической информации;
- дискретный характер результатов наиболее массового на сегодняшний день полуколичественного спектрального анализа.

Тогда функция $E_s(x, y)$ в каждой точке сети картируемого пространства может быть представлена в виде:

$$E_s(x, y) = A\{K + I\}, \quad (2)$$

$$I = \exp\{Ln_2[\sum_{j=1}^m W_j (C_j - C_{j0})^2]\}, \quad (3)$$

где: C_j – значение j -го параметра в точке (x, y) , C_{j0} – соответствующее значение базисного (фонового) вектора (Москаленко Н.Н., 2001), m – число компонент вектора C_j с коэффициентами концентрации >1.5 ; W_j – весовая функция, определяемая классом опасности загрязняющих веществ; A – система эмпирических коэффициентов, зависящих от масштаба проведения работ, радиусов сканирования и видов аналитических определений измеренных параметров; K – коэффициент, характеризующий степень координированности загрязняющих веществ в данной точке сети.

В общем случае, распределение значений функции E_s для исследуемой территории полимодально и, как правило, имеет несколько ступеней. Отличительной особенностью предложенного показателя является то, что функция интенсивности E_s в силу своей нелинейности, более чувствительна к проявлению координированного поведения в картируемом пространстве измеренных параметров, учитывает класс опасности элементов, входящих в конкретную ассоциацию и может быть настроена на любой вид аналитических определений. Рассчитанная гистограмма распределения функции E_s служит для выбора градаций, отвечающих различным уровням загрязнения исследуемой природной среды.

Вторая функция - $E_t(x, y)$ – является по существу функцией классификации и определяет конечный набор геохимических типов загрязнения, характерных для изучаемой территории. Под типом понимается пространственно устойчивая ассоциация аномальных токсикантов. В сконструированной функции E_t совмещены дискретные методы группового принятия решений с требованиями оптимальной классификации. Функция $E_t(x, y)$, называемая функцией согласования (функцией принадлежности или просто "типом"), является центром класса схожих устойчивых ассоциаций параметров, связанных с определенным типом загрязнения. Функция классификации $E_t(x, y)$ ставит каждой точке сети в соответствие номер определенного типа, что позволяет районировать исследуемые территории по типам техногенного загрязнения.

В системе «ЭКОСКАН» обе функции рассчитываются одновременно, а карты строятся с помощью свертки разработанных функций – показателя E_s , причем дискретные значения функции E_t отображаются различными цветами, а непрерывные значения функции E_s – изолиниями и различными штриховками.

С помощью разработанных алгоритмов система «ЭКОСКАН» позволяет анализировать пространственную структуру техногенного загрязнения городских территорий, ставя в соответствие каждой ее точке ранжированный вектор коэффициентов концентраций химических загрязнителей и степень их накопления. Причем, подобная картина может быть получена по каждой исследуемой природной среде – почвенному, снеговому, растительному покрову и др. Кроме того, с помощью разработанных функций может быть обработана и медико-географическая информация,

только в данном случае в качестве измеряемых параметров выступают удельные плотности пространственной распространенности эколого-зависимых заболеваний.

Одной из наиболее острых проблем при эколого-геохимических исследованиях является получение интегральной оценки состояния экосистем городских территорий. Получение объективной интегральной оценки состояния экосистемы города требует синтеза всего комплекса эколого-геохимических, медико-гигиенических и иных сопутствующих данных. На сегодняшний день не существует научно обоснованных общепринятых методов получения подобных оценок.

Получение подобных интегральных оценок экосистемы городов может быть реализовано с помощью функции интенсивности E_i - простой модификации рассмотренной выше функции E_s . Только в качестве измеренных параметров выступают уже полученные показатели уровня загрязнения каждой из природных сред и удельная пространственная плотность распространенности экологозависимых заболеваний. Необходимо уточнить, что при вычислении функции E_i в формулах (2) и (3) m - определяет число исследованных компонент природной среды, а W - весовую функцию для частных значений E_s по каждой среде. Наверно, надо пояснить еще раз, что в этом случае E_i будет определяться как уровнем загрязнения каждой природной среды и величиной плотности распространенности заболеваний, так и степенью их координированного изменения в пространстве. Гистограмма распределения значений E_i для экосистемы города позволяет установить градации экологического состояния и районировать город по степени экологической опасности. Представленная карта (рис. 1), отражающая современное экологическое состояние городских экосистем, может служить исходным документом для разработки программ первоочередных природоохранных и медико-профилактических мероприятий и основой для принятия управленческих решений.

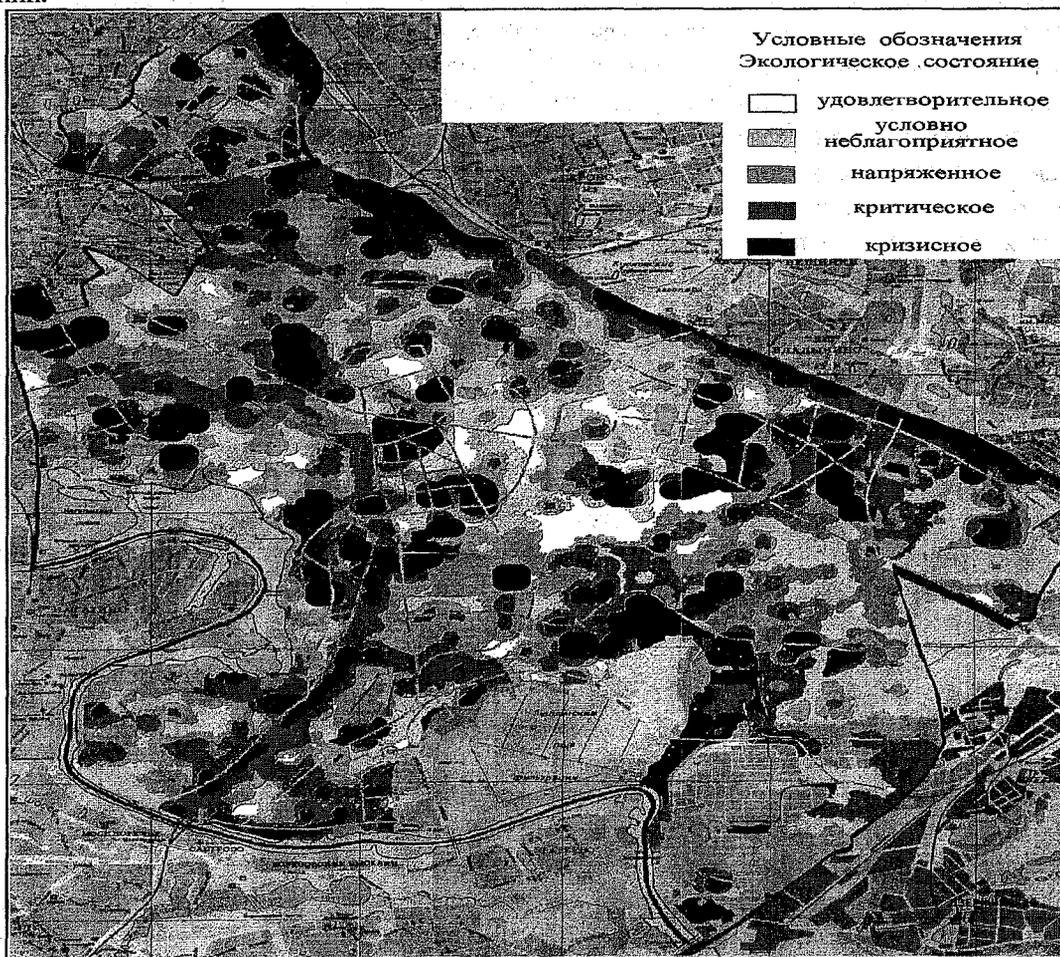


Рис. 1 - Карта экологического состояния территории города

ЛИТЕРАТУРА

1. Ковда В.А. Биогеохимические циклы в природе и их нарушение человеком., М., Наука, 1976
2. Саэт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды, М., Недра,
3. Н.Н.Москаленко, Л.Н.Гинзбург. Городские агломерации: проблема геохимического фона. // VI международная научно-практическая конференция «Проблемы управления качеством городской среды», сб. докладов. М., 2001

УДК 502.521:911.37(177.75)

А.Д. Горбовская, В.Н. Мовчан, В.Ю. Третьяков, С.М. Юрчило

ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЦЕНТРА СЕВАСТОПОЛЯ ПО СТЕПЕНИ ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ПОЧВ

Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия

Почвенный покров города - это сложная неоднородная природно-антропогенная биогеохимическая система. На фоне почв, мало затронутых прямым антропогенным воздействием (почвы лесопарков) встречаются сильно измененные косвенным антропогенным влиянием (почвы зеленых насаждений и кладбищ) и почвы, сильно затронутые прямым антропогенным воздействием (почвы дворов и промышленных зон) (Филимонова и др., 1999). Городская почва в основном резко отличается от природно-зональной почвы главным образом тем, что ее ненарушенный профиль сохраняется лишь локально. Естественные почвенные горизонты нередко перекрыты привозными грунтами, изолированы от атмосферного воздуха асфальтовым или бетонным покрытием. Скелетный материал почв города заметно отличается от скелета типичных почв; в нем много антропогенного мусора. Физический состав насыпного грунта разнообразен: битый кирпич с цементом, асфальт, щебень, шлак, остатки древесины. Все это перемешано с суглинками, песком, горизонтами зональных почв. Насыпной грунт по-разному уплотнен, имеет различную структуру, неодинаков водно-воздушный и тепловой баланс. Большинство почвенных образцов характеризуется повышенной каменистостью и уплотненностью. Поверхность твердой фазы городских почв характеризуется гидрофобными свойствами. По степени антропогенной трансформации почвы можно отнести к категории «урбаноземов».

Почвы являются депонирующей средой. Загрязняющие вещества из атмосферы выпадают на поверхность почвы и накапливаются в верхних горизонтах, меняют их химический состав и вновь включаются в природный и техногенный циклы миграции. В городских почвах образуются техногенные аномалии тяжелых металлов и других микроэлементов и токсичных веществ. По эффекту воздействия на городские почвы техногенные вещества обычно объединяют в две группы: педогеохимически активные и биохимически активные. Педогеохимически активные вещества изменяют кислотно-основные и окислительно-восстановительные условия в почвах. К ним относят соединения железа, алюминия, кальция, магния, щелочноземельные металлы и минеральные кислоты (серная, азотная и др.). Биохимически активные вещества действуют прежде всего на живые организмы. Это обычно типоморфные для каждого вида производства поллютанты (ртуть, кадмий, свинец, никель, медь, ванадий и др.). Они образуют в городах более контрастные относительно фона ареалы и представляют опасность для биоты и человека.

Несмотря на специфику городских почв, они тоже выполняют присущую почвам редуцирующую функцию: почвенная микрофлора минерализует органические вещества. Важную роль в процессах минерализации играют ферменты. По активности почвенных ферментов можно оценить степень токсического загрязнения городских почв и опосредованно – городской среды в целом. Таким образом, активность почвенных ферментов может в некоторой степени использоваться в качестве интегрального показателя качества городской среды. Разумеется, это несколько не отрицает необходимости применения других показателей: загрязненности воздушного бассейна, питьевой воды, электромагнитного и шумового загрязнения и т.д. При этом необходимо подчеркнуть, что многие загрязнители в незначительных концентрациях оказывают стимулирующее воздействие на биохимические процессы и поэтому высокая активность почвенных ферментов отнюдь не может свидетельствовать о полном отсутствии токсикантов (Замараева, Рудков, 1989). Однако низкая активность ферментов свидетельствует о существенной интоксикации почвенной среды.

Севастополь - крупный город с численностью населения около 400 тыс. человек. В понятие «Севастопольский регион» включают город с прилегающими территориями. Ландшафт Севастополя определяют многочисленные бухты, продолжающиеся глубокими балками и горными долинами. В пределах региона выделяют более 30 бухт; самые крупные из них - Севастопольская (Большая или Ахтиарская), врезающаяся в Крымский полуостров на 8 километров с запада на восток; Южная, ответвляющаяся от нее на юг, а также Стрелецкая, Круглая (Омега), Двойная, образуемая из бухты Камышовой и Казачьей, и Балаклавская. В акватории города базируются корабли двух военных флотов - Российского Черноморского и Украинского. Отдельные бухты функционируют как портовые хозяйства, ориентированные на прием рыболовецких судов, другие - как рекреационные зоны с развитой инфраструктурой (пляжи, гостиницы, базы отдыха). Береговая зона города подвергается сильному загрязнению от военных кораблей и воинских частей, а также сточных вод из городских коммуникаций.

В предгорных районах Севастопольского региона распространены предгорные черноземы, на склонах гряд Крымских гор в пределах Севастополя - бурые горно-лесные. Для юго-западного побережья Севастополя характерны коричневые почвы, сформировавшиеся под субсредиземноморскими сухими лесами и кустарниковыми зарослями.

В ходе производственной практики в летние сезоны 2000-2001 годов на территории города Севастополя С.М. Юрчило был произведен отбор 58 проб почвы и затем проведен физико-химический и биологический анализ этих проб в экологической лаборатории кафедры геоэкологии и природопользования Санкт-Петербургского государственного университета. Для исследования физико-химических и биохимических свойств почвенного покрова города Севастополя была выбрана территория в пределах Гагаринского, Ленинского и Нахимовского районов города. На этой территории расположена основная часть населения и промышленных предприятий города. В зависимости от расположения береговой линии, селитебной зоны, шоссейных дорог было проложено несколько почвенных профилей, вдоль которых проводился отбор почв приблизительно через каждые 500 метров. Отбор проб производился по методу «конвертов»: выбиралась площадка 20x20 м, по углам и в её центре отбиралась почва с глубины 0-25 см и перемешивалась. Затем отобранные пробы высушивались.

Биохимические методы исследования находят все более широкое применение при диагностике загрязненности почв техногенными выбросами. Особенно широко используются методы ферментативной активности. Простой и достаточно точный, он позволяет выявить загрязнение на самых ранних стадиях. Биохимические методы диагностики отражают динамические свойства почвы. И в этом их преимущество перед другими методами (морфологическими, химическими, физико-химическими). Была определена активность уреазы и инвертазы почвенных образцов.

Уреаза гидролизует мочевины до аммиака и углекислого газа. Этот фермент играет важную роль в обогащении почв доступными для растений аммонийными солями. Для определения уреазы к 1 г почвы, засыпанному предварительно в пробирку, добавляют 5 мл 3 % мочевины и 0.2 мл толуола. Пробирки закрывают пробками и помещают в термостат при 30°C на 24 часа. Затем до-

бавляют 20 мл воды и фильтруют. 2 мл фильтрата разбавляют водой в мерных колбах, добавляют 2 мл 20 % раствора сегнетовой соли и 2 мл реактива Несслера и разбавляют до 50 мл. На концентрированном фотоколориметре определяют оптическую плотность раствора при длине волны 470 нм и таким образом определяют количество мг $\text{NH}_4/\text{г}$ почвы, произведенное при содействии фермента уреазы.

Инвертаза гидролизует сахарозу с образованием редуцирующих сахаров. Этот фермент характеризует биологическую активность почв. Для определения активности инвертазы 5 г почвы засыпают в пробирку, добавляют 2.5 мл 20 % раствора сахарозы, 0.5 мл толуола. Закрывают пробирку пробкой и помещают в термостат при 30°C на 48 часов. После инкубации наливают в пробирку 20 мл дистиллированной воды, встряхивают 3-5 минут и фильтруют. Затем к 1 мл фильтрата в колбу добавляют 2 мл раствора Феллинга (1 мл CuSO_4 и 1 мл NaOH + сегнетовая соль) и 5-6 мл дистиллированной воды. Нагревают раствор до кипячения 2 минуты, а на третьей минуте титруют оставшимся фильтратом пробы до полного проявления красной окраски раствора. Активность инвертазы выражают в мг глюкозы на 1 г почвы, за 48 часов. Активность инвертазы определяется по формуле: $X = (4,9 \cdot A \cdot 25) / B \cdot 5$ (мг глюкозы на 1 г почвы за 48 часов), где 4.9 мг – количество глюкозы, которое восстанавливает окисную медь, содержащаяся в 1 мл раствора Феллинга; A – объем раствора Феллинга; B – общее количество фильтрата, пошедшее на титрование, мл; 5 г – навеска почвы; 25 мл – общий объем фильтрата.

В среде ГИС ArcView при помощи модуля Spatial Analyst были созданы карты пространственного распределения активности инвертазы и уреазы, выделены области низкой и высокой активности этих ферментов, при этом применялись два способа интерполяции. К точкам с низкой активностью инвертазы были отнесены те, в которых активность составляла до 20 мг глюкозы на г почвы, к точкам с низкой активностью уреазы – с активностью до 1.18 мг NH_4 на г почвы.

Интерполяция проводилась двумя способами: Inverse Distance Weighted (IDW) и сплайновым. При использовании первого способа значение в данной ячейке матрицы (грид-темы) рассчитывается на основании значений в соседних точках, при этом вес точки определяется обратно пропорционально расстоянию между точкой и ячейкой. Зависимость веса от расстояния – степенная, в частном случае – линейная, обеспечивающая линейную интерполяцию. Сплайновый метод обеспечивает большую гладкость поля интерполируемой величины по сравнению с методом IDW, однако при этом не является обязательным условие совпадения значений в ячейке интерполяционной матрицы и расположенной в ней точке исходных данных, обязательное для метода IDW. Разумеется, интерполяция характеристик почвенного покрова не всегда корректна и может дать только ориентировочную картину. Именно поэтому были применены два способа интерполяции.

Результаты интерполяции представлены на рис. 1. Во всех случаях низкая активность ферментов отмечена в западной части города, непосредственно примыкающей к стоянкам флота и портовым объектам. Можно сделать вывод о негативном влиянии кораблей, судов, промышленных и портовых объектов на состояние окружающей среды города. При этом необходимо подчеркнуть, что здесь не идет речь о загрязнении прибрежных акваторий, а только о загрязнении воздушного бассейна города, и, как следствие этого – городских почв.

Для оценки степени интоксикации почв исследованной центральной части Севастополя был применен подход, предложенный В.З. Макаровым (2001) для комплексной оценки загрязнения территории г. Саратова, заключающийся в определении соотношений площадей загрязненных и незагрязненных частей территории объекта.

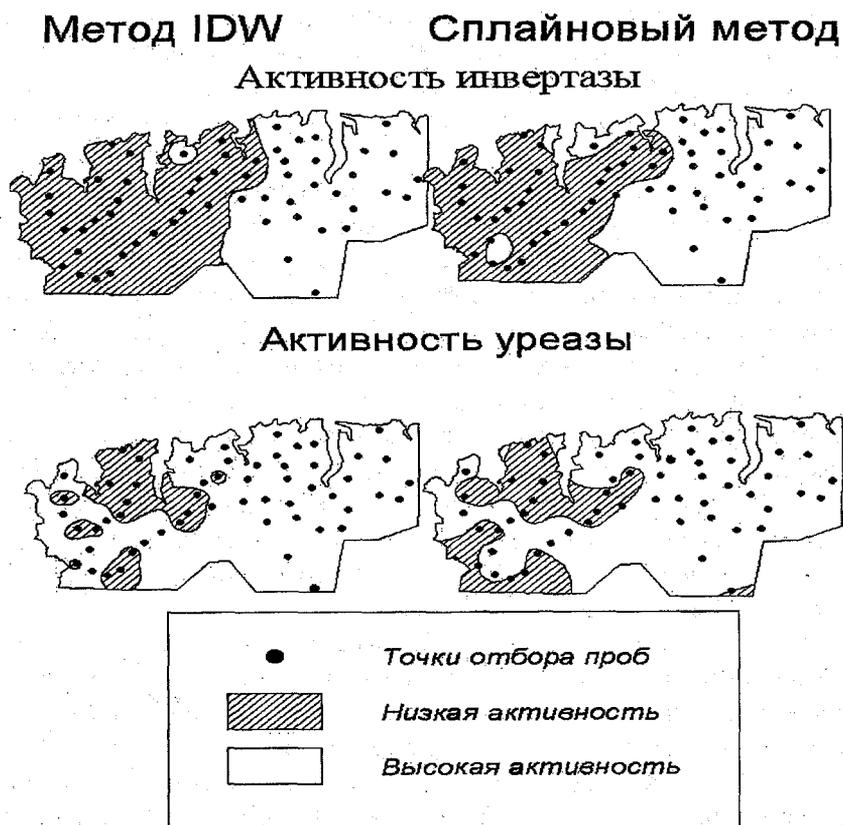


Рис. 1 - Ферментативная активность почв центральной части г. Севастополя.

Индексы снижения активности инвертазы и уреазы в городских почвах Севастополя представляют собой отношения площадей областей с низкой активностью ферментов к общей площади исследованной территории. Площади рассчитывались в среде ГИС ArcView при помощи разработанной на языке Avenue программы. Средний индекс снижения активности инвертазы составляет 0.47 (на 47% исследованной территории наблюдается низкая активность инвертазы), для уреазы этот показатель равен 0.19. Таким образом, суммарный индекс снижения биохимической активности почв центральной части Севастополя по активности инвертазы и уреазы составляет 0.33.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Замараева Т.В., Рудков А.А.* Изучение зависимости скорости роста одноклеточных водорослей от температуры, кислотности среды и концентрации тяжелых металлов. // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Том XII, Л., 1989, с 53 -61.
2. *Макаров В.З.* Теория и практика ландшафтно-экологических исследований крупных городов с применением ГИС технологий. // Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. СПб, 2001. 44 с.
3. *Филимонова Ж.В., Покаржевский А.Д., Зайцев А.С.* Методы анализа состояния почвенной биоты для оценки антропогенных воздействий на качество городских почв. // Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. Тезисы докладов Всероссийской научной конференции. Санкт-Петербург, РГГМУ, 1999, с. 51.

ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ УРОВЕНЬ НЕГАТИВНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ЗАХОРОНЕННЫХ ОТХОДОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

1-Российский государственный гидрометеорологический университет

2- Санкт-Петербургский научный центр РАН, Санкт-Петербург, Россия

Полигоны, на которых захоронены отходы производства и потребления, представляют собой источник потенциального риска как для населения, так и для природной среды. Для снижения этого риска необходимо знание качественного и количественного состава вредных веществ, выделяемых отходами при их естественном разложении, а также факторов, способных ускорить или замедлить их выделение. Настоящая работа посвящена классификации и описанию этих факторов.

The municipal solid waste landfills are source of risk for people and environment. For risk reduction it is necessary to know both the quality and quantity compositions of bed substances which are by waste naturally produced and the factors which have influence on the decomposition speed. The article classifies and describes this factors.

Разложение органических составляющих частей твердых бытовых отходов (ТБО), а также осадков очистных сооружений станций аэрации сточных вод, происходит, главным образом, путем аэробного или анаэробного расщепления их молекул, протекающего в виде брожения или гниения. Оба этих процесса протекают под воздействием микроорганизмов или выделяемых ими ферментов, т. е. естественное разложение органических фракций отходов носит, в основном, биохимический характер.

Направление и скорость биохимических процессов в большой степени зависят от внешних условий, в которых они осуществляются, в т.ч. - от температуры, давления, а также от доступа атмосферного воздуха как источника кислорода, от влажности, реакции среды и ряда иных обстоятельств. С изменением условий меняются интенсивность и химический состав газовой эмиссии из толщ свалочных масс, замедляется или ускоряется образование карбоновых кислот, в т.ч. окси- и аминокислот. Эти последние способны путем образования комплексных соединений переводить в растворимое состояние катионы т.н. «тяжелых металлов», которые в составе водных фильтратов переходят из тела свалки в почвенные и грунтовые воды и далее попадают в природные водотоки и водоёмы, а оттуда - в клетки растительных и животных организмов [1,2].

Таким образом, опасность, которую представляют свалки отходов, может усиливаться или ослабляться под воздействием целого ряда внешних факторов. При подготовке и принятии мер, предпринимаемых для снижения негативного влияния отходов на окружающую среду, следует учитывать, что такие факторы различны в разных регионах Российской Федерации и даже в отдельных частях этих регионов. Систематизация позволяет выделить три группы факторов, влияющих на естественные процессы биохимического разложения отходов в местах их захоронения.

КЛИМАТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ

Территория Российской Федерации простирается на многие тысячи километров с севера на юг и с запада на восток. Физико-географические условия в ее различных регионах чрезвычайно разнообразны, и технологические решения, разработанные для Дагестана, не пригодны в условиях Заполярья, а то, что используется в Санкт-Петербурге, вряд ли подойдет для Магадана, хотя оба города и расположены на одной широте. Поэтому оптимизация системы обращения с отходами требует зонирования территории Российской Федерации с учетом возможности естественного разложения отходов в данных климатических условиях [3].

Ниже приводится конкретизированный перечень климатических факторов, наиболее существенно влияющих на характер и скорость биохимических процессов, протекающих свалочных массах.

Значения среднемесячных температур и годовой ход изменения температуры атмосферного воздуха. При низких значениях зимней температуры биохимические процессы резко замедляются, а в жаркую летнюю погоду ускоряются. Поэтому в местах с контрастным изменением температуры объём эмитируемого биогаза и выделение фильтрата подвержены резким сезонным изменениям. Напротив, регионы с мягким климатом характеризуются равномерным режимом выделений.

Среднегодовая и среднемесячная нормы атмосферных осадков в районе расположения полигона для захоронения отходов. Влажный климат способствует биохимическому разложению отходов и снижает их пожароопасность. В условиях сухого климата выделяется меньше фильтрата, аэробные процессы преобладают над анаэробными, возрастают пыление свалок и опасность возгорания отходов.

Частота, сила и преобладающее направление ветра. Под действием ветра кислород воздуха легче проникает в свалочные глубины, из-за чего облегчаются окислительные процессы. Охлаждая отходы, ветер снижает интенсивность их разложения. Сильный ветер способствует замусориванию окрестности свалок, разнося фрагменты отходов на большие расстояния.

Продолжительность снежного покрова и его мощность. Толстый и плотный снежный покров изолирует свалочные массы, уменьшает перепады температуры, способствует протеканию анаэробных процессов и затрудняет аэробные. Толщина снежного покрова определяет влажность свалочных масс, т.к. при весеннем таянии снега тело свалки впитывает около половины годового поступления влаги.

Характер многолетнего температурного режима грунта, подстилающего свалочные массы (глубина промерзания грунта, наличие многолетней мерзлоты). Если свалка расположена в зоне многолетней мерзлоты, большая масса отходов, разогреваясь по мере развития биохимического разложения органических веществ (эффект биотоплива), может вызвать таяние мерзлого грунта, подстилающего свалку, что нежелательно, т.к. деформирует свалку и облегчает распространение загрязняющих веществ в окружающей среде.

Все упомянутые факторы носят чисто природный характер, и их воздействие на отходы практически не зависит от деятельности человека или от его желаний. Эти факторы нельзя изменить, но их необходимо учитывать при организации системы обращения с отходами в данном регионе.

ЭКСПЛУАТАЦИОННЫЕ ФАКТОРЫ

Данная группа факторов характеризует опасность, которую представляют функционирующие свалки. Эти факторы связаны с расположением свалок, их обустройством, размерами, организацией их работы. В одних и тех же климатических условиях характер воздействия полигонов ТБО на объекты природной среды может значительно различаться в зависимости от того, как эти полигоны устроены и как используются. Наиболее существенные из таких факторов перечислены ниже.

Длительность существования свалки к данному моменту. С одной стороны, чем дольше используется свалка, тем она больше и тем обильнее её выделения. С другой, - биологическое сообщество, обитающее в её окрестностях, уже как-то приспособилось к факту существования старой свалки, к её выделениям и к режиму её работы. Организация же новой свалки на новом месте несомненно нарушит сложившееся там экологическое равновесие. Оценивая перспективы использования конкретной свалки, важно найти решение, приносящее минимальный ущерб.

Количество отходов, уже захороненных на свалке и ежегодно поступающих на нее. Чем больше отходов поступает на свалку и уже накоплено на ней, тем свалка выше, тем лучше сохраняется её температурный режим, тем интенсивней проходят в её теле биохимические процессы, тем больше она разогревает подстилающий грунт.

Рельеф местности в районе расположения свалки. Рациональное использование рельефа при организации полигона для захоронения отходов может значительно снизить негативное воздейст-

вие отходов на окружающую среду. Например, очевидно, что свалки на равнине и в горной местности должны быть организованы различным образом.

Участок территории, служащий основанием свалки. Грунт, служащий основанием свалки, должен иметь низкий коэффициент фильтрации (ниже 10⁻⁵ см/с). В случае необходимости между свалкой и грунтом должен быть сооружён водонепроницаемый экран. Основание свалки должно быть строго горизонтальным, иначе возникнут проблемы со сбором и отведением фильтратных выделений. Предпочтительно, чтобы грунтовые воды не поднимались выше 2 м от уровня поверхности.

Высота свалочных масс. Высота захороненных на свалке отходов должна быть такой, чтобы давление свалочных масс на грунт не превышало значение 10 т/м². Превышать эту нагрузку можно лишь в том случае, если это допускают механические свойства грунта, подстилающего свалку, что определяется по результатам соответствующих геологических исследований.

Периодичность уплотнения (трамбовки) и послойного укрытия свалочных масс. Захороненные отходы по достижении толщины слоя 0,5 м должны уплотняться. Слой уплотненных отходов толщиной 2 м покрывается слоем грунта толщиной 0,25 м. Если эти правила не выполняются, полигон в большей степени опасен для окружающей среды, т.к. фрагменты отходов разносит ветром, тело полигона поглощает много атмосферных осадков и поэтому выделяет больший объем фильтрата и взвесей.

Морфологический состав уже захороненных и вновь поступающих отходов. ТБО относят к классу опасности 4, однако в их состав могут входить весьма опасные компоненты: ртуть, «тяжелые» металлы, ПВХ и др. Знание морфологического состава уже захороненных и вновь поступающих отходов необходимо для принятия эффективных мер по снижению воздействия свалки на природу и население. Предотвратить попадание на полигон нежелательных веществ можно с помощью селективного сбора опасных фракций отходов в домохозяйствах или путем сортировки отходов перед захоронением.

Соотношение между бытовыми, строительными и промышленными отходами на свалке. На многих свалках совместно с ТБО захоранивают различные промышленные и строительные отходы, которые нередко содержат компоненты, контакт которых с бытовыми отходами нежелателен. Чтобы оценить воздействие свалки на природу и население, нужно знать сколько индустриальных отходов на неё поступило и каков их состав.

Выделение из отходов вторичных сырьевых ресурсов. Отходы представляют собой важный источник материальных и энергетических ресурсов. В странах Европейского Союза так используют до 40% массы ТБО, снижая соответственно количество отходов, требующих захоронения.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ

Скорость деградации отходов, состав выделяющихся из них газов, аэрозолей и растворов и интенсивность этого выделения определяются физико-химическими факторами, влияющими на скорость и направление химических реакций в свалочных массах. Самые существенные из них перечислены ниже.

Доля и состав органического вещества в сухой массе отходов. Процессам брожения и гниения подвергаются далеко не все органические вещества, в основном, углеводы, жиры и белки. Большинство синтетических полимеров разрушаются в теле свалки очень медленно. Комплексообразователи, переводящие «тяжелые» металлы в раствор, образуются, главным образом, при распаде белковых тел и жиров. Поэтому весьма важно учитывать состав органической части захораниваемых отходов.

Доля и состав «тяжелых» металлов в сухой массе отходов. В составе ТБО содержатся соединения многих химических элементов, в т.ч. очень токсичных. Они попадают туда с отработанными батарейками, ртутными лампами, электронными приборами, а также в составе промышленных и строительных отходов, захораниваемых совместно с ТБО. Их количество и состав определяет токсичность фильтрата, выделяемого отходами.

Влажность свалочных масс и их аэрация. Вода и кислород выступают в качестве важнейших реагентов в ходе химических процессов, осуществляющихся в захороненных отходах. Их избыток или недостаток существенно сказывается на скорости и направлении деструктивных процессов, протекающих в органическом веществе отходов, а также на составе и количестве газообразных и жидких выделений из полигонов и свалок.

Температурный режим внутри свалочных масс. Согласно правилу Вант-Гоффа со снижением температуры на каждые 10°C скорость химических реакций уменьшается в 2 – 4 раза. Поэтому в большой термостатированной свалке (т.е. укрытой грунтом, снегом) процессы разложения отходов и образования выделений происходят более равномерно в течение всего года.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При разработке программ оптимизации системы обращения с отходами для различных регионов России следует принимать во внимание факторы всех трех групп, рассмотренных выше: климатические – при проектировании новых полигонов для захоронивания отходов, эксплуатационные – в ходе принятия решений о целесообразности использования существующих полигонов, физико-химические – при поиске новых технологических решений для развития и совершенствования данной отрасли народного хозяйства.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Чарыков А.К., Осипов Н.Н.* Карбоновые кислоты и карбоксилатные комплексы в химическом анализе. «Химия». Л., 1991, 236 с.
2. *Скорик Ю.И., Кириллова Н.И.* Механизм влияния бытовых отходов на природную среду. // Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. СПб., РГГМУ, 1999. с.127.
3. *Donchenko V., Pimenov A., Venzulis L., Skorik Ju., Onikov V, Bukhteyev B.* Environmental impact and risk assessment of Russian landfills. The Padova conferences' proceedings. 2002, 15 с.

УДК 628.4:35.071.552

Д.М. Белов, Д.А. Кошелев

РАСЧЕТ ПРЕДЕЛЬНО-ДОПУСТИМОГО РАЗМЕЩЕНИЯ ОТХОДОВ (ПДРО) ОТ ВОИНСКОЙ ЧАСТИ

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

Образование и размещение отходов является одной из нерешенных проблем современности. Она требует особого внимания в плане охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности.

Любое предприятие, являясь производственным или непроизводственным объектом, в результате своей деятельности образует отходы, за исключением предприятий, использующих безотходные технологии, что пока является большой редкостью. Поэтому проблема образования и размещения отходов очень актуальна в наши дни, а сам расчет предельно-допустимого размещения отходов (ПДРО) от объекта имеет практическое значение. Он необходим для обеспечения экологических требований на предприятии и как раздел входит в общую экологическую докумен-

тацию, обязательную для промышленного объекта наряду с расчетом предельно-допустимого выброса (ПДВ) и предельно-допустимого сброса (ПДС).

Цель работы – заключалась в расчете предельно-допустимого размещения отходов (ПДРО) от воинской части.

Из поставленной цели вытекают следующие задачи.

1. рассмотреть природные условия расположения объекта;
2. оценить существующую антропогенную нагрузку на территории;
3. дать характеристику предприятия с точки зрения его основных видов деятельности и как источника образования отходов;
4. выполнить расчет нормативов образования отходов и платы за размещение отходов.

Источниками образования отходов на проектируемом объекте являются: парки техники, в составе которых имеются пункты технического обслуживания и ремонта. В виде отходов от ремонта автотранспорта на данном участке объекта образуются: отработанные аккумуляторы, отработанное моторное масло, отработанные накладки тормозных колодок, лом черных металлов, фильтры, загрязненные нефтепродуктами, шины с металлокордом, отработанная неармированная резина. Также в пункте технического обслуживания и ремонта производятся сварочные работы, от которых будут образовываться огарки сварочных электродов. После окрасочных работ образуются жестяные банки из-под краски. При плановой замене вещевого имущества военнослужащих образуются отходы вещевого имущества военнослужащих. Хранение данного вида отходов планируется на складе вещевого имущества. Кроме того, в результате повседневного освещения территории и помещений зданий объекта образуются отработанные люминесцентные лампы трубчатые внутреннего освещения, отработанные ртутные лампы наружного освещения. По всем рабочим подразделениям образуется промасленная ветошь. Медицинское обслуживание на объекте обеспечивается в медицинском комплексе, от которого предусмотрено образование медицинских отходов. Питание военнослужащих и работающих объекта предусмотрено в существующих столовых, кафе, чайной. Сопутствующий вид образующегося отхода от данного подразделения объекта – пищевые отходы, бытовые отходы. А также, при ежедневной работе объекта собираются бытовые отходы. Смет с территории образуется при уборке наружной территории объекта с твердым покрытием.

Результатом работы является расчет предельно-допустимого размещения отходов, образующихся на территории объекта.

Хотелось бы отметить, что проблемой размещения отходов в нашей стране стали заниматься сравнительно недавно, и поэтому еще не существует установившихся нормативных документов по расчету предельно-допустимого размещения отходов.

В основу расчетов ПДРО в данной работе легли временные методические рекомендации по расчету нормативов образования отходов, разработанные Ленкомэкологией в 1998 году.

Данные рекомендации предназначены для использования организациями, имеющими лицензию на право проведения данного вида работ, выполняющими разработку проектов нормативов размещения отходов по заказам природопользователей или по поручению органов системы Госкомэкологии (Министерства природных ресурсов).

Нормативы предельного образования и размещения отходов устанавливаются в соответствии с природоохранным законодательством, нормами технического проектирования и эксплуатации, строительными, санитарными нормами и правилами.

В ходе работы воинская часть была рассмотрена с точки зрения ее основных видов деятельности и охарактеризована как источник образования отходов от ее различных подразделений, определен класс опасности этих отходов. По каждому виду отходов рассчитаны нормативы образования отходов и определена плата за размещение отходов.

Всего от объекта по установленным нормативам образуется 863.42 т/год отходов.

Образующиеся на предприятии отходы подразделяются на классы опасности:

1 класс опасности – 0.067 т/год

- отработанные люминесцентные лампы внутреннего освещения – 0,06 т/год;

- отработанные ртутные лампы наружного освещения – 0,007 т/год;

2 класс опасности – 8,082 т/год

- отработанное моторное масло – 0,135 т/год;

- отработанные аккумуляторы – 0,750 т/год;

- фильтры, загрязненные нефтепродуктами – 0,097 т/год;

- всплывающие нефтепродукты – 7,1 т/год;

4 класс опасности – 855,271 т/год

- отработанные накладки тормозных колодок – 0,177 т/год;

- лом черных металлов – 6,528 т/год;

- огарки сварочных электродов – 0,03 т/год;

- отработанная неармированная резина – 0,773 т/год;

- промасленная ветошь – 0,005 т/год;

- шины с металлокордом – 11,731 т/год;

- жестяные банки из-под краски – 0,002 т/год;

- медицинские отходы – 0,075 т/год;

- осадок очистных сооружений – 318,0 т/год;

- пищевые отходы – 6,6 т/год;

- отходы вещевого имущества военнослужащих – 0,1 т/год;

- бытовые отходы – 4,25 т/год;

- смет с территории – 507 т/год.

Образующиеся на предприятии отходы классифицируются по характеру действий с отходами:

Передается для регенерации – 0,135 т/год

- отработанное моторное масло – 0,135 т/год;

передается на переработку – 11,812 т/год

- отработанные накладки тормозных колодок – 0,177 т/год;

- лом черных металлов – 6,528 т/год;

- огарки сварочных электродов – 0,030 т/год;

- отработанные аккумуляторы – 0,750 т/год;

- бытовые отходы – 4,25 т/год;

- медицинские отходы – 0,075 т/год;

- жестяные банки из-под краски – 0,002 т/год;

Передается для захоронения – 832,197 т/год

- фильтры, загрязненные нефтепродуктами – 0,097 т/год;

- осадок очистных сооружений – 318 т/год;

- всплывающие нефтепродукты – 7,1 т/год;

- смет с территории – 507 т/год;

Передается для утилизации – 12,504 т/год

- шины с металлокордом – 11,731 т/год;

- отработанная неармированная резина – 0,773 т/год;

Передается для нужд сельского хозяйства – 6,6 т/год

- пищевые отходы – 6,6 т/год;

Передается для сжигания в котлах камерного типа – 0,005 т/год

- промасленная ветошь – 0,005 т/год;

передается для переработки в специальную организацию – 0,067 т/год

- отработанные люминесцентные лампы внутреннего освещения – 0,06 т/год;

- отработанные ртутные лампы наружного освещения – 0,007 т/год;

Передается на базу военного округа – 0,1 т/год

- отходы вещевого имущества военнослужащих – 0,1 т/год.

Плата за размещение отходов от объекта составляет 223207,42 руб./год.

Все виды отходов предполагается собирать и передавать на соответствующие перерабатывающие предприятия. Решение о конкретных местах размещения отходов принимается на сле-

дующей стадии проектирования в соответствии с перечнем предприятий, занимающихся сбором и переработкой отходов данного района.

Таким образом, в результате данной работы объект исследования был рассмотрен с точки зрения его основных видов деятельности, были определены наличие и вид источников образования отходов от различных подразделений предприятия, определены классы опасности данных отходов и рассчитаны нормативы образования по каждому виду отходов. Образующиеся на предприятии отходы были подразделены по характеру действий с отходами. Кроме того, была рассчитана плата за предполагаемое размещение отходов.

Данная работа в последующем будет продолжена расширена и войдет в качестве одного из разделов в работу по исследованию воздействия данного объекта на окружающую природную среду.

УДК 551.508.532

В.С. Ежов, В.В. Ежов

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ РАДИОАКТИВНОГО ФОНА НА ТРАНСПОРТНЫХ МАГИСТРАЛЯХ

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

Радиоактивный фон на транспортных магистралях, как в черте города, так и в области, характеризует состояние среды, в которой живёт и трудится население. Постоянное воздействие гамма-излучения, источником которого является присутствие в подстилающей поверхности радиоактивных изотопов естественного и искусственного происхождения, является неблагоприятным фактором развития живых организмов. Экологический мониторинг гамма-фона может обеспечить выявление участков территории с аномальным увеличением плотности потока излучения и принятием соответствующих мер. Мониторинг обуславливает необходимость выполнения следующих требований:

- движение вдоль магистрали,
- непрерывный контроль плотности потока,
- привязку по времени измерения,
- привязку по месту измерения.

Кроме того, уверенное выявление аномалий возможно только при трёхкратном превышении величины флуктуаций. Движение вдоль трассы осуществляется либо на транспортном средстве, либо пешим порядком. Контроль плотности потока излучения выполняется посредством самописца. Время и место отмечаются с помощью условленного кода. Учитывая, что допустимая величина фона составляет 32 мкР/час, необходимая для обнаружения аномалий частота следования импульсов, регистрируемых прибором, должна быть около 1000 импульсов на 1 мкР/час. Такой чувствительностью обладает сцинтиллятор на основе кристалла натрий-йод, активированного таллием, диаметром 15 см и высотой 15 см.

Принимая во внимание, что наиболее опасным гамма-излучателем искусственного происхождения является цезий 137 с энергией квантов 0,66 МэВ, дальность обнаружения такого источника должна быть не менее 150-200 м. Поскольку скорость движения автомобиля в черте города не должна превышать 60 км/час, а в пределах области – 90 км/час, существенным фактором обнаружения аномалий фона может являться постоянная времени интегратора. Как показали экспери-

менты, выбор постоянных времени в пределах 0,5-1,5 сек позволяет выделить участки записи самописца при двукратном и трёхкратном превышении средней величины флуктуаций.

Прибор, оснащённый детектором с сцинтиллятором массой 30 кг, установленный на автомобиле или на тележке при пешем обследовании территории, способен обладать полосой захвата по выявлению аномалий от 300 до 400 м, т.е. контролирует всю ширину транспортной магистрали или улицы. Перемещаясь в правом ряду или по правой стороне, можно оценивать величину фона на дороге и на территории, прилегающей к проезжей части. При расширении проезжей части за пределы полосы захвата прибора целесообразно осуществить контроль в обратном направлении. Расшифровка показаний самописца в условиях лаборатории с учётом реперных отметок времени и маркировкой мест измерения даст картину распределения аномалий на карте.

Регулярный мониторинг позволит накопить банк данных, которые могут быть использованы при экологических исследованиях.

СЕКЦИЯ 2

ВОЗДЕЙСТВИЕ БОЛЬШИХ ГОРОДОВ И ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОН НА ПРИМЫКАЮЩИЕ ВОДНЫЕ АКВАТОРИИ И РЕЧНУЮ СЕТЬ

УДК [501.5:551.462.32](268)

В.В. Гальцова¹, Л.В. Кулангиева¹, Д.К. Алексеев²

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ШЕЛЬФОВОЙ ЗОНЫ АРКТИЧЕСКИХ МОРЕЙ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

1-Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург, Россия

2-Российский государственный гидрометеорологический университет,

Санкт-Петербург, Россия

Основой для работы послужили пробы, собранные в ходе экспедиции "Моря и эстуарии Российской Арктики" (МЭРА-95). В статье рассматривается таксономический состав мелкой донной фауны (мейобентоса), а также его количественные характеристики. Выявлены факторы окружающей среды, определяющие пространственное распределение мейобентосных организмов в арктических морях российского сектора Арктики. На основе полученных результатов исследования в работе приводится оценка экологического состояния шельфовой зоны арктических морей России. В целом состояние экосистем верхних отделов шельфа арктических морей не вызывает беспокойства, исключения составляют только отдельные районы. Особо отметим загрязнение цезием-137 Енисейского залива.

В последнее время все большее число авторов склоняется к необходимости использовать при оценке экологического состояния водной среды различные интегральные показатели. Такие показатели могут быть получены, например, на основе методов биотестирования и биоиндикации водных объектов.

Ранее проводилась оценка экологического состояния морских донных осадков с помощью биотестирования для определения интегральной токсичности поровых вод в Кольском заливе и сопредельных водах Баренцева моря (Гальцова и др., 2002).

В настоящей работе в качестве индикатора экологической обстановки в морских донных экосистемах мы использовали мейобентос (Mare, 1942) – своеобразный комплекс мелких донных животных, приспособившихся к условиям существования в капиллярных пространствах между частицами грунта.

Основная цель исследования заключалась в оценке экологического состояния шельфовой зоны арктических морей России в условиях различной антропогенной нагрузки. Из поставленной цели вытекали следующие задачи: рассмотреть таксономический состав мейобентоса, изучить пространственное распределение его количественных характеристик и выявить факторы среды, определяющие распределения мейобентосных организмов по акватории арктических морей России.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Основой для работы послужили пробы, собранные в ходе экспедиции "Моря и эстуарии Российской Арктики" (МЭРА-95). Бентосные сборы проводились на 34 станциях в Баренцевом, Карском, Лаптевых, Восточно-Сибирском и Чукотском море в августе-октябре 1995 г. (рис. 1). За время экспедиции были получены уникальные данные о таксономическом составе и количественных характеристиках мейобентоса. Сбор и обработка проб велись по общепринятым методикам (Гальцова, 1971). Определение таксономической принадлежности животных проводилось по (Higgins et al., 1988).

На станциях, где выполнялись бентосные сборы, одновременно измерялись различные характеристики окружающей среды. В результате мы располагали данными о химическом составе придонных вод и донных отложений, а также информацией о размерных характеристиках грунта. База данных по факторам среды содержит около 50 наименований, куда вошли, помимо традиционных гидрологических и гидрохимических характеристик, данные по различным поллютантам, включающим углеводороды, тяжелые металлы и радионуклиды.

Принимая во внимание тот факт, что оценка состояния бентоса сопряжена с учетом большого числа признаков-факторов, оптимальным способом анализа данных очевидно будут методы многомерной статистики. Для определения параметров окружающей среды, которые влияют на пространственное распределение мейобентосных организмов в арктических морях России, использовалась регрессионная математическая модель взаимосвязи ряда переменных величин (Шелутко, 1991; Вайновский и др., 1992). Все расчеты выполнялись с использованием следующих прикладных программ: статистического пакета "GIDSTAT", разработанного на кафедре прикладной экологии РГГМУ, и Statistica 5.0. Визуализация исходных данных и результатов исследования производилась с помощью ГИС ArcView GIS 3.1.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

За время экспедиции МЭРА-95 на обследованной акватории идентифицирован 21 таксон мейобентоса (в основном ранга отряд, класс). Эвмейобентос был представлен Foraminifera, Cnidaria, Turbellaria, Gnathostomulida, Nematoda, Kinorhyncha, Gastrotricha, Loricifera, Tardigrada, Harpacticoida, Ostracoda, Halacarida. В псевдомейобентосе отмечены Nemertini, Oligochaeta, Polychaeta, Tanaidacea, Cumacea, Amphipoda, Gastropoda, Bivalvia, Asteroidea.

Таксономический состав мейобентоса разнообразен на всей исследуемой акватории и меняется от станции к станции. Однако прослеживается следующая тенденция: количество систематических групп, как правило, уменьшается вблизи устьев и эстуарий больших рек. Вероятно, такое распределение обусловлено влиянием речного стока, который оказывает опресняющее воздействие. Известно, что соленость является одним из лимитирующих факторов для мейобентоса (Гальцова, 1976).

Наряду с рассмотрением таксономического состава мейобентоса большой интерес вызывает изучение его количественных характеристик. В таб. 1 приводятся осредненные данные о количественных параметрах мейобентоса. Количественные характеристики (плотность поселений и биомасса) мейобентоса, его подразделений и отдельных групп изменяются в пределах 2-3 порядков величин.

Плотность поселений (\bar{N} , тыс. экз./м²) и биомасса (\bar{B} , мг/м²) мейобентоса в российских арктических морях.

Таксон	\bar{N}	%	Таксон	\bar{B}	%
<i>Nematoda</i>	307	41,5	<i>Polychaeta</i>	7784	26,6
<i>Harpacticoida</i>	146	19,8	<i>Bivalvia</i>	7424	25,4
<i>Polychaeta</i>	45,6	6,17	<i>Asteroidea</i>	3443	11,8
<i>Cnidaria</i>	42,8	5,79	<i>Cumacea</i>	3189	10,9
<i>Foraminifera</i>	42,5	5,76	<i>Amphipoda</i>	2265	7,75
<i>Ostracoda</i>	38,0	5,15	<i>Harpacticoida</i>	813	2,78
<i>Oligochaeta</i>	20,2	2,73	<i>Ostracoda</i>	682	2,33
<i>Bivalvia</i>	16,2	2,19	<i>Foraminifera</i>	662	2,26
<i>Kinorhyncha</i>	14,6	1,98	<i>Oligochaeta</i>	572	1,96
<i>Gnathostomulida</i>	12,1	1,64	<i>Gastrotricha</i>	540	1,85
<i>Turbellaria</i>	7,94	1,07	<i>Nematoda</i>	497	1,70
<i>Nemertini</i>	7,75	1,05	<i>Tanaidacea</i>	369	1,26
<i>Tardigrada</i>	7,50	1,02	<i>Gastropoda</i>	316	1,08
<i>Tanaidacea</i>	6,75	0,91	<i>Cnidaria</i>	250	0,85
<i>Asteroidea</i>	5,00	0,68	<i>Nemertini</i>	129	0,44
<i>Amphipoda</i>	4,64	0,63	<i>Turbellaria</i>	124	0,42
<i>Cumacea</i>	4,17	0,56	<i>Kinorhyncha</i>	48,5	0,17
<i>Gastrotricha</i>	2,50	0,34	<i>Gnathostomulida</i>	46,1	0,16
<i>Loricifera</i>	2,50	0,34	<i>Halacarida</i>	31,0	0,11
<i>Halacarida</i>	2,50	0,34	<i>Loricifera</i>	26,5	0,09
<i>Gastropoda</i>	2,50	0,34	<i>Tardigrada</i>	16,8	0,06
Эвмейобентос	626	84,7	Эвмейобентос	3735	12,8
Псевдомейобентос	113	15,3	Псевдомейобентос	25490	87,2
Мейобентос	739	100	Мейобентос	29226	100

На всей исследуемой акватории по численности доминирует эвмейобентос, по биомассе – псевдомейобентос. Только на одной станции в Печорском море это соотношение не выполняется. Здесь плотность поселений псевдомейобентоса достигает 60,5 %. При исследовании распределения количественных характеристик мейобентосных групп обнаружено, что по численности, как правило, доминируют *Nematoda*, *Harpacticoida* и *Polychaeta*, по биомассе наблюдается преобладание *Polychaeta*, *Bivalvia* и *Asteroidea*.

Минимальные значения количественных характеристик мейобентоса приурочены к основным портам вдоль трассы Северного Морского Пути (Амдерма, Диксон, Тикси, Певек), а также в Енисейском заливе. Особо стоит отметить район порта Тикси, где численность и биомасса достигают своих минимальных значений – 10 тыс. экз./м² и 255,1 мг/м² соответственно (рис. 1).

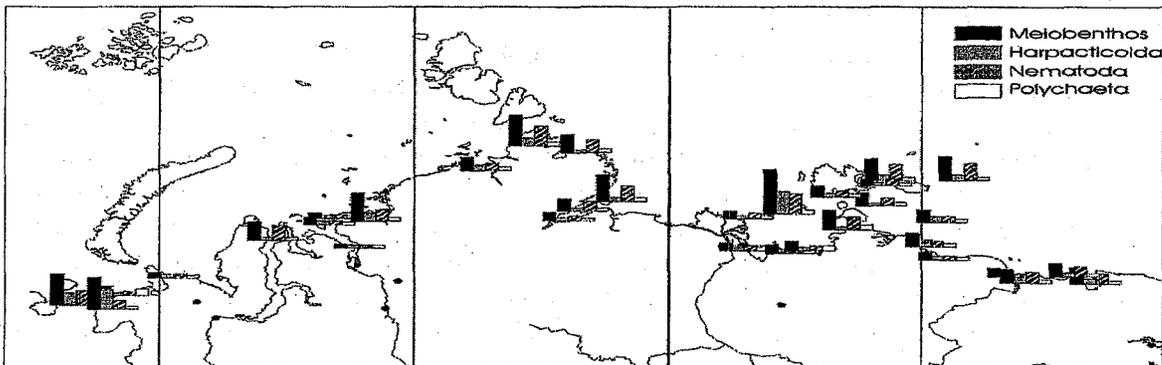


Рис. 1 - Пространственное распределение плотности поселений (тыс. экз./м²) мейобентоса и некоторых групп в арктических морях России в ходе экспедиции МЭРА-95

Накопление в среде загрязняющих веществ - это один из определяющих факторов отрицательного антропогенного воздействия на нее. При этом, как следствие, возникает необходимость изучения подобного воздействия на живые организмы.

В ходе работы мы попытались выявить параметры окружающей среды, которые определяют пространственное распределение мейобентоса, его подразделений и отдельных групп в арктических морях. Напомним, что в нашем распоряжении находились данные о 50 различных параметрах окружающей среды. В результате использования аппарата множественной регрессии получены новые данные о воздействии факторов среды на характер распределения мейобентоса в окраинных морях российского сектора Арктики.

Пространственное распределение мейобентоса определяется следующими характеристиками окружающей среды (таб. 2): величиной водородного показателя (pH), содержанием глинистых минералов (Sl_t), соленостью (S), содержанием органического вещества (OM), концентрацией ¹³⁷Cs и кислорода. Рассмотрим влияние на распределение мейобентосных организмов некоторых факторов окружающей среды более подробно.

Таблица 2

Факторы, определяющих распределение мейобентоса в шельфовой зоне российских арктических морей

Таксон	n	R	Фактор
Foraminifera	34	0,567	S, ²²⁶ Ra, Co
Cnidaria	15	-	-
Gnathostomulida	10	0,679	²²⁶ Ra
Nematoda	34	0,824	pH, Sl _t , H, S, OM
Kinorhyncha	17	0,625	¹³⁷ Cs
Harpacticoida	32	0,543	¹³⁷ Cs, Cu
Ostracoda	27	0,742	⁴⁰ K, S, D
Эвмейобентос	34	0,895	pH, Sl _t , S, OM, ¹³⁷ Cs, O ₂
Oligochaeta	15	0,709	Asph, C _{car}
Polychaeta	30	0,790	Sl _t , Ni, Co, OM, Asph
Bivalvia	23	0,524	O ₂
Псевдомейобентос	34	0,740	Sl _t , V, pH
Мейобентос	34	0,907	pH, Sl _t , S, OM, ¹³⁷ Cs, O ₂

Примечание: n - объем выборки, R - сводный коэффициент корреляции

В большей степени условия жизни организмов мейобентоса определяются физическими параметрами среды. Основная среда обитания мейобентосных организмов - морские грунты. Следовательно, характер грунта, в котором обитает мейобентос - фактор первостепенной важности. Размер, форма и степень упаковки частиц грунта определяют величину интерстициального пространства, количество поровой воды, которое там содержится, а также характер движения воды через осадки. В интерстициальной воде содержится растворенный кислород, она имеет определенную соленость, содержит растворенные органические вещества, которые служат пищей для некоторых групп мейобентоса.

В ходе нашего исследования удалось выявить характеристику грунта, которая влияет на распределение мейобентосных организмов, а именно - содержание глинистых фракций. Ранее В.И. Гуревичем и В.Б. Хасанкаевым (1976) было показано, что содержание алевроито-пелитов в грунте принадлежит к числу важнейших параметров, ответственных за физико-химическое состояние, геохимические особенности и экологические условия, в которых обитают животные. Например, мейобентосные группы (нематоды, олигохеты, полихеты и молодь двустворчатых моллюсков) обнаружили существование тесной корреляции между процентным содержанием алевроитов и пелитов и количественным распределением. Нам удалось выявить влияние содержания глинистых минералов на распределение Nematoda, эвмейобентоса, Polychaeta, псевдомейобентоса и всего мейобентоса.

Еще одним интегральным показателем является глубина. С ее изменением закономерно меняются условия обитания животных: меняется температура, освещенность, грунты, распределение

пищи, и на эти изменения животные отвечаю, соответствующим образом изменяя свое количество. Влияние глубины прослеживается только в случае с *Nematoda*.

Многочисленные исследования показали, что отсутствие кислорода или присутствие сероводорода - очень важное условие, влияющее на распределение донных организмов. Влияние содержания кислорода на численность мейобентосных организмов прослеживается в случае с эвмейобентосом, *Bivalvia* и мейобентосом в целом.

Ранее проводились исследования по изучению влияния солености на динамику численности нематод (Гальцова, 1976). В частности установлено, что многие виды свободноживущих нематод являются эвригалинными. Согласно нашим данным, соленость является определяющим фактором для *Ostracoda*, эвмейобентоса и псевдомейобентоса. В случае с *Ostracoda* повышение солености ведет к понижению численности животных, в то время как для эвмейобентоса и мейобентоса наблюдается рост плотности поселений.

Для *Ostracoda* кроме солености важным параметром, определяющим распределение численности организмов, является прозрачность воды. Этот фактор характеризует световой режим, который в свою очередь определяется вертикальным распределением микрофитобентоса - важнейшего источника питания многих групп мейобентоса (Гальцова, 1991).

Еще одним параметром, определяющим распределение мейобентосных организмов в арктических морях, служит величина водородного показателя, который характеризуем кислотно-щелочные условия. Удалось установить, что величина водородного показателя определяет распределение *Nematoda*, эвмейобентоса, псевдомейобентоса и всего мейобентоса. Как известно, рН морской воды обычно составляет величины порядка 8,1-8,4. Наиболее кислые осадки (рН<7) характеризуются высоким процентным содержанием глинисто-илистых фракций, обогащены органикой, а кислотность обусловлена высоким содержанием гуминовых и других органических кислот. Такого сорта осадки с повышенным содержанием органики (ОМ), с одной стороны, могут привлекать мейобентосных животных, а с другой - плохой кислородный режим в них может этому препятствовать (Павлова, 1976).

Мы рассмотрели влияние следующих факторов на мейобентос: содержания глинистых минералов, глубины, концентрации кислорода, солености, прозрачности, величины водородного показателя, а также содержания органического вещества. Кроме перечисленных параметров распределение мейобентосных организмов определяется содержанием в донных осадках карбонатного углерода (Ссar) и асфальтенов (Asph), тяжелых металлов (Co, Cu, Ni, V) и радиоактивных элементов (¹³⁷Cs, ⁴⁰K, ²²⁶Ra). Примечательно, что увеличение концентрации тяжелых металлов всегда приводит к уменьшению плотности поселений мейобентосных организмов. Неслучайно эти элементы являются типичными токсикантами. Влияние радиоактивных элементов не так однозначно. Согласно полученным результатам, повышение содержания ²²⁶Ra одновременно увеличивает численность *Foraminifera* и уменьшает количество *Gnathostomulida*. Более подробное изучение влияния радиоактивных элементов на мейобентос требует проведения дополнительных исследований.

Хотя распределение плотности поселений во многом зависит от содержания таких поллютантов, как Asph, Co, Cu, Ni, ¹³⁷Cs, ⁴⁰K, ²²⁶Ra, говорить о загрязнении экосистем верхних отделов шельфа арктических морей преждевременно. Изменение данных параметров, как правило, не превышает фоновых значений (Герлах, 1985; Ляхин, 1994). Это подтверждают как наши, так и проведенные ранее исследования. Отметим загрязнение цезием-137 Енисейского залива, где зафиксированы максимальные концентрации данного элемента. Экосистемы данного залива находятся под влиянием эмиссии техногенных радионуклидов продолжительное время (Матишов и др., 1996). В целом состояние экосистем верхних отделов шельфа арктических морей не вызывает беспокойства, исключения составляют только отдельные районы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании полученных результатов и анализа литературы можно заключить следующее. Состояние экосистем верхних отделов шельфа арктических морей не вызывает беспокойства, включения составляют только отдельные районы: основные порты вдоль трассы Северного Морского Пути (Амдерма, Диксон, Тикси, Певек). В указанных районах зафиксированы минимальные количественные характеристики мейобентосных организмов. Особое внимание стоит обратить на загрязнение Енисейского залива цезием-137 (50.3 Бк/кг).

Развитие промышленных и хозяйственных предприятий прибрежных городов, быстрый рост численности населения, вероятно, привели к большим объемам организованных промышленных и хозяйственно-бытовых стоков. Следствием этого является распространение загрязняющих веществ по прилегающим акваториям и вынос их в открытое море.

ЛИТЕРАТУРА

1. Вайновский П.А., Малинин В.Н. Методы обработки и анализа океанологической информации. Многомерный анализ. Учебное пособие. СПб., изд. РГГМИ, 1992. - 96 с.
2. Гальцова В.В. Количественный учет мейобентоса// Гидробиологический журнал, 1971, т. 7, № 2, с. 132-136
3. Гальцова В.В. Свободноживущие морские нематоды как компонент мейобентоса губы Чупа Белого моря// Нематоды и их роль в мейобентосе. - Л.: Наука, 1976. с. 165-270.
4. Гальцова В.В. Мейобентос в морских экосистемах (на примере свободноживущих нематод)// Труды Зоологического института РАН, 1991, т. 224, с. 240
5. Гальцова В.В., Кулангиева Л.В., Алексеев Д.К. Оценка экологического состояния донных осадков Кольского залива Баренцева моря// Вопросы прикладной экологии. Сборник научных трудов. - СПб.: РГГМУ, 2002, с. 65-70
6. Герлах С. Загрязнение морей: диагноз и терапия. - Л.: Гидрометеиздат, 1985. - 264 с
7. Гуревич В.В., Хасанкаев В.Б. Литологические параметры биогеоценозов литоральной отмели Дальнего пляжа// Экологические исследования песчаной литорали. - Апатиты: ММБИ, 1976, С. 3-25
8. Ляхин Ю.И. Современное экологическое состояние морей СНГ. Учебное пособие. - СПб.: РГГМИ, 1994. - 143 с.
9. Матишов Г.Г., Савинова Т.Н. Загрязнение морских экосистем Арктики// Российская Арктика: на пороге катастрофы. - М.: Центр экологической политики России, 1996, с. 30-46
10. Павлова Л.Г. Физико-химические параметры и их динамика в осадках литоральной отмели// Экологические исследования песчаной отмели. - Апатиты: ММБИ, 1976, с. 30-39
11. Шелутко В.А. Численные методы в гидрологии. - Л.: Гидрометеиздат, 1991. - 239 с.
12. Introduction to the study of meiofauna/ Robert P. Higgins, Hjalmar Thiel, editors. - Published by the Smithsonian Institution Press Washington, D.C. London, 1988. - 488 pp.
13. Mare M.F. A study of a marine benthic community with special reference to the microorganisms// Mar. Biol. Ecol., 1942. Vol. 108., P. 103-135.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОТОКОВ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА НА ОСНОВЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ МЕТОДОВ.

1-Российский государственный гидрометеорологический университет

2-Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия.

Работа посвящена оценке экологического состояния водотоков Санкт-Петербурга, подвергающихся высокой антропогенной нагрузке. Материалами для исследования послужили гидрохимические показатели в реках, а также материалы о качественном составе и количественном распределении зообентоса. Для проведения анализа методом биотестирования были отобраны пробы поверхностных и интерстициальных вод. В работе приводится оценка уровня загрязнения по следующим показателям: индексу сапробности, интегральной токсичности и индексу загрязнения вод (ИЗВ).

The work is devoted to ecological estimation of the Saint-Petersburg rivers under condition of high anthropogenic impact. The research is based on material of hydrochemical observations, and also on the data of qualitative composition and quantitative distribution of zoobenthos. The samples of surface and interstitial waters were collected to analyze them by bioassay method. The evaluation of level pollution is given according to following items: saprobility index, integral toxicity and water pollution index (WPI).

Рациональное использование и охрана водных ресурсов от загрязнения и истощения является одной из важнейших экологических проблем. Необходимость решения этой проблемы в условиях непрерывного увеличения антропогенной нагрузки и темпов использования водных ресурсов определяют важность разработки методов оценки качества вод, дающих надежную информацию об экологическом состоянии водных объектов [1]. При антропогенном воздействии происходит изменение качества воды и нарушение существующих биоценозов водных объектов. Прямое негативное влияние на естественный режим рек оказывают изъятие стока для различных нужд, его регулирование и перераспределение, сброс сточных и возвратных вод; оно вызывает изменение водных ресурсов по длине реки [2].

Цель настоящей работы заключается в оценке экологического состояния водотоков Санкт-Петербурга. В рамках поставленной цели решались следующие задачи: выяснить возможность использования гидробиологических и гидрохимических методов и выявить влияние антропогенной деятельности на состояние водотоков.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Оценка экологического состояния проводилась с помощью следующих методов: биоиндикации и биотестирования и на основе гидрохимического показателя качества вод – Индекса загрязнения воды (ИЗВ) на различных станциях гидросети Санкт-Петербурга.

Для биоиндикационной оценки мы использовали метод Пантле-Бука в модификации Сладечека [3]. Данный метод учитывает относительную частоту встречаемости гидробионтов (h) и их индикаторную значимость (s). Значение s определяется для каждого вида по спискам сапробных организмов. Встречаемость находится из шестиступенчатой шкалы значений частоты и определяет относительное обилие видов. Величины h и s входят в формулу для вычисления индекса сапробности (S):

$$S = \frac{\sum sh}{\sum h}$$

Гидрохимический показатель качества вод ИЗВ вычислялся по следующей формуле:

$$ИЗВ = \frac{\sum C_i / ПДК_i}{6},$$

где C_i – среднее значение определяемого показателя, $ПДК_i$ – предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества, цифра «б» – строго лимитируемое число показателей, берущихся для расчета, включая, в обязательном порядке, растворенный кислород и БПК₅ [5].

Биотестирование – оценка интегральной токсичности водной среды, основанная на реакции организма на присутствие в воде поллютантов [6]. Роль тест-объекта выполняют инфузории вида *Paramecium caudatum*, в качестве тест-реакции используются поведенческие реакции парамеций – хемотаксис и геотаксис, тест-критерий – индекс токсичности (T), вычисляемый по формуле:

$$T = (I_c - I_s) / I_c,$$

где I_c и I_s – средние показания прибора для контрольной и анализируемой проб, соответственно. Степень загрязнения определяется по следующей шкале: $T = 0 - 0,20$ – отсутствует (чистая вода); $0,21 - 0,40$ – низкая; $0,41 - 0,60$ – умеренная; $0,61 - 0,80$ – высокая; $0,81 - 1,00$ – очень высокая; $1 - 2$ – чрезвычайно высокая; > 2 – токсичная.

Для проведения экологической оценки водотоков Санкт-Петербурга нами были отобраны пробы во всех реках и каналах, протекающих в черте города. Следует отметить, что особое внимание уделено р. Охта, которая является модельным водотоком, поскольку на ней проводятся многолетние мониторинговые исследования за ее экологическим состоянием на основе анализа гидрохимических и гидробиологических показателей. Для р. Охта мы располагали материалами, собранными во время многолетних летних практик студентами РГГМУ. Они включали информацию о гидрохимическом режиме (O_2 , БПК₅, перманганатная окисляемость, нитраты, общее железо, фосфаты, хлориды, фенолы, СПАВ, нефтепродукты). Анализ проводился студентами по стандартным методикам и сотрудниками Красногвардейской СЭС. А также сведения о качественном составе и количественном распределении зообентоса (отбор проб зообентоса, их промывка, выборка и фиксация проводились по стандартным методикам, а определение таксономической принадлежности – в лаборатории Морских исследований ЗИН РАН сотрудниками Я.И. Старобогатовым и В.В. Гальцовой [4]). Пробы отбирались на 13 постоянных станциях (нумерация начинается с устья реки). Состояние остальных водотоков города было обследовано только методом биотестирования на основании однократного сбора проб воды на определенной сетке станций в черте города.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Рассмотрим экологическое состояние р. Охта на основе отобранного материала и анализа многолетней динамики уровня загрязнения. Следует заметить, что данные по ИЗВ и сапробности для р. Охта за 2002 г. были получены путем интерполяции при оценке динамики этих показателей за предыдущие годы.

Таблица 1

Оценка экологического состояния р. Охта по результатам гидрохимического и гидробиологического анализов на различных станциях летом 2002 г.

№ станции	ИЗВ	Класс качества	Сапробность, S	Зона сапробности	Токсичность, T	
					поверхность	поровые воды
1	3,9	IV	2,4	β-мезо	0,87	0,99
2	5,5	V	3,16	α-мезо	0,89	-
3	6,1	VI	3,33	α-мезо	0,86	1,25
4	4,7	V	3,25	α-мезо	0,94	1,8
5	4,9	V	3,52	поли-	0,81	-
6	5,1	V	3,4	α-мезо	-	-
7	6,2	VI	2,67	α-мезо	0,74	-
8	5,6	V	2,48	β-мезо	0,66	-
9	2,9	IV	2,81	α-мезо	0,61	0,86
10	4,6	V	2,81	α-мезо	-	-
11	3,9	IV	2,14	β-мезо	-	-
12	5,7	V	1,93	β-мезо	-	-
13	7,1	VI	2,73	α-мезо	0,65	-

Гидрохимический метод показал значительные различия качества вод по длине реки. Так наиболее грязными участками являются 3, 7 и 13 станции, на которых зафиксирован VI класс качества воды («очень грязные»). Большая часть реки характеризуется V классом качества («грязные воды»), и лишь три станции отмечены как «загрязненные» (IV класс качества). Величина индекса ИЗВ изменялась в следующих пределах: верхнее течение – 3,9–7,1; среднее течение – 2,9–6,2; нижнее течение – 3,9–6,1 (рис. 1). Таким образом, воды р. Охта являются «грязными» и «очень грязными».

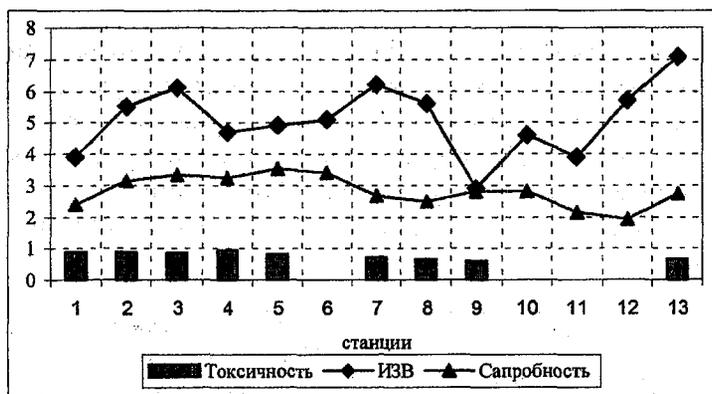


Рис. 1 - Пространственное распределение качества поверхностных вод р. Охта, оцененного по гидробиологическим и гидрохимическим показателям.

Метод биоиндикации дал следующие результаты: в верхнем течении воды реки относятся к двум зонам сапробности - α -мезосапробной (станции 10 и 13) и β -мезосапробной (станции 11 и 12). Рассмотрим краткую характеристику основных зон сапробности, выделяемых на исследуемом водотоке. Полисапробная зона характеризуется обилием сложных биохимических соединений, свободный кислород почти отсутствует, основу населения составляют сапрофитные бактерии и тубифициды. α -мезосапробная зона близка к полисапробной зоне по основным процессам, но здесь уже присутствует свободный кислород, основа населения также сапрофиты и тубифициды. β -мезосапробная зона характеризуется перенасыщением кислородом в летнее время, содержание органических веществ ничтожно, население отличается большим видовым разнообразием. Среднее течение характеризуется в целом как α -мезосапробное (станции 5–9), за исключением станции 5, которая относится к полисапробной зоне. Нижнее течение также относится к α -мезосапробной зоне (станции 1–4), кроме станции 1 (β -мезосапробная). В целом воды р. Охта можно с некоторыми допущениями полностью характеризовать как α -мезосапробные (рис. 1).

Метод биотестирования. Значения индекса токсичности (T) поверхностных вод р. Охты изменялись в пределах от 0,61 до 0,95, иными словами степень загрязнения реки может быть охарактеризована как высокая и очень высокая (рис. 1).

По степени загрязнения акватория р. Охты на отрезке от устья до Ржевского водохранилища отчетливо делится на 2 участка. Воды, отобранные на станциях с 1 по 5, имеют более высокие значения индекса токсичности ($T = 0,81-0,95$), чем на станциях 7–9 и 13, расположенных выше по течению ($T = 0,61-0,74$). Помимо акватории собственно р. Охта, биотестовому анализу были подвергнуты пробы поверхностных вод сопредельных акваторий. Воды р.Нева, вблизи впадения в нее р. Охты, характеризуются высокой степенью загрязнения ($T = 0,77$), тогда как воды р. Оккервиль (в 100 м от устья) – загрязнены умеренно ($T = 0,59$). Для исследования интегральной токсичности поровых вод одновременно с пробами поверхностных вод были отобраны пробы грунта на четырех станциях. На всех изученных станциях для интерстициальных (грунтовых) вод отмечены более высокие значения индекса токсичности, чем для поверхностных вод. При этом

станции 1 ($T = 0.99$) и 9 ($T = 0.86$) характеризуются высокой степенью загрязнения поровых вод, а станции 3 ($T = 1.25$) и 4 ($T = 1.80$) – чрезвычайно высокой.

Из полученных результатов видно, что метод биотестирования является одним из наиболее информативных и быстрых методов, и интегральный показатель (индекс токсичности) позволяет достаточно адекватно оценить экологическое состояние водотоков. Именно поэтому мы выбрали данный метод для исследования гидросети Санкт-Петербурга. Примечательно, что такая масштабная оценка экологической ситуации в реках и каналах методом биотестирования была произведена впервые. Пространственное распределение качества вод на разных участках водной системы р. Нева неоднородно (рис. 2).

Значения индекса токсичности поверхностных вод колебались от 0.41 до 0.94, иными словами степень загрязнения поверхностных вод изученных водотоков укладывается в диапазон от умеренной до очень высокой. Умеренной степенью загрязнения характеризуются воды Невы в верхнем течении от границы Санкт-Петербурга до Финляндского моста, на участке между Свердловской и Синопской набережными ниже впадения р. Охта и у стрелки Васильевского острова; в верхнем течении рукавов Малая и Большая Невки, а также воды канала Грибоедова, рек Мойка, Фонтанка и Оккервиль.



Рис. 2 - Интегральная токсичность водотоков Санкт-Петербурга.

Значения индекса токсичности здесь колебались от 0.41 до 0.60. Остальные изученные водотоки (за исключением р. Охта) показали высокую степень загрязнения (значения индекса токсичности – от 0.62 до 0.80). Наиболее загрязненный из водотоков – р. Охта, где для поверхностных вод, как упоминалось выше, зарегистрирована высокая и очень высокая степень загрязнения. Наибольшее значение индекса токсичности зафиксировано на створе у железнодорожного моста между заводами «Оккервиль» и «Гидромехоборудование».

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Экологическое состояние водотоков Санкт-Петербурга определяется многими факторами воздействия окружающей среды, а для такого крупного мегаполиса это в первую очередь влияние антропогенной деятельности. В процессе прессинга происходит ухудшение качества вод, ускоренное накопление загрязняющих веществ в донных отложениях, что может привести к вторичному загрязнению. В донных осадках происходит активная аккумуляция тяжелых металлов, нефтепродуктов, детергентов и других поллютантов. Отсюда следует несомненная важность изучения качества не только поверхностных, но и интерстициальных вод. Надо подчеркнуть, что в случае анализа экологического состояния р. Охта все три метода дают приблизительно одинаковые результаты (в данном исследовании – выделение зон различного уровня загрязнения). Методы однозначно показывают, что наиболее загрязненным является нижнее течение реки. При необходимо-

сти оценки экологического состояния водной среды в достаточно сжатые сроки наиболее целесообразно использовать метод биотестирования, который является достаточно информативным и дает интегральную оценку. В результате проделанной работы следует отметить, что практически все водотоки являются достаточно загрязненными, и наиболее высокая степень загрязнения приурочена к точкам сброса сточных и возвратных вод, а участки, где наблюдается меньший уровень загрязнения, достаточно малы, и незначительное улучшение качества вод здесь можно отнести к разбавляющей способности водотоков.

ЛИТЕРАТУРА

1. Экодинамика и экологический мониторинг Санкт-петербургского региона в контексте глобальных изменений. /Под редакцией Кондратьева, Фролова, СПб, Наука, 1996 г.
2. *Знаменский В.А.* Экологическая безопасность водной системы Санкт-Петербурга. СПб НИИ Химии, СПбГУ, 2000 г.
3. *Макрушин А.В.* Биологический анализ качества вод /Под ред. Г.Г.Винберга/, Л., 1974.
4. *Жадин В.И.* Методы гидробиологического исследования. М., Высшая школа, 1996 г.
5. *Фрумин Г.Т.* Экологическая химия и экологическая токсикология, СПб, РГГМУ, 2000.
6. *Пожаров А. В., Папутская Н. И., Захаров И. С.* Быстрый токсикологический тест с использованием хемотаксиса *Paramecium caudatum* // Инфузории в биотестировании. СПб, 1998.

УДК 556.535.8

В.Г. Гутниченко, Е.А. Кострова

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД РЕКИ ЛУБЬЯ

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

Малые реки являются наиболее уязвимым элементом городской экосистемы, их легко истощить и загрязнить, и именно с них начинаются изменения качества и количества водных ресурсов. Под влиянием хозяйственной деятельности малые реки намного раньше вступают в заключительную стадию своего развития – фазу старения, происходит заболачивание и заиление русел, наступает деградация малых рек и исчезновение их как элементов ландшафта [1, 2]. Они служат источником водопотребления и местом сброса сточных вод крупных жилых массивов и множества предприятий, расположенных в их бассейне. В тоже время, гидрологический и гидрохимический режим таких рек области изучен пока недостаточно. Многие не придают большого значения тому факту, что концентрации загрязняющих веществ в малых реках г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области нередко превышают ПДК в десятки раз. Именно поэтому, необходимо обратить внимание общественности на проблему загрязнения малых водотоков нашего города, в данном случае на примере реки Лубья.

Река Лубья берет начало из двух небольших озер, расположенных близ деревни пустошки на Северо-восточной возвышенности и протекает по северо-восточным районам Санкт-Петербурга и Всеволожскому району Ленинградской области [3, 4]. Загрязнение р. Лубья происходит как промышленными предприятиями г. Санкт-Петербурга и г. Всеволожска, так и садоводческими хозяйствами, расположенными по берегам реки. Стоки от этих объектов и приносят в р. Лубья свой набор специфических загрязняющих веществ.

Отбор проб воды для оценки состояния загрязнения реки Лубья производился в период с 1995 по 2001 год Красногвардейской СЭС. Станции отбора проб расположены на участке реки Лубья от границы с г. Всеволожск до впадения в реку Охта, на ручье Горелый и на участке реки Охта – от Ржевского водохранилища до устья. Расположение станций и их нумерация следующие:

- станция №1 – расположена на границе с г. Всеволожск под железнодорожным мостом;
- станция №2 – расположена на ручье Горелый рядом с Ржевской улицей;
- станция №3 – расположена при пересечении реки Лубья с ул. Коммуны (Красногвардейский район г. Санкт-Петербурга);

станция №4 – расположена на реке Охта в районе Б. Ильинского моста.

К анализируемым химическим показателям качества (загрязненности) воды относились:

- рН;
- органические вещества, характеризующиеся БПК;
- растворенный кислород;
- биогенные элементы (соединения азота, фосфора и общее железо);
- нефтепродукты;
- СПАВ.

Анализ временных и пространственных изменений рассматриваемых в работе химических показателей качества воды проводился по превышению ПДК, средним и экстремальным значениям концентраций, и другим статистическим характеристикам. Осреднение рядов наблюдений проводилось по годам и по сезонам. Кроме того, была проведена оценка загрязненности воды по интегральным показателям - ИЗВ [5, 6], и критериям выявления зон "экологического бедствия" и "чрезвычайной экологической ситуации".

По интегральным показателям качества, воды реки Лубья в большинстве случаев характеризуются как «загрязненные» и «умеренно загрязненные». Максимум загрязнения приходится на 1995 – 1996 год (ИЗВ=4,16 - «грязные»), а к 2001 году наблюдается постепенное улучшение экологического состояния водотока.

По ряду химических показателей качества воды состояние реки Лубья можно оценить как относительно благоприятное.

Так концентрация ионов водорода (*pH*) не выходила за пределы ПДК на всем рассматриваемом участке в период с 1995 по 2000 год и, в общем, указывала на щелочную реакцию вод реки Лубья. Незначительное подкисление вод вероятнее всего было связано с маловодными периодами, а сезонная изменчивость не носит ярко выраженный характер.

Содержание растворенного кислорода не опускалось ниже ПДК и не испытывало значительных колебаний как по длине реки так и по годам. Сезонные изменения количества растворенного кислорода указывают на его уменьшение в летне-осенний период года, т.е. увеличение расхода кислорода на процессы самоочищения водотока.

Из биогенных элементов только содержание фосфатов ни разу за весь рассматриваемый период не превышало значение ПДК. Причем по длине реки происходит снижение концентрации фосфатов в водах Лубьи, несмотря на значительные поступления с водами по ручью Горелый. Сезонные изменения указывают на накопление фосфатов к концу лета. В 2000 году происходит уменьшения содержания фосфатов.

Концентрация нитратов за период с 1995 по 2001 год всего один раз превышает ПДК. Высокое значение содержания нитратов приходится на сентябрь 1996 года и, скорее всего, связано с кратковременным выбросом. Сезонное изменение количества нитратов в водах р. Лубья показывает увеличение данного элемента к началу осени. Распределение содержания нитратов по длине реки относительно постоянно и по сравнению с рекой Охта дает завышенные значения. К 2001 году заметно уменьшение концентрации нитратов в водах Лубьи.

Концентрации некоторых химических веществ в период с 1995 по 2001 год в большинстве случаев было выше ПДК, но не превышало его десятикратного значения. Для биохимического потребления кислорода, характеризующего содержание органики в водах р. Лубья в 1997 и 1998 годах отмечены существенные колебания значений, особенно на гр. со Всеволожском. Значительное

поступление органического вещества с водами ручья Горелый сказываются на высоких значениях потребления кислорода на ул. Коммуны. Такая картина может быть связана с большими поступлениями органических веществ в этот период, как с естественным стоком, так и с коммунально-бытовыми сбросами. К 2001 году происходит стабилизация содержания органических веществ по длине реки и сезонам.

Концентрация аммонийного азота в р. Лубья в большинстве случаев превышает пятикратное значение ПДК. Высокие значения содержания аммонийного азота связаны со значительными выбросами этого элемента выше по течению реки. Максимальная концентрация аммонийного азота в водах р. Лубья со станции №3 (ул. Коммуны), наблюдается 29.06.1999 и составляет 7,04 мг/л (17,6 ПДК). Среднегодовое распределение аммонийного азота в воде р. Лубья показывает увеличение концентрации элемента в летние месяцы ниже по течению, что вероятно связано с увеличением стока загрязняющих веществ от садоводств. По среднегодовым концентрациям аммонийного азота сложно судить о наличии какой-либо тенденции в изменении содержания аммонийного азота в р. Лубья. В 1995 – 1999 годах значения среднегодовых концентраций относительно постоянны и колеблются в пределах 2,32 – 2,61 мг/л, но к 2001 году наблюдается снижение аммонийного азота – до 0,77 мг/л.

Содержание двух химических элементов в водах реки Лубья в десятки раз превышает допустимые значения. Одним из этих элементов являются нитриты, для которых только в 2000 году концентрации нитритов колеблются в пределах ПДК. В остальное же время в основном наблюдается десятикратное превышение допустимых концентраций. Максимальная концентрация нитритов на границе со Всеволожском (станция №1) была зафиксирована 07.09.1997 и составляла 0,44 мг/л (22 ПДК). Среднегодовые значения концентрации нитритов в воде реки Лубья показывают снижение содержания элемента к 2000 году – до 0,04 мг/л (2 ПДК), и последующее увеличение в 2001 году. В течение летнего периода и по длине реки происходит накопление нитритов в водах реки Лубья. Значительные поступления происходят с водами ручья Горелый и сбросами промышленных предприятий и садоводческих хозяйств.

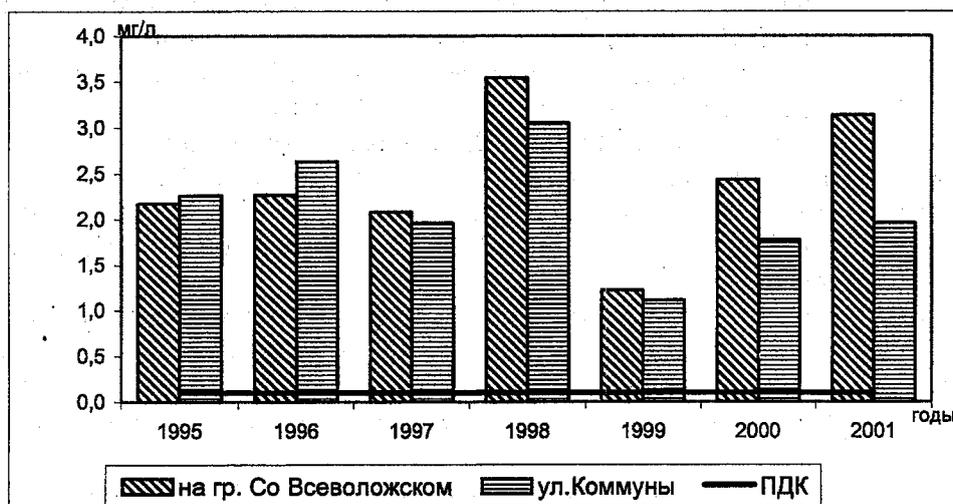


Рис. 1 - Среднегодовое содержание железа в водах р. Лубья, мг/л

Максимальная концентрация железа на границе со Всеволожском (станция №1) была зафиксирована 07.07.1998 и составляла 5,64 мг/л (56,4 ПДК), а минимальная - 14.07.1999 – 0,03 мг/л, и за весь период это единственное значение концентрации меньше ПДК (0,1 мг/л). Наиболее часто высокое содержание железа встречалось в 1995, 1998 и 2000 годах. Среднегодовые концентрации железа, наглядно представленные на рис. 1, показывают резкое увеличение содержания железа в

1998 году до 3,5 мг/л, по сравнению с относительно стабильным уровнем в предыдущие годы (2,1 – 2,3 мг/л), падение в 1999 году до 1,1 мг/л, и снова повышение к 2000 году. Сезонные колебания показывают снижение содержания железа в течение летнего периода. Река Лубья является одним из источников поступления железа в р. Охта, что усиливает собственное загрязнение этого водотока и ухудшает экологическую обстановку.

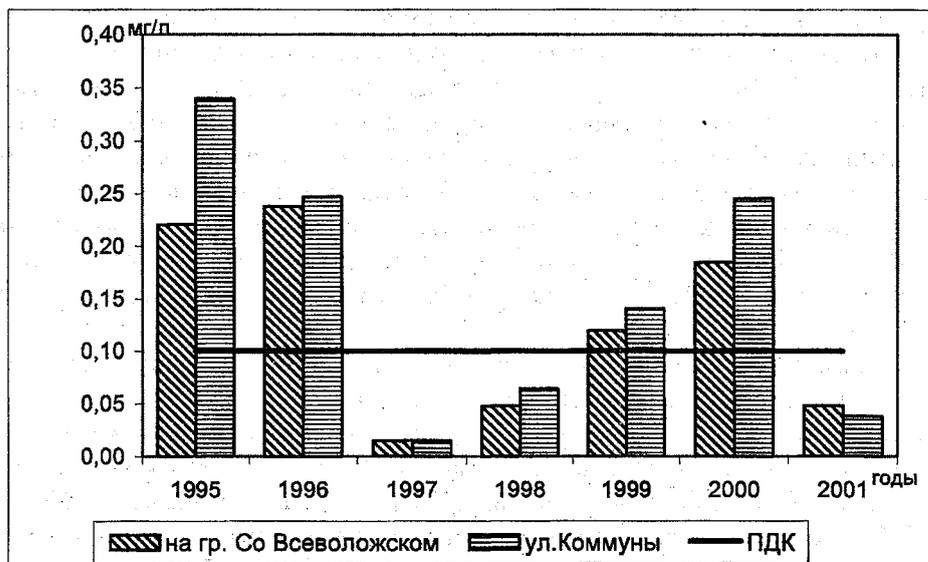


Рис. 2 - Среднегодовое содержание СПАВ в водах р. Лубья, мг/л

Содержание таких загрязняющих веществ, как СПАВ и нефтепродукты в рассматриваемый период в большинстве случаев было выше ПДК, но не превышало его десятикратного значения. Высокие значения концентрации СПАВ отмечаются по всей длине реки Лубья, в водах ручья Горелый и в р. Охта. Внутригодовое изменение концентрации СПАВ связано с периодами бытовых и промышленных сбросов. Среднегодовые концентрации СПАВ на данной станции показывают уменьшение СПАВ в водах рассматриваемого участка к 1997 году до 0,015 мг/л, а затем постепенное увеличение к 2000 году до 0,25 мг/л. Среднегодовые значения концентрации СПАВ (см. рис. 2) в пробах станции №1 ниже содержания СПАВ на станции №3 (ул. Коммуны) в течение всего анализируемого периода, что соответствует расположению многочисленных источников поступления СПАВ на участке русла ниже гр. со Всеволожском и достаточной загрязненности водотока данными веществами.

Максимальные концентрации нефтепродуктов связаны с кратковременными сбросами сильно загрязненных сточных вод в водоток, и к устью происходит уменьшение количества нефтепродуктов. Сезонные изменения показывают увеличение концентрации нефтепродуктов в летний период и понижение в осенний. К 2000 году заметно явное повышение содержания нефтепродуктов в водах реки.

Как видно, состояние вод реки Лубья по содержания большинства рассмотренных химических элементов, а также и по интегральному показателю, можно охарактеризовать, как крайне неблагоприятное. И в тоже время следует отметить, что оценка состояния и динамики загрязнения Лубьи чрезвычайно затруднительна, т.к. для нее, как и для большинства малых рек Санкт-Петербурга и Ленобласти, отсутствуют долгосрочные ряды наблюдений за содержанием различных веществ, нет метеорологических и гидрологических данных, а также не изучены механизмы процессов осаждения, разбавления и самоочищения, которые постоянно происходят в водах любой реки. изучения происходящих в водотоке процессов.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т., Орлов В.Г.* Охрана окружающей среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1991, с. 14-25
2. *Владимиров А.М., Орлов В.Г., Сакович В.М.* Экологические аспекты использования и охраны водных ресурсов - С-Пб.: Изд. РГГМИ, 1997, с. 11-17.
3. Ресурсы поверхностных вод СССР. - Л.: Гидрометеиздат, 1972. - Т.2, ч.1, с. 152
4. Учебный географический атлас Ленинградской области и Санкт-Петербурга – СПб, 1997, с. 30
5. *Орлов В.Г. и др.* Контроль качества поверхностных вод. - Л.: Изд. ЛПИ, 1988, с.104-118.
6. *Фрумин Г.Т.* Экологическая химия и экологическая токсикология. – СПб.: РГГМУ, 2000, с. 59-97.

УДК 556.535.8

В.Г. Гутниченко, Н.М. Торопова

ЗАГРЯЗНЕНИЕ Р.ОХТЫ И ЕЁ ПРИТОКОВ БИОГЕННЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

В последние десятилетия для г.Санкт-Петербурга все более актуальной становится проблема загрязнения водных объектов. Река Охта и ее сильно загрязненные притоки, такие как р. Лубья и р. Оккервиль, впадают в Неву в центральной части города и несут в своих водах многочисленные стоки промышленных предприятий, автостоянок, моек, канализации г. Санкт-Петербурга и г. Всеволожска, а также стоки садоводческих хозяйств, расположенных по берегам рек в их верхнем и среднем течении.

Целью исследования является оценка пространственно-временной динамики загрязнения р. Охта и ее основных притоков (р. Лубья, ручья Горелый, р. Оккервиль) биогенными веществами, такими как аммонийный, нитритный и нитратный азот, фосфаты, железо, кремний и некоторые другие. Оценка проводилась на основе следующих экспериментальных данных: материалов наблюдений Северо-Западного УГМС в устье р. Охта с 1969 по 1998 гг. (Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши, 1969-1998); результатов наблюдений СЭС Красногвардейского района за качеством вод р. Охта, р. Лубья, р. Оккервиль и ручья Горелый (всего на 11 станциях) с 1995 по 2001 гг.; материалов полевых исследований на р. Охта и Охтинском водохранилище (на 20 станциях), выполненных студентами и сотрудниками РГГМУ с 1997 по 2001 гг.

Река Охта берет начало в центральной части Карельского перешейка, в нижнем течении протекает в пределах г. Санкт-Петербурга (Ресурсы поверхностных вод СССР, 1972). Основными антропогенными источниками поступления биогенных веществ в воды реки являются хозяйственно-бытовые и промышленные сточные воды, а также поверхностный сток с городских территорий. В верхнем и среднем течении основное влияние оказывают сельскохозяйственный сток и стоки с рекреационной зоны вокруг Кавголовского озера. В нижнем течении р. Охта, на 9-тикилометровом участке от нижнего бьефа Охтинского водохранилища до места впадения в р.Неву, река испытывает наиболее интенсивную антропогенную нагрузку. Именно здесь располагаются предприятия медицинской, химической, строительной, металлообрабатывающей и других отраслей промышленности. (Материалы к отчету по водному кадастру малых рек Санкт-Петербурга лаборатории ГГИ, 1995-1997 гг).

Оценка загрязненности вод р. Охта и ее притоков биогенными веществами проводилась с использованием широкого спектра статистических методов обработки информации (Шелутко В.А., 1991); был выполнен кластерный анализ исходных рядов данных (Вайновский П.А., Малинин В.Н., 1992). Кроме того, была проведена оценка загрязненности воды по интегральным показателям: ИЗВ (Орлов В.Г., 1988; Фрумин Г.Т., 2000), индексу А.А. Былинкиной и др. (Зенин А.А., Белоусова Н.В., 1988), критериям выявления зон "экологического бедствия" и "чрезвычайной экологической ситуации".

По интегральным показателям качества воды в устье р.Охты характеризуются как «чрезвычайно грязные» и «грязные». В устье р.Охты существенна межгодовая динамика загрязненности, можно выделить двухгодовой цикл динамики с изменением значений индекса загрязненности в 2 – 4 раза. Наилучшие условия фиксировались в 1970 г., воды были «чистыми». Максимум загрязненности приходился на начало и середину 1970-х гг. («очень грязные воды»), небольшой всплеск наблюдался в конце 1980-х гг., а к 1998 г. шло незначительное улучшение качества воды. Несмотря на это, воды в устье р.Охты остаются существенно загрязненными биогенными веществами. По данным СЭС наиболее загрязненными являются воды реки после впадения Муринского ручья, у Комаровского моста, ручей Горелый, здесь воды являются «грязными».

Анализ многолетней динамики загрязнения вод в устье р.Охта показал, что до 1974 г. наблюдается относительно удовлетворительное состояние: содержание кислорода еще достаточно, незначительно его биохимическое потребление, концентрации биогенов, за исключением железа, также малы. К середине 1980-х гг. содержание биогенов возрастает, а кислорода – уменьшается; содержание биогенов не принимает экстремальных значений. На этом фоне, в конце 70-х годов наблюдаются экстремальные значения и резкие изменения концентраций, прежде всего связанные со вторичным загрязнением, последствиями сильного техногенного воздействия на р.Охту. Для этого периода характерно высокое содержание всех форм азота, кроме нитратного, железа. Повышенное содержание нитритов указывает на усиление процессов разложения органических остатков при замедленном окислении нитритного азота до нитратного, т.е. при недостатке кислорода. При этом имеет место высокое биохимическое потребление кислорода. Позднее, в конце 80-х, 90-е годы количество легкоокисляемой органики резко уменьшается, в связи с этим уменьшается БПК₅; содержание аммонийного и нитритного азота является сбалансированным, кислород расходуется на реакции нитрификации аммония до нитритов и, далее, до нитратов. Повышенное содержание нитратов указывает на загрязнение вод реки в прошлом. В настоящее время ситуация на р.Охте не только не улучшилась, но и продолжает ухудшаться. Дает о себе знать "вторичное" загрязнение, на фоне которого начинается промышленный подъем, возобновляется работа различных производств, увеличивается количество коммунальных и производственных сточных вод. Содержание всех биогенных веществ, за исключением нитратного азота, превышает допустимые значения на протяжении всего периода исследования. Кроме того, в водах р.Охты велика сезонная изменчивость содержания биогенных веществ, нарушены естественные внутригодовые циклы колебаний содержания биогенов.

Анализ пространственной динамики загрязнения исследуемых рек показал, что бассейн р. Охта в значительной степени неоднороден по гидрохимическим показателям. Это связано с существенными различиями природно-ландшафтных условий протекания, и, в особенности, с различием степени и специфики техногенного воздействия на участки реки. Очевидно, что гидрохимический режим на водохранилище отличается от режима устьевого участка. Это связано с естественными условиями функционирования процессов водообмена, регулированием стока посредством плотины, качеством и количеством сбросов сточных вод с предприятий и территорий хозяйственно-бытового пользования. Наибольшую техногенную нагрузку испытывает участок промзоны между устьями р. Лубья и р. Оккервиль, именно он является наиболее неблагоприятным в отношении загрязнения.

Для большинства элементов выявлены четкие особенности пространственного распределения, подтвержденные анализом взаимных корреляционных связей. По содержанию растворенного кислорода наименее благоприятная ситуация в устье р. Охты, наилучшая – в р. Оккервиль. По ме-

ре приближения к устью р. Охты, увеличивается содержание органики и, следовательно, растет БПК₅, для которого имеется повсеместное превышение нормативов ПДК, особенно в устье р. Охты, ручье Горелом и р. Оккервиль. Содержание биогенных форм азота повсеместно превышает ПДК. Содержание аммонийного азота максимально в устье р. Охты и на р. Оккервиль. Максимум содержания нитратов наблюдается в р. Охте у деревни Мурино и в р. Лубья. Содержание нитритов увеличивается до завода "Русские самоцветы", а затем несколько уменьшается. Содержание фосфатов не превышает ПДК, за исключением участка р. Охты вдоль пляжа, концентрации фосфатов уменьшаются по длине р. Охты и по длине ее притоков. Содержание железа значительно превышает допустимые, особенно велико оно на Охтинском водохранилище и в р. Лубья, минимальное количество железа фиксируется в р. Оккервиль.

На водохранилище ситуация в целом удовлетворительная, но вниз по течению она ухудшается в несколько раз, достигая на ряде постов критических отметок по ПДК. Кислород, как основной и наиболее важный из растворенных в воде газов, только на водохранилище содержится в достаточном количестве, здесь же отмечается невысокое биохимическое потребление кислорода. С увеличением содержания кислорода за счет окисления нитритов растет содержание нитратов. Такие процессы наиболее заметны в районе Охтинского водохранилища и выше 6 – 8 км от устья р. Охта. Среди биогенных элементов как на водохранилище, так и в р. Охте в больших количествах присутствует железо. В связи с чем сброс воды с плотины может способствовать вторичному загрязнению воды в виде ухудшения ее органолептических свойств при миграции ионов железа.

Очевидна тенденция роста загрязнения вниз по течению реки, причем своего максимума загрязнение достигает в промзоне между проспектами Индустриальным и Энергетиков. Непосредственно в устье Охты (в замыкающем створе) уровень загрязнения несколько ниже, т.к. достаточно большая часть устьевоего участка испытывает влияние водной массы р. Нева. Несмотря на это, р. Охта несет в р.Неву значительно загрязненные биогенами воды с нарушенными кислородными условиями.

Для детального изучения пространственного распределения биогенов по длине р. Охта, был проведен кластерный анализ, по которому можно выделить несколько квазиоднородных участков.

Участок р.Охты от пос.Мурино до Ржевского водохранилища, протяженностью около 10 километров, характеризуется высоким содержанием нитратного азота, сбрасываемого в основном с сельхозполей.

Охтинское водохранилище – средние значения всех показателей, содержание фосфатов и нитритов превышает ПДК в 2-10 раз; содержание железа превышает ПДК в 40-50 раз.

Участок р.Охты от плотины водохранилища до моста Индустриального проспекта (примерно 7,5 км от устья реки) – находится под влиянием Охтинского водохранилища, содержание биогенов превышает ПДК, но в тоже время содержание кислорода находится в пределах нормы.

Промзона от устьевоего участка р.Охты до 6,5 км вверх по течению – наиболее загрязненный участок, находящийся в зоне максимальной техногенной нагрузки. Здесь наблюдаются самые неблагоприятные кислородные условия, содержание аммонийного и нитритного азота достигает 15 ПДК, железа – 80 ПДК.

Река Лубья и ручей Горелый – максимальное содержание нитритов и железа, минимальное – фосфатов. Велико биохимическое потребление кислорода.

Река Оккервиль – наилучшие кислородные условия, содержание железа значительно меньше, чем на остальных станциях. Вместе с тем, в водах реки достаточно большое количество аммонийного азота и значительно биохимическое потребление кислорода.

Все выделенные участки характеризуются сходным водным режимом, гидродинамическими и гидрохимическими условиями, характером загрязнения вод.

В настоящее время показатели качества вод реки Охта говорят о ее значительном антропогенном загрязнении. Наиболее вероятной причиной является ухудшение гидрологического режима, существенное обмеление и резкое снижение процессов самоочищения в реках. Очевидна тенденция роста загрязнения вниз по течению реки, причем своего максимума загрязнение достигает в промзоне на расстоянии 2,5-6,5 км от устья реки. Непосредственно в устье Охты уровень загряз-

нения несколько ниже, т.к. достаточно большая часть устьевого участка испытывает влияние водной массы р.Нева. Несмотря на это, р. Охта несет в р.Неву значительно загрязненные биогенами воды с нарушенными кислородными условиями.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Том 1(29), вып.3*, 5, 7, 23*.-Л.: 1969-1998 гг.
2. Ресурсы поверхностных вод СССР. Л.: Гидрометиздат, 1972 - т.2, ч. 1
3. Материалы к отчету по водному кадастру малых рек Санкт-Петербурга лаборатории Государственного гидрологического института (рукопись), 1995-1997 гг.
4. Шелутко В.А. Численные методы в гидрологии. – Л.: Гидрометеиздат, 1991.– 238 с.
5. Вайновский П.А., Малинин В.Н. Методы обработки и анализа океанологической информации. Многомерный анализ. – СПб.: Изд-во РГГМИ, 1992. – 96с.
6. Орлов В.Г. и др. Контроль качества поверхностных вод. - Л.: Изд. ЛПИ, 1988. - 140 с.
7. Фрумин Г.Т. Экологическая химия и экологическая токсикология. – СПб.: изд. РГГМУ, 2000. – 198 с.
8. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. - Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 238 с.
9. Знаменский В.А. Экологическая безопасность водной системы Санкт-Петербурга. – СПб.: НИИ Химии СПбГУ, 2000. – 120 с.

УДК 556.535.8

М.В. Леонова, Г.Т. Фрумин

ВАЛОВЫЙ И ОБЩИЙ ФОСФОР В ВОДОТОКАХ САНКТ-ПЕТЕРБУРГА

Российский государственный гидрометеорологический университет,

Санкт-Петербург, Россия

ВВЕДЕНИЕ

Основными экологическими проблемами водных объектов Санкт-Петербурга являются эвтрофирование и загрязнение химическими веществами. Процесс эвтрофирования обусловлен, в основном, поступлением соединений биогенных элементов со стоками промышленных, коммунальных и сельскохозяйственных предприятий, так как в составе любых стоков содержатся биогенные вещества различного происхождения. Среди биогенных элементов для водных объектов наших широт лимитирующим является фосфор. Согласно данным литературы, пространственная динамика фосфора и оценка его баланса в водной системе Ладожское озеро - река Нева - Невская губа - Финский залив свидетельствуют о существенной трансформации фосфорной нагрузки в Невской губе, обусловленной изменением соотношения между взвешенными и растворенными соединениями фосфора. Принято считать, что взвешенная фракция включает не только органический, но и минеральный фосфор, являющийся элементом минерального питания фитопланктона.

Цель данного исследования заключалась в поиске количественных соотношений между содержанием валового (растворенный + взвешенный) и общего (растворенного) фосфора в основных (наиболее крупных) водотоках Санкт-Петербурга, а также в реках Тосна и Мга.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В данном исследовании были использованы данные Северо-Западного УГМС, проводящего мониторинг водотоков Санкт-Петербурга и Ленинградской области. Были использованы данные о содержании валового и общего (растворенного) фосфора за период с 1990 г. по 2001 г. в устьевых створах следующих водотоков: Большая Нева, рукав Малая Нева, рукав Малая Невка, рукав Большая Невка, р. Ждановка, р. Славянка, р. Ижора, р. Мойка, р. Черная Речка, р. Карповка, р. Фонтанка, р. Охта, Обводный канал, р. Мга и р. Тосна. Кроме того, были использованы данные о содержании рассматриваемых форм фосфора в створах 1-5 по течению реки Большая Нева (таб. 1). При обработке первичных данных были использованы среднегодовые значения $R_{вал}$ и $R_{общ}$.

При поиске количественных соотношений между концентрациями валового ($R_{вал}$) и общего ($R_{общ}$) фосфора были использованы линейные однопараметрические уравнения вида:

$$R_{общ} = a + b R_{вал} \quad (1)$$

Таблица 1

Пункты наблюдений на Неве (р. Большая Нева)

Водоток (створ)	Пункт наблюдений
р. Нева 161(1)	Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Тосна
р. Нева 161(2)	Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Ижора
р. Нева 161(3)	Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Славянка. г/п Новосаратовка
р. Нева 161(4)	Санкт-Петербург; 0,5 км ниже впадения р. Охта
р. Нева 161(5)	Санкт-Петербург; 0,1 км выше Литейного моста
р. Нева 161(6)	Санкт-Петербург; 1,4 км выше устья

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

По значениям коэффициентов "b" в уравнении (1) все рассмотренные водотоки могут быть разделены на три группы (таб. 2):

- водотоки, для которых коэффициенты "b" имеют примерно одинаковые или близкие и достаточно высокие значения (0,65 - 0,78);
- водотоки, для которых коэффициенты "b" имеют низкие значения (0,2 - 0,4);
- водотоки, для которых не удалось установить количественные соотношения между $R_{вал}$ и $R_{общ}$ (р. Охта).

Таблица 2

Количественные соотношения между общим (растворенным) и валовым фосфором

Водоток	Аналитическое выражение
р. Большая Нева	$R_{общ} = 0,71 R_{вал} - 8,8$ $n = 11$ $R^2 = 0,85$
р. Фонтанка	$R_{общ} = 0,75 R_{вал} - 16,7$ $n = 12$ $R^2 = 0,79$
р. Карповка	$R_{общ} = 0,77 R_{вал} - 17,5$ $n = 12$ $R^2 = 0,96$
р. Черная Речка	$R_{общ} = 0,76 R_{вал} - 27,3$ $n = 12$ $R^2 = 0,79$
р. Мойка	$R_{общ} = 0,73 R_{вал} - 17,9$ $n = 11$ $R^2 = 0,72$
р. Славянка	$R_{общ} = 0,71 R_{вал} + 85,1$ $n = 12$ $R^2 = 0,90$
р. Мга	$R_{общ} = 0,78 R_{вал} + 5,3$ $n = 12$ $R^2 = 0,97$
р. Тосна	$R_{общ} = 0,76 R_{вал} - 14,6$ $n = 12$ $R^2 = 0,90$
р. Ижора	$R_{общ} = 0,65 R_{вал} + 9,0$ $n = 12$ $R^2 = 0,87$
р. Ждановка	$R_{общ} = 0,38 R_{вал} + 13,0$ $n = 11$ $R^2 = 0,74$
Обводный канал	$R_{общ} = 0,24 R_{вал} + 8,0$ $n = 11$ $R^2 = 0,33$

Примечание. n - количество значений $R_{общ}$ и $R_{вал}$; R^2 - коэффициент детерминации.

При обобщении данных о содержании Робщ и Рвал в р. Большая Нева и ее рукавах (рукав Малая Нева, рукав Малая Невка, рукав Большая Невка) было получено следующее корреляционное уравнение (рис. 1):

$$Р_{общ} = 0,45 Р_{вал} + 3,6 \quad (2)$$

$$n = 102; r = 0,91; R^2 = 83,6\%; m = 16,6; FP = 508,1; FT = 3,94; FP / FT = 129$$

Здесь n - число значений Робщ и Рвал, r - коэффициент корреляции, R² - коэффициент детерминации, m - стандартная ошибка, FP и FT - расчетное и табличное (при уровне значимости 95%) значения критерия Фишера.

Так как FP > FT, то уравнение (2) адекватно, и более того, может быть использовано для прогнозирования значений Робщ при наличии данных о концентрациях Рвал, поскольку FP > 4 FT.

Как следует из приведенного уравнения содержание растворенной формы фосфора в реке Неве и ее рукавах составляет примерно 45%, взвешенной формы фосфора - 55%, что близко к величинам, ранее определенным другими авторами (взвешенная форма оценивалась в среднем в 65%). Вышеприведенное уравнение позволяет, во-первых, проводить более корректную оценку поступления общего (растворенного) фосфора со стоком реки Невы в Невскую губу, и, во-вторых, рассчитывать концентрации общего (растворенного) фосфора в реке Неве в те годы, когда такие измерения не проводились.

Для оценки относительного отклонения фактически наблюдавшихся значений Робщ от значений, рассчитываемых по уравнению (2), было использовано следующее выражение:

$$\Delta = \frac{(Р_{общ})_{расч} - (Р_{общ})_{фактическое}}{(Р_{общ})_{фактическое}} \times 100\% \quad (2)$$

Результаты проведенной оценки относительных отклонений расчетных значений Робщ от фактически наблюдавшихся значений приведены в таб. 3.

Таблица 3

Распределение отклонений фактически наблюдавшихся значений общего (растворенного) фосфора в реке Неве и ее рукавах от рассчитанных по уравнению (2)

Интервал относительных отклонений	Процент относительных отклонений	Интервал относительных отклонений	Процент относительных отклонений
0 - 10 %	25	31 - 40 %	6
11 - 20 %	27	41 - 50 %	2
21 - 30 %	23	> 50 %	17

Как следует из таб. 3, в интервал относительных отклонений от 0% до 10% попадает 25% значений рассчитанных по уравнению (2) концентраций общего фосфора, в интервал от 11% до 20% - 27%, в интервал от 21% до 30% - 23%, в интервал от 31% до 40% - 6%, в интервал от 41% до 50% - 2% и в интервал от 50% и более - 17%.

Иными словами, наибольшая часть относительных отклонений (83%) рассчитанных значений концентраций общего фосфора от фактически наблюдавшихся значений концентраций не превышает 50%. Это может быть объяснено тем, что при построении модели (2) были использованы среднегодовые значения концентраций. Более точное уравнение может быть получено при использовании большего массива данных, содержащих сведения не только о среднегодовых, но и среднесезонных концентрациях.

На втором этапе исследований представлялось целесообразным оценить распре-

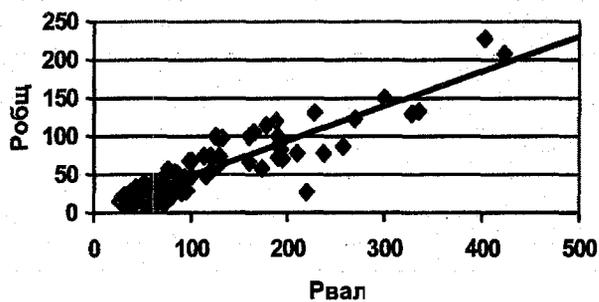


Рис. 1 - Соотношение между общим (растворенным) и валовым фосфором (мкг/л) в р. Большая Нева и ее рукавах (1990 - 2001 гг.)

деление концентраций общего (растворенного) и валового фосфора по течению реки Большая Нева от фонового створа (ст.Ф), расположенного выше границ Санкт-Петербурга (г. Кировск), до замыкающего створа ст.161(6), расположенного на 1,4 км выше устья. Для этой цели были использованы средние многолетние концентрации указанных форм фосфора за период с 1990 г. по 2001 г. (рис. 2.).

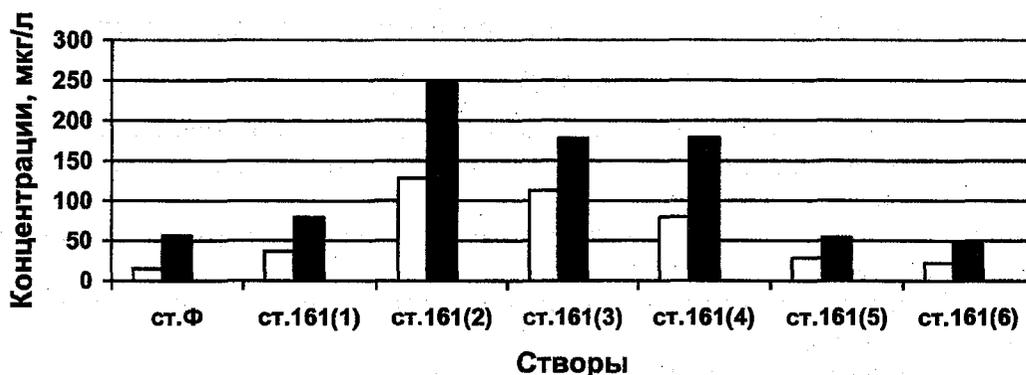


Рис. 2 - Распределение концентраций общего (растворенного) фосфора (левый столбик) и валового фосфора (правый столбик) по течению р. Большая Нева (средние концентрации за период с 1990 г. по 2001 г.)

Как следует из диаграммы, наибольшие концентрации общего и валового фосфора зафиксированы в пробах воды, отобранных в створе 161(2) (ниже впадения р. Ижора), а наименьшие концентрации общего фосфора - в фоновом створе. В этой связи представлялось интересным сопоставить поступление в р. Большая Нева общего (растворенного) фосфора из Ладожского озера и с основными притоками (таб. 4). Для расчетов было использовано следующее выражение:

$$Q = 0,031536 \cdot C \cdot R, \quad (3)$$

где Q - поступление общего фосфора, тонн; C - средняя многолетняя концентрация общего фосфора за период с 1990 г. по 2001 г., мкг/л; R - средний многолетний расход воды, м³/с.

Таблица 4

Поступление общего фосфора в р. Большая Нева из Ладожского озера и с притоками

Источник поступления	Средняя многолетняя концентрация общего фосфора, C, мкг/л	Средний многолетний расход воды, R, м ³ /с	Поступление общего фосфора, Q, тонн
Ладожское озеро	15	2510	1187
Река Госна	89	11,1	31
Река Ижора	196	12,1	75
Река Славянка	777	1,8	44
Река Охта	110	7,2	25

Приведенные данные показывают, что содержание общего фосфора в р. Большая Нева на 87,2% обусловлено поступлением из Ладожского озера и на 12,8% поступлением с основными притоками.

ХАРАКТЕРИСТИКА ОСНОВНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В БАССЕЙНЕ Р. ОХТЫ

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

Антропогенные источники загрязнения природных вод чрезвычайно многообразны и воздействие их различно в различных условиях. Оно определяется сочетанием множества природных и антропогенных факторов, в том числе

- объемом, химическим составом и концентрацией сбрасываемых загрязняющих веществ;
- режимом сброса загрязняющих веществ;
- гидрометеорологическими условиями (водность, число дней без дождей, сумма положительных температур и др.);
- процессами вторичного загрязнения и самоочищения.

Обычно к основным источникам загрязнения в больших городах и промышленных зонах относят следующие.

- Сброс в водные системы неочищенных или недостаточно очищенных хозяйственно-бытовых сточных вод через канализационные и выпускные системы.
- Сброс в водные системы неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод от промышленных объектов через канализационные и выпускные системы.
- Сброс и поступление естественным путем загрязненных талых снеговых и дождевых, а также поливочных вод с территории бассейна, в том числе с территории промышленных предприятий.
- Бытовые и производственные свалки, кладбища, скотомогильники.
- Выбросы от автомобильного транспорта.
- Рекреационная нагрузка в местах отдыха.

Все эти виды сбросов и поступлений сточных вод, а также непосредственного загрязнения водной акватории и поверхности водосбора, наблюдаются в бассейне реки Охта.

Большинству из перечисленных источников загрязнения присущ тот или иной состав загрязняющих веществ, свое распределение во времени и пространстве.

По временному признаку обычно различаются непрерывные или квазинепрерывные сбросы загрязняющих веществ (регулярная работа предприятий и налаженный сброс коммунальных сточных вод) и залповые, аварийные сбросы (прорыв прудов накопителей, вследствие их переполнения; сбой в работе очистных сооружений из-за перегрузки, неправильной эксплуатации или производственных неполадок; разрывы канализационных труб и нефтепроводов, возникновение аварий на кораблях, особенно танкерах и др.). К сожалению, на практике при различных исследованиях разделению загрязнений по указанному признаку не уделяется достаточного внимания. Это приводит к существенному преувеличению возможных регулярных загрязнений и преуменьшению роли различного рода залповых выбросов.

По пространственному признаку выделяются точечные, линейные и площадные источники загрязнений. К точечным источникам относятся канализированные производственные и коммунальные сточные воды. Необходимо отметить, что большая часть сточных вод точечных источников подвергается той или иной степени очистки. В то же время они, в принципе, сравнительно просто выявляются и поддаются учету. Поэтому именно этим видам источников загрязнения обычно уделяется наибольшее внимание, и данные по этим источникам чаще всего используются для анализа экологического состояния водных объектов. Малоизученными остаются линейные и площадные источники загрязнения.

Линейные источники включают загрязнения от автомобильного, водного и железнодорожного транспорта, от скоплений загрязненного грунта на дне реки, от зон рекреации. Площадные источники загрязнений поверхностных вод на урбанизированных территориях включают главным образом поверхностный и канализованный сток с территории города или населенного пункта. Сюда могут быть условно отнесены и многие небольшие предприятия, неучтенные в различных формах водохозяйственной отчетности.

Вообще приведенное деление по пространственному признаку несколько условно. Так, например, при отсутствии канализации коммунальные сточные воды приобретают площадной характер.

Воды р. Охты формируются и протекают на территории промышленно развитых Всеволожского района Ленинградской области, и Калининского, Красногвардейского и Невского районов г. Санкт-Петербурга. Поэтому все притоки р. Охты и сама она на большом протяжении находятся в зоне антропогенного воздействия промышленных и сельскохозяйственных предприятий, которые используют их для технических нужд и для сброса сточных вод.

Общий объем водозабора отдельными предприятиями непосредственно из р. Охты, ее притоков и водоемов по данным на 1997 г составляет. 2987 тыс. м³. Это составляет всего около 1,3% от среднего за многолетний период объема годового стока у г.п. Ново-Девяткино или около 0,6% от объема годового стока в устье р. Охты. Таким образом, в среднем за год водозабор основных водопотребляющих предприятий незначителен и не может существенно сказываться на режиме колебаний стока.

В маловодные годы, допустим 95 и 99 % -й обеспеченности (значения среднегодовых расходов воды у Н. Девяткино равны соответственно 2,16 и 1,79 м³/с) значимость водозабора будет несколько выше. Но и в этом случае водозабор не превышает 4.1 и 5.8 % от величины расходов у Н. Девяткино и 1,7 и 2.6 % от величины расходов в устье реки Охта.

Более существенна роль водозаборов в периоды летней и зимне-осенней межени. Например, средние многолетние средние месячные значения расходов воды обеспеченностью 90 и 95 % в р. Охте в период летней межени составляют соответственно 0,44 и 0,41 м³/с, а водозабор от этих значений - 20,8 и 22 %. Это в какой то степени объясняет целесообразность строительства Ржевского водохранилища сезонного регулирования еще в 18 веке.

Таким образом, в меженный период промышленный водозабор может сказаться в некоторой степени на режиме стока у п. Н. Девяткино и в гораздо меньшей степени на режиме стока в устье р. Охты.

Следует также отметить, что водозабор предприятий распределен по длине р. Охты и ее притокам и во многом уже учтен при измерении расходов воды в Н. Девяткино. Кроме того, суммарный объем сброса сточных вод предприятиями (см. ниже) на много превышает их суммарный водозабор из р. Охты и ее притоков. Поэтому сток р. Охты под суммарным влиянием водозабора и сбросов не только не повышается, но и, возможно, возрастает. Для точной оценки этого обстоятельства необходимы более детальные наблюдения и исследования.

Общий объем сточных вод по учтенным предприятиям (всего 89) составлял в 1997 г 76685 тыс. м³, что почти в 25 раз превышает объем водозабора и составляет почти 34% от объема годового стока у Ново - Девяткино. Такое значительное расхождение объемов водозаборов и сбросов сточных вод объясняется, по-видимому, тем, что многие водопотребители не имеют своих водозаборных устройств и пользуются водой из водопроводной системы, а также, возможно, неполнотой данных по водозаборам. Наибольший объем сброса сточных вод в сумме более 56 000 тыс. м³ или более 75% дает ограниченное число предприятий: ТПО Водоканал; Северная ТЭЦ, пос. Мурино; ТЭЦ-2, Электростанция N 2.

Состав сточных вод и концентрация в них загрязняющих веществ определяется профилем предприятия или организации, видом выпускаемой продукции и степенью очистки сточных вод. По данным на 1989 г. [2] только на семи предприятиях Красногвардейского района осуществлялась специальная очистка сточных вод (реакторы, нейтрализаторы и др.). На большинстве предприятий имеется только механическая очистка.

Для оценки и анализа сброса загрязняющих веществ отдельными предприятиями использовались данные Невско-Ладожского бассейнового водного управления МПР России, представленные в форме ТП2 – Водхоз, по 46 промышленным предприятиям, для которых имелась информация за периоды с 1986 по 1991 год и с 1995 по 1999 год. по объемам сброса сточных вод, нефтепродуктов, взвешенных веществ, БПК_{полн}, сульфатов, фосфора общего, азота общего, железа, меди, свинца, СПАВ, фенолов.

К сожалению, в открытой печати отсутствуют какие либо работы по анализу достоверности и надежности данных в частности по форме ТП2 - Водхоз. В связи с этим очень трудно объяснить резкие изменения значений отдельных элементов от года к году. Так, в отдельные годы значения сбросов в десятки раз превышают все предшествующие и последующие значения. Например, объемы сброса железа в устье реки Водоканалом в 1986 г. составляли 300 кг/год, в 1987 г. - 30972 кг/год, в 1988 г. - 47300 кг/год, в 1989 - 2217 кг/год. Аналогичная картина прослеживается и по другим элементам и предприятиям. Вызваны ли эти выбросы ошибками в наблюдениях и расчетах, или искажениями информации при передаче ее друг другу, или они связаны с аварийными ситуациями, а может быть какими либо технологическими процессами ответить трудно. В связи с этим по имеющимся данным не возможно достаточно детально проследить динамику развития сбросов загрязняющих веществ.

Первичный анализ приведенных данных позволяет отметить следующее.

1. Наличие многочисленных пропусков. Практически по каждому предприятию в отдельные годы наблюдается отсутствие данных по объемам сбросов, в том числе и по такому мощному предприятию-загрязнителю как Водоканал.

2. Общее уменьшение сброса загрязняющих веществ практически всеми предприятиями, начиная с 1989 г. При этом наиболее резкое уменьшение объемов сброса сточных вод произошло в период с 1989 по 1991 годы. По-видимому, такое изменение объясняется резким сокращением деятельности производств, вплоть до закрытия отдельных предприятий. В период, начиная с 2000 г. прослеживается некоторое увеличение объемов сброса сточных вод, вызванное оживлением деятельности производства. Таким образом, с восстановлением полной работы производств, следует, скорее всего, ожидать увеличения сбросов загрязняющих веществ в р. Охту, возможно до прежних, больших объемов. Действительно, вряд ли в первую очередь будут восстанавливаться устаревшие схемы обращения сточных вод, существовавшие ранее при налаженном новом технологическом цикле производства.

3. Сбросы промышленных предприятий рассредоточены по длине р. Охты и ее притокам. По-видимому, многие загрязняющие вещества вследствие процессов самоочищения, вызванных биохимическими и физико-химическими процессами превращения, не доходят до замыкающего створа р. Охты, где осуществляются гидрохимические наблюдения. Отсюда следует, что суммарный объем загрязняющих веществ, поступивших со сточными водами и проходящих через замыкающий створ р. Охты, должен быть меньше объема загрязняющих веществ, поступивших с предприятий. Необходимо отметить, что большая часть сбрасываемых вод проходит через различные искусственные и естественные водоемы, где часть загрязняющих веществ осаждается и переходит в донные отложения, а также преобразуется, перерабатывается, поглощается, накапливается и в отдельных случаях перемещается различными гидробионтами. Например, по данным летних съемок, выполненных нами в летний период 1988-1991 г., после плотины Ржевского водохранилища, в нижнем бьефе, примерно на расстоянии 0,5 – 1 км ниже по течению Охты, в речной воде концентрация тяжелых металлов и сульфатов резко уменьшается и становится на много меньше, чем на водохранилище перед плотинной.

4. Основным предприятием, загрязняющим речную воду, является ГУП “Водоканал Санкт-Петербурга”. Через его выпускные устройства в р. Охту поступает наибольшее количество сточных вод, нефтепродуктов, взвешенных веществ, сульфатов, фосфора, азота и других загрязняющих веществ. Например, нефтепродуктов через системы водоканала поступает от 75 до 90% всего сброса в р. Охту. С другой стороны, объемы сбросов загрязняющих веществ многими предприятиями составляют менее 0,05 – 0,1% от суммарного объема сбросов. По-видимому, имело бы

смысл разработать для этих организаций упрощенные формы отчетности и публикаций. Тогда надежность получаемой информации только бы повысилась.

Как отмечалось выше, точечные источники сравнительно просто освещаются наблюдениями и по ним имеются результаты непосредственных измерений сброса загрязняющих веществ. Совершенно иначе обстоит дело с линейными и площадными источниками. Здесь пока не определены методы измерений, и какие либо данные о поступлении загрязняющих веществ от них отсутствуют. Поэтому, для интегральной оценки поступления загрязняющих веществ в устьевой створ р. Охты от линейных и площадных источников, в данном случае используется приближенный косвенный метод, основанный на определении разности объема стока загрязняющих веществ в нижнем замыкающем створе и суммарному объему сброса загрязняющих веществ предприятий за конкретные годы (см. выше).

Следует отметить, что для расчета объемов стока загрязняющих веществ необходимо иметь данные наблюдений за их концентрациями и расходами воды в расчетном створе. Однако, как уже отмечалось, наблюдения за расходами воды в низовье р. Охты отсутствуют. Эти наблюдения до 1998 г. велись на посту Ново-Девяткино, площадь водосбора которого почти в 2,3 раза меньше, чем площадь водосбора в устье р. Охты. Поэтому для расчетов объемов были использованы, как более устойчивые во времени, годовые интервалы осреднения. Непосредственные расчеты объемов стока загрязняющих веществ производились по формуле

$$W_i \text{ т/год} = 31,536 * S_i \text{ мг/л} * Q_i \text{ м}^3/\text{с},$$

где S_i – среднее годовое значение концентрации загрязняющих веществ, определялось как среднее арифметическое значение концентраций по данным наблюдений в данном i -ом году; Q_i – средний годовой расход воды, определялся как среднее арифметическое суточных расходов в данном i -ом году.

Более правильно было бы определять S_i как среднее взвешенное значение, так как концентрации загрязняющих веществ в речном потоке зависят не только от объема этих веществ, но и от величины расхода воды в каждый данный момент времени. Однако учесть это обстоятельство вследствие отсутствия данных наблюдений за расходами воды и закрытия водпоста в Н. Девяткино оказалось невозможным. В то же время наши исследования и исследования Б.Г. Скакальского показали, что возможная погрешность расчетов средней годовой концентрации загрязняющих веществ за счет простого осреднения наблюденных концентраций, как правило, не превышает 20 – 30 % - и снижается при увеличении частоты измерений в год, что и наблюдалось в последние годы.

Как следует из анализа этих данных, по большинству элементов суммарный объем сброса загрязняющих веществ предприятиями на много превышает рассчитанные нами объемы стока загрязняющих веществ в устье р. Охты. Так, по нефтепродуктам суммарные объемы сброса предприятий превышают объемы стока загрязняющих веществ более чем в 7 раз, по СПАВ - в 4 раза, по БПК - в 8 раз, по содержанию меди - в 2,5 раза. По фосфору общее превышение составляет 7% по отношению к объему стока загрязняющих веществ. По другим элементам объем сброса предприятий меньше, чем объем стока загрязняющих веществ. Так, объем стока фенола превышает суммарный объем его сброса предприятиями более, чем в 37 раз; азота - в 1,6 раза, железа общего в - 3,8 раза.

Вообще говоря, такое большое превышение суммарных объемов сброса предприятий над стоком загрязняющих веществ в устье р. Охты трудно объяснить. Получается, что река Охта имеет такую самовосстанавливающую способность, которая, судя по опубликованным данным, не наблюдалась ни на одной реке. С другой стороны для этого нет никаких предпосылок ни по физико-географическим условиям формирования стока, ни по антропогенному воздействию на них. Попытка объяснить такое интенсивное уменьшение стока загрязняющих веществ воздействием Ржевского водохранилища, которое служит, в некоторой степени, отстойником загрязненных вод, оказалась несостоятельной. Проведенные расчеты показали, что вклад предприятий, сбросные

устройства которых расположены на водных объектах выше плотины Ржевского водохранилища, составляет всего лишь от 4 (и менее) до 8 – 10 % суммарного объема сброса загрязняющих веществ по все р. Охте.

Рассматривался еще ряд возможных причин быстрой самовосстанавливаемости качества речных вод Охты. В конце – концов, объяснение оказалось простым и неожиданным. Оно еще раз подтвердило известный факт неблагополучия в области геоинформационного обеспечения наших исследований. После обращений в разные организации выяснилось, наконец, что створ, на котором производятся гидрохимические наблюдения в устье р. Охты, находится на расстоянии 50-ти метров выше основного выпуска сточных вод Водоканала. К сожалению, эти данные не приводятся в печати и, как оказалось большинство специалистов, в той или иной мере занимающиеся р. Охтой, этого не знают. Естественно, что при таком положении гидрохимического створа, сброс сточных вод Водоканала, дающего по многим элементам наибольший вклад в суммарные сбросы загрязняющих веществ, или совсем не учитывался Гидрометслужбой или учитывался лишь частично.

Исходя из указанных обстоятельств, был произведен пересчет суммарных объемов сброса загрязняющих веществ в р. Охту без учета сброса Водоканала в устье р. Охты. Естественно, что после этого сопоставления суммарных объемов сброса предприятий и объемов стока загрязняющих веществ показало совсем другие результаты.

Так, как следует из представленных в названной таблице данных, практически для всех рассматриваемых загрязняющих веществ объем стока на много превышает суммарный объем сброса этих веществ промышленными предприятиями. По нефтепродуктам объем стока превышает суммарный объем сброса более чем в три раза, по фосфору - почти в два раза, по СПАВ - почти в два раза, по фенолам - почти в 46 раз, по БПК - более чем в 12 раз, по сульфатам - в 19 раз, по азоту общему - в 2,3 раза, по железу общему - в десять раз и по меди - в 18 раз.

Таким образом, основная масса стока загрязняющих веществ в устье реки Охта, по крайней мере, до Комаровского моста, формируется не за счет учтенных промышленных предприятий (точечные источники), а от линейных и площадных источников. К ним относятся: поверхностный и канализованный сток с городских территорий и промышленных предприятий, технологический и бытовой сток с неучтенных предприятий, которые во множестве возникли в последние годы, санкционированные и несанкционированные свалки, и многое другое. Именно на них необходимо обратить особое внимание при планировании работ по улучшению экологической обстановки в бассейне р. Охты.

Таким образом, множество неучтенных предприятий в бассейне р. Охты, бензозаправки, автомастерские, автосервисные и другие малые предприятия, несвоевременная уборка мусора, множество не санкционированных свалок, особенно по берегам рек и водоемов, являются, возможно, основными источниками загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Нежиховский Р.А.* Гидролого-экологические основы водного хозяйства.- Л.: Гидрометеиздат, 1990. -229 с.
2. Анализ современного состояния экосистемы реки Охта.- Отчет по первому этапу НИР Интегрированное управление водными ресурсами Санкт-Петербурга. Управление по охране окружающей среды администрации Санкт-Петербурга, 1998.-89 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВЕРХОВЬЯ РЕКИ ОРЕДЕЖ

Российский государственный гидрометеорологический университет,

Россия, Санкт-Петербург

Основной проблемой в геоботаническом исследовании водоемов нашей страны остается выявление общих закономерностей их зарастания во времени, т.е. смены растительности и в пространстве. На Европейской части России наиболее полно изучена растительность озер и водохранилищ. Водотокам уделяется гораздо меньшее внимание: наибольший интерес представляют комплексные исследования растительного покрова лишь рек Московской области [1] и Среднего Поволжья [2, 3]. Растительность малых рек в Северо-Западном регионе, к сожалению, изучена весьма слабо.

В настоящей статье рассматриваются сообщества макрофитов верховий реки Оредеж – правого притока реки Луги. Для этого водотока отмечено интенсивное развитие высшей водной растительности.

Цель работы состоит в том, чтобы проанализировать развитие водной растительности в Оредеже и сопоставить его с изменениями на водосборе и в русле реки.

Для реализации поставленной цели необходимо было решить следующие задачи:

1. Провести зонирование верховий реки Оредеж по качественным и количественным показателям сообществ макрофитов.
2. Дать анализ изменения климатических условий и гидрологических параметров.
3. Изучить сезонное изменение некоторых гидрохимических параметров верховий Оредежа.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В работе использованы как архивные данные, так и материалы собственных исследований.

При описании и картировании растительности, изучении элементов структуры фитоценозов использовались известные методические разработки [4]. Полевые гидробиологические работы проводились в августе 1999 г. и июле 2001 года. Идентификация макрофитов осуществлялась, в большинстве случаев, до вида. Определение хвощеобразных и однодольных покрытосеменных производилось по определителю растений Средней России, И.А. Губанова и др. [5]. Двудольные покрытосеменные идентифицировались по определителю растений под ред. А.Л. Буданцева и Г.П. Яковлева. [6].

Для выявления скрытой структуры данных распределения растительности использовался кластерный анализ. Для этого исследуемая часть реки была разбита на отрезки длиной около 500 метров. Дендрограммы построены методом взвешенной средней. Сходство видового состава участков оценивали при помощи коэффициента Жаккара [7]:

$$K_j = c / (a + b - c);$$

Где: a , b – число видов на конкретных участках реки, c – число видов, встречающихся одновременно на обоих из них.

Ряды значений температуры воды и воздуха получены из гидрологических и метеорологических ежегодников, за соответствующие годы. [8, 9, 10]. Оценка тренда в изменении гидрометеорологических параметров производилась с помощью критерия Спирмена [11].

Данные о содержании биогенных соединений получены в ходе гидрохимических исследований. Полевые работы проводились в следующие месяцы: февраль, апрель, июнь 2000 г.; февраль,

апрель 2001 г.; февраль, сентябрь 2002 г. Отбор проб воды осуществлялся в различные гидрологические фазы водотока и производился из поверхностного слоя. Химический анализ выполнен по стандартным общепринятым методикам [12].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Водная флора верховий реки Оредеж представлена 40 видами, принадлежащими к 21 семейству. Подавляющее большинство их относится к высшим – сосудистым растениям, и только одно семейство к низшим растениям – харовым водорослям. Высшие растения, в свою очередь представлены двумя отделами, в основном это *покрытосеменные* (*Magnoliophyta*), и только один вид отдела *хвощевидных* (*Equisetophyta*). Класс *однодольных* (*Liliopsida*), отдела *покрытосеменных*, насчитывает 25, а класс *двудольных* (*Magnoliopsida*) – 14 видов. Наиболее крупными семействами, представленными 5 видами, являются *рдестовые* (*Potamogetonaceae*) и *осоковые* (*Cyperaceae*). По три вида включают *лютиковые* (*Ranunculaceae*), *рясковые* (*Lemnaceae*), *злаковые* (*Gramineae*); по два: *водокрасовые* (*Hydrocharitaceae*) и *ежеголовниковые* (*Sparganiaceae*). Остальные семейства содержат по одному виду.

Растительность верховий Оредежа слагают 29 ассоциаций макрофитов, относящиеся к 11 формациям. В прибрежной части, как правило, встречаются сообщества высоких злаков: *тростника обыкновенного* (*Phragmites australis*) и *декусточника тростникового* (*Phalaroides arundinacea*). Последний способен расти как на пойменных лугах, так и образовывать куртины в прибрежной зоне. Часто вместе с ними встречается *лютик длиннолистный* (*Ranunculus lingua*). В этой же зоне произрастают *частуха подорожниковая* (*Alisma plantago-aquatica*) и *вахта трехлистная* (*Menyanthes trifoliata*). *Камыш озерный* (*Scirpus lacustris*) образует сообщества и в прибрежной зоне, и в русле Оредежа. В сообществах *рогоза широколистного* (*Typha latifolia*) и *хвоща речного* (*Equisetum fluviatile*), часто обильно *сусак зонтичный* (*Butomus umbellatus*). Прибрежно-водные сообщества окаймляются ассоциациями *рдеста плавающего* (*Potamogeton natans*) и *кубышки желтой* (*Nuphar lutea*) с участием *рдеста гребенчатого* и *р. стеблеобъемлющего* (*P. pectinatus*, *P. perfoliatus*), а также часто в этой зоне произрастает *ежеголовник злаковый* (*Sparganium gramineum*). Плотные заросли рдестов (преимущественно *р. плавающего* и *р. стеблеобъемлющего*) иногда почти полностью покрывают дно, занимая всю толщу воды. В местах выхода источников развиваются мощные сообщества *р. стеблеобъемлющего* и *шелковника неукореняющегося* (*Batrachium eradicatum*). В мелководных заводях, особенно близ населенных пунктов, наиболее обильно развиваются *элодея канадская* (*Elodea canadensis*), *хвостник обыкновенный* (*Hippuris vulgaris*) и *рдест стеблеобъемлющий*. Среди них на поверхности часто встречается *водокрас обыкновенный* (*Hydrocharis morsus-ranae*).

Для анализа, изучаемая часть реки была разбита на участки длиной около 500 метров, а именно: 1 – зона ниже Чикинского вдхр., 2, 3, 4 – участки реки расположенные соответственно вниз по течению от д. Чикино, 5 – окрестность д. Даймище, 6 – участок ниже по течению, 7 – район автомобильного моста, 8 – участок ниже моста, и так же исток реки – оз. Донцо (0). В качестве порогового принят уровень сходства по коэффициенту Жаккара 40 %, выше этого уровня выделяются один большой кластер и 3 отдельных группы (см. рис. 1).

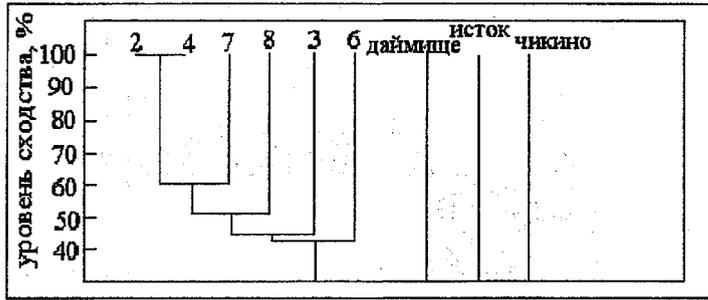


Рис. 1 – Дендрограмма сходства исследованных участков р. Оредеж по сообществам макрофитов.

Участки с низким видовым разнообразием макрофитов составляют ядро кластера, сходство между членами которого 100 % – это относительно прямое русло, быстрым течением, высокой прозрачностью воды. Здесь преобладают *рдест плавающий*, *двукосточник тростниковый*, *камыш озерный* (2, 4). К нему примыкает участок 7 (60 % уровня сходства), так же со значительным развитием сообществ *двукосточник тростниковый* и *камыш озерный*. Далее на уровне 43 % присоединяется участок 8, который характеризуется более высоким видовым разнообразием. К этому кластеру так же относятся участки 3 и 6 с доминированием *рдеста плавающего* и большим количеством *камыша озерного* (уровень сходства – 41 %). Участки 5, 0 и 1 образуют самостоятельные группы. Участок 1 – ниже плотины Чикинского вдхр., в окрестностях д. Чикино, обладает наибольшим видовым разнообразием и высоким количественным развитием макрофитов. Пятая группа (д. Даймище) выделена вследствие того, что количественные показатели трех встречаемых здесь широко распространенных видов достаточно высоки, а *ежеголовник злаковый* и *элодея канадская* образуют массовые ассоциации. Исток Оредежа – озеро Донцо (участок 0), характеризуется своеобразием сообществ водных растений, а именно обилием харовых водорослей и разнообразно представленными рдестами, в том числе *рдестами нитевидным* и *злаковым* (*Potamogeton filiformis*, *P. gramineus*), нигде более не встречающимися.

Таким образом, зонирование сообществ растений в верховье реки, с применением метода кластерного анализа, позволило выделить основные зоны, а именно: исток, окрестности населенных пунктов и "свободные" участки реки. Выделение этих участков обусловлено их гидрологическими особенностями и разной степенью антропогенного влияния (наличие населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий).

Ряд сообществ развивается только при высокой прозрачности воды – это так называемые "подводные луга" из *вероники ключевой* (*Veronica anagallis-aquatica*), *незабудки болотной* (*Myosotis palustris*) и *лютика длиннолистного*. В окрестностях населенных пунктов развиваются сообщества с преобладанием *элодеи канадской*, *хвостника обыкновенного*, *рдеста гребенчатого*, *водокраса обыкновенного*, *сусака зонтичного*. На участках впадения подземных источников наибольшего развития достигают *рдеста стеблеобъемлющего* и *шелковника неукореняющего*. На участках с быстрым течением и скалистым ложем развиваются сообщества с доминированием *камыша озерного*.

В ходе исследования значительное внимание было уделено анализу межгодовых колебаний летней температуры воздуха и воды в верховьях Оредежа. Связано это с тем, что данные параметры значительно влияют на особенности метаболизма макрофитов и отражаются на сроках их вегетации. Анализ позволил выявить некоторые закономерности в изменении летней температуры воды в верховье р. Оредеж. На рис. 2 представлены отклонения среднемесячных температур июля от 15 °С для пункта Большое Заречье. Для остальных летних месяцев это изменение аналогично.

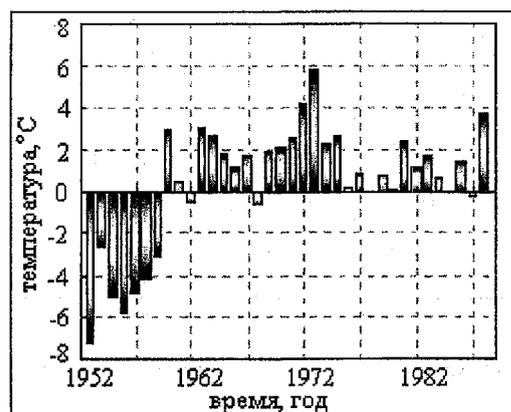


Рис. 2 – Отклонения температуры воды от 15 °С в июле (гидропост Большое Заречье)

Отправная точка в 15 °С выбрана вследствие того, что 15 – 20 °С – температура воды оптимальная для вегетации водных растений. Анализируя отклонения, можно сказать, что до 1960 года июльская температура была всегда менее 15 °С а затем редко опускалась ниже этой отметки. Максимальное значение достигалось в 1973 г. (20,8 °С). Таким образом, с 1952 года – начала наблюдений на гидрологическом посту в верховье Оредежа, прослеживается тенденция к увеличению водной температуры в летний период (к сожалению, более ранние данные отсутствуют). Наличие подобного тренда подтверждает критерий Спирмена ($\rho = 0,81$, т.е. $\rho \rightarrow 1$, что говорит о постепенном нарастании параметра со временем). Значительное увеличение значений температуры воды не связано с колебанием температуры воздуха, ход которой, как показал анализ, не испытывал такого изменения ($\rho = -0,04$, т.е. $\rho \rightarrow 0$: тренд отсутствует).

Вероятной причиной повышения летних температур воды в р. Оредеж, может служить мелиорация водосборной территории реки. В результате таких мероприятий понижается уровень грунтовых вод. Соответственно уменьшается поступление этих холодных (4 °С) вод в реку с ключами и родниками, а, следовательно, может возрасти температура воды.

К сожалению, многолетние ряды по содержанию биогенных элементов в верховьях Оредежа отсутствуют. Однако содержание биогенных соединений в водах реки существенно для приуроченных к ней фитоценозов. С 2000 года нами проводятся наблюдения за концентрациями соединений азота и фосфора в водах р. Оредеж. Наиболее полный ряд получен по минеральному фосфору, он представлен на рис. 3.

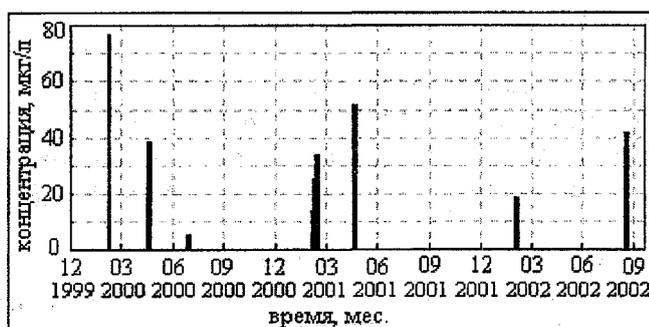


Рис. 3 – Содержание фосфатов в речной воде в различные сезоны.

Максимум был отмечен в зимнюю межень 2000 года – концентрация фосфатов в воде составила 76 мкг/л. В последующие годы максимальные значения в эти же сроки, не наблюдались, в связи с ранним вскрытием реки. Во время паводков содержание фосфатов подвержено значительным колебаниям и зависит от их стадии и ситуации на водосборе. Так значения концентраций PO_4 в весенний паводок 2000 года, составили в среднем 30–40 мкг/л, один раз отмечалось нулевое зна-

чение. А в феврале 2001 г. (период вскрытия реки) 33 мкг/л – наибольшее содержание PO_4 . В 2001 г. средние паводковые значения концентрации составляют порядка 21 мкг/л, а максимальное содержание 51 мкг/л. В летнюю межень содержание фосфатов снижено (5 мкг/л), видимо за счет активного потребления фотосинтезирующими организмами. Несмотря на то, что весной иногда наблюдаются нулевые концентрации соединений фосфора в воде р. Оредеж, в целом уровень его высок, по сравнению с другими малыми водотоками Северо-Западного региона: в частности с реками Северного Приладожья [13], притоками оз. Ильмень [14].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Как показало исследование, в верховьях Оредежа сложился комплекс благоприятных условий для массового развития водной растительности: высокое содержание фосфатов, наряду с повышением температуры воды. В настоящее время зарастание весьма значительно, причем как полупогруженными, так и погруженными видами растений. Верховья реки Оредеж можно признать типичным зарастающим водотоком Северо-запада.

Основными результатами изучения макрофитов стали следующие выводы:

Выполнено зонирование по показателям сообществ макрофитов, с применением метода кластерного анализа, позволило выделить 4 основные зоны в верховье реки Оредеж, а именно: исток, окрестности населенных пунктов и "свободные" участки реки.

В верховье р. Оредеж, в 1952 – 1972 гг. существовал тренд увеличения летней температуры воды. Надо отметить, что для вегетации водной растительности оптимальными являются ее значения в 10 – 15 °С. Так что подобное "потепление" могло повести за собой изменение характера растительности, зарастание реки, что и фиксируется в верховьях Оредежа в начале 70-х гг.

Полученные данные демонстрируют, что уровень минерального фосфора в верховьях Оредежа высок, по сравнению с другими малыми водотоками Северо-Западного региона. Этот биогенный элемент не лимитирует развитие водной растительности в изученном водотоке. Он находится в достаточном количестве для развития макрофитов.

Проведенное нами исследование по изучению макрофитов верховий реки Оредеж и ее зонирование являются первой подробной работой подобного рода для этого водотока и для малых рек Ленинградской области, в общем. В дальнейшем, для уточнения настоящих результатов и получения новых, мы планируем: 1) подробно исследовать динамику биогенных элементов, причем как для вод русла реки, так и для поровых вод донных отложений; 2) провести более детальное исследование компонентного состава сообществ макрофитов; 3) получить данные о продукции сообществ макрофитов на выделенных участках акватории. В дальнейшем предполагается расширить круг изучаемых водотоков.

ЛИТЕРАТУРА

1. Щербаков А.В. Флора водоемов Московской области: Автореф. дис. ...к.б.н. –М., 1991. –25 с.
2. Панченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001.
3. Бобров А.А. Флора и растительность водотоков Верхнего Поволжья: Автореф. дис. ... к.б.н. –СПб., 1999. –20 с.
4. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. –Л.: Наука, 1981. –187 с.
5. Иллюстрированный определитель растений Средней России Т.1. Папоротники, хвощи, плауны, голосеменные, покрытосеменные (однодольные) / Губанов И.А. и др., –М.: Т-во научных изданий КМК, ин-т технологических исследований, 2002. –526 с.
6. Иллюстрированный определитель растений Карельского перешейка / ред. Буданцев А.Л., Яковлев Г.П. – СПб.: СпецЛит; изд-во СПХФА, 2000. –478 с.
7. Нештаев Ю.Н. Методы анализа геоботанических материалов. –Л.: изд. ЛГУ, 1987. –200 с.

8. Гидрологические ежегодники: Т.1, вып.0-3. –Л.: Гидрометеиздат, 1951-1978 гг.
9. Основные гидрологические характеристики: Т.1, вып.5. –Л.: Гидрометеиздат, 1981-1988 гг.
10. Метеорологические ежемесячники: вып.3, ч.3. –Л.: Гидрометеиздат, 1951-1988 гг.
11. Шелутко В.А. Численные методы в гидрологии. –Л.: Гидрометеиздат, 1991. –238 с.
12. Руководство по химическому анализу вод суши / Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А.; –Л.: Гидрометеиздат, 1973. –270 с.
13. Расплетина Г.Ф. Обеспеченность озерной экосистемы фосфором // Ладожское озеро – критерии состояния экосистем. –СПб.: Наука, 1992. с.74-87
14. Экосистемы озера Ильмень и его поймы / Сергеев Ю.Н., Кулеш В.П., Дмитриев В.В. и др. – СПб.: изд-во СПбГУ, 1997. –276 с.

УДК 502.63:624/627(282.247.222)

Д.М. Белов, И.Г. Сивова

ОСОБЕННОСТИ ВЛИЯНИЯ ПОРТОВОГО СТРОИТЕЛЬСТВА НА СОСТОЯНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

23 ГМПИ МО РФ, Санкт-Петербург, Россия

За последние сто лет песчаные берега всего мира проявили тенденцию к размыву. С одной стороны, это объясняется повышением штормовой активности в глобальном масштабе, с другой – локальными и региональными причинами. Во многих случаях усиление размыва берегов тесно связано с активной деятельностью человека. В связи с возрастающей необходимостью портового строительства в береговой зоне морей, а также нехваткой зон отдыха на побережьях, сложностью и дороговизной выделения территорий под промышленное и гражданское строительство в крупных городах, острым становится вопрос о рациональном использовании береговой полосы при размещении в ней искусственных сооружений, а также об оценке их воздействия на окружающую среду как в период строительства, так и при повседневной эксплуатации.

В настоящей работе представлены результаты исследований влияния размещения в устьевой зоне реки Луги причально – погрузочного и производственного комплекса (ППК). Оцениваются последствия размещения причальных сооружений и их конструкций, а также габариты акватории и водных подходов.

Целью наших исследований была качественная и количественная характеристика морфодинамических изменений в береговой зоне, вызванных гидротехническим вторжением в природную среду, а также развитие этих изменений во времени. С учетом выполненных расчетов определялся окончательный вариант по выбору компоновочных вариантов (причальный комплекс, разворотный круг, канал).

Достоверность прогностических оценок переформирования береговой зоны морей, выполняемых на основе метода математического моделирования, при проектировании и строительстве инженерных сооружений (в том числе разворотных кругов, морских каналов и др.), определяется двумя факторами:

правильностью оценки физической природы гидродинамических процессов береговой зоны и движения потока наносов;

качеством используемых в математической модели уравнений и, соответственно, адекватность этих уравнений моделируемым процессам.

Влияние естественных процессов. Переформирование береговой зоны кутовой части Лужской губы определяется направлением и скоростью, образующихся при обрушении волн, волно-

энергетических течений, а также батиметрией береговой зоны и физико-механическим составом грунтов, слагающих донную поверхность.

В естественном (существующем) режиме волноэнергетические течения и перемещаемые ими наносы, движутся вдоль берегов Лужской губы в куттовую ее часть, где в районе поворота существующего морского канала образуют водоворотные течения. В этом месте происходит разгрузка потока от несомых наносов. Об этом свидетельствуют существующие в настоящее время банки.

Примерный объем переносимых в год наносов составляет:

вдоль западного берега 15 тыс. м³,

вдоль восточного берега 17 тыс. м³.

Поскольку аккумуляция наблюдается в зоне контакта морских и речных вод, то большого взаимного влияния процессов переформирования в куттовой части и реке не наблюдается.

По составу донных отложений можно сделать предположение, что зона взаимного влияния распространяется не более, чем на 150 – 200 м от места впадения реки Луга в Лужскую губу. Влияние процессов переформирования в губе осуществляется, в основном, в осенне-зимний период, когда происходит интенсивная аккумуляция в баровой части губы.

В период весеннего паводка часть аккумулярующихся в канале морских отложений смывается речными водами в более глубоководную часть канала.

При осуществлении дноуглубительных работ (создании разворотного круга и углублении у причального фронта) процессы аккумуляции в этих местах интенсифицируются за счет образования мощных циркуляционных течений в районе круга и падении скоростей в месте причального фронта. Так, примерный объем заносимости разворотного круга составит 4 – 7 см/год.

Поскольку, дноуглубительные работы будут проводиться в аккумулятивной части береговой морфодинамической системы Лужской губы, то влияние на объем размываемых и переносимых наносов это вмешательство оказывать не будет.

Влияние естественных процессов на создаваемые подводные выемки будет проявляться в их существенной заносимости.

Расчет переформирования береговой зоны куттовой части Лужской губы. Для этого использовалась трехмерная математическая модель, по которой расчет процесса переформирования производился на основе плановой схемы участка. Границы исследуемой зоны составили – 1000 м на восток от района предполагаемого строительства в устье реки Луга и 2000 м на запад. Общая протяженность рассматриваемого участка 3800 м. Мористая граница проходила по линии первого обрушения волны 1% обеспеченности. Береговая граница условно проходила по границе затопления берега при штормовом нагоне с учетом наката волн.

С целью проведения численных экспериментов вся расчетная зона была разбита на ячейки с шагом 100 м, для подосновы использован батиметрический план М 1:10000. Высотные отметки заданы в Балтийской системе высот.

Исследовались как гидродинамическое состояние береговой зоны в естественном режиме при полном спектре волноопасных направлений от западного до восточного (через север) румбов, так и два варианта компоновки гидротехнических сооружений с тремя подвариантами глубин на подходном канале, в разворотном круге и у кордона.

1 вариант – разворотный круг диаметром 500 м на существующих глубинах 4.5 – 5.0 м, подходной канал и шпунтовая причальная стенка на правом берегу в устьевом участке р. Луга. Подварианты – глубины – 7.0 м, - 10.0 м и – 12.0 в БСВ.

2 вариант – шпунтовая стенка по правому берегу р. Луга продлевается на 675 м в сторону Лужской губы и отступает от существующей линии берега на 500 м.

Вся расчетная область перестраивалась для каждого варианта.

Оценка гидродинамического состояния проводилась для каждого компоновочного решения.

Расчет гидродинамического режима в естественных условиях. При волнении западных румбов отмечалась устойчивая аккумуляция наносов на левом берегу р. Луга и незначительный раз-

мыв правого устьевого участка, а также замкнутая система циркуляции (через $\approx 650 - 700$ м) в приурезовой зоне на участке от р. Луга в направлении к р. Выбья.

При волнении северных и восточных румбов происходит переотложение наносов на подводном откосе и на восточных участках от устья р. Луга.

Полученные данные подтверждаются результатами анализа материалов натуральных наблюдений на участке исследований.

Расчет гидродинамического режима для первого варианта компоновки гидротехнических сооружений. Математическое моделирование гидродинамической ситуации показало, что произойдет полная перестройка схемы волноэнергетических течений непосредственно на приустьевом участке.

При рассмотрении подварианта с глубинами -7.0 м зона влияния сооружений ограничивается 900 м вдоль существующей линии берега (со смещением от оси разворотного круга на восток).

Зона влияния практически не распространяется на участок берега, западнее устья р. Луга (в сторону р. Выбья). Здесь общая направленность процессов сохраняется.

Наиболее неблагоприятная ситуация наблюдается вдоль линии кордона. При ветрах западных румбов будет отмечаться заносимость акватории и размывы головной части причальной стенки на участке примыкания берегоукрепления. Смена ветров на восточные румбы приведет к переотложению наносов на подходном канале. Однако процесс размыва преобладает.

Увеличение глубин до -10.0 м на подходном канале вызовет существенное переформирование подводного откоса при сохранении общей направленности процессов. Если при глубине -7.0 м зона влияния сооружений ограничивалась 900 м, то при дноуглублении до -10.0 м перестройка плановой картины течений наблюдается на 1600 м и смещается в сторону р. Лужица.

При глубинах -12.0 м наблюдается ярко выраженный процесс смещения подводной аккумулятивной зоны от приустьевого участка на восток, на границу современной морфодинамической системы.

Сопоставление результатов расчета для глубин -7.0 м, -10.0 м и -12.0 м показало, что при такой компоновке сооружений увеличение глубины акватории приведет к росту темпов размыва вдоль линии кордона и на участке примыкания берегоукрепления, к развитию общей зоны влияния портового комплекса до $1600 - 1700$ м.

Расчет гидродинамического режима для второго варианта компоновки гидротехнических сооружений. Перестройка схемы течений по сравнению с естественным состоянием произойдет на участке протяженностью около 700 м при глубине акватории -7.0 м, 1300 м при глубине -10.0 м и при глубине -12.0 м общая зона влияния комплекса составит $1600 - 1700$ м как и в первом варианте.

Вдоль линии кордона отмечаются знакопеременные деформации, и о преобладании тех или иных процессов говорить сложно.

В разворотном круге преобладающими являются деформации намыва материала за счет переформирования соседних отмелей участков.

Результаты расчетов переформирования береговой зоны кутовой части Лужской губы. Сопоставление результатов расчетов для естественного режима береговой зоны, при двух вариантах компоновки, увеличении глубин на подходном канале, в разворотном круге и у кордона показало, что при строительстве портовых сооружений и выполнении дноуглубительных работ произойдет существенная перестройка схемы волноэнергетических течений. Это в свою очередь повлечет за собой существенное переформирование подводного откоса в районе производства работ.

Следует отметить, что при дноуглублении подходного канала и акватории у кордона до -7.0 м и -10.0 м переформированию будет подвержен восточный участок современной морфодинамической системы (восточнее устья р. Луга), который в настоящее время находится в устойчивом динамическом равновесии.

Наиболее неблагоприятная ситуация сказывается при дноуглублении до -12.0 м разворотного круга и подходного канала.

Во-первых, значительный перепад глубин, особенно при дноуглублении до - 12 м, вызовет интенсивное переформирование современного мелководного участка по бровкам откосов дноуглубления, где развиваются значительные скорости течения при любой интенсивности волнения. Как следствие, переотложение наносов, заносимость подводных котлованов до 1 см. при глубинах до - 7.0 м, 4 см в год при глубинах - 10 м и до 8 см в год при глубинах - 12 м.

Во-вторых, деформаций размыва по бровкам подводных откосов, помимо заносимости подводных котлованов, приведут и к значительным деформациям берега в пляжевой зоне западнее от устья р. Луга. Произойдет значительная перестройка подводного откоса, и как следствие, деградация пляжевой зоны на этом участке.

Как и в первом варианте компоновки, на восток от устья р. Луга преобладают процессы аккумуляции.

В естественном режиме в береговой зоне при ветрах восточных румбов происходит процесс обмена пляжеобразующим материалом. Этот процесс будет нарушен из-за больших размеров подводного котлована со значительными подводными откосами. Подводный котлован разворотного круга будет своего рода "ловушкой" для наносов. Для сохранения береговой зоны на западном участке при дноуглубительных работах до -12.0 м, потребуется разработка специальных мероприятий ("байпасинг" и др.).

Полученные результаты также свидетельствуют о том, что на приустьевом участке р. Луги при строительстве нового портового комплекса произойдет перемещение аккумулятивных форм на восток. Особенно ярко этот процесс выражен при первом варианте компоновки. Тем самым в этой зоне возможно накопление загрязняющих веществ, поступающих в береговую зону с твердым стоком р. Луга.

При первом варианте компоновки портовых сооружений, стабильные размывы в головной части причальной стенки потребуют дополнительные работы по берегоукреплению.

При втором варианте компоновки портовых сооружений наблюдаются знакопеременные деформации небольшой интенсивности как по линии кордона, так и в районе подводных котлованов.

В районе разворотного круга и подходного канала преобладающими являются деформации размыва по бровкам подводных котлованов и аккумуляции продуктов размыва в самих котлованах. Интенсивность заносимости аналогична первому варианту, а именно 1 - 4 - 8 см в год при глубинах -7 м, -10 м и -12 м.

По мнению авторов, предпочтительным вариантом компоновки причального комплекса является 2 - ой вариант компоновки с глубинами у кордона и в разворотном круге до - 10м.

Сопоставление между собой полученных результатов для каждого из компоновочных вариантов позволило оценить степень воздействия каждого варианта на окружающую среду и выбрать оптимальный. Реализация проектных рекомендаций в целом сведет к минимуму негативное воздействие размещаемого на устьевом участке реки Луги ППК.

УДК 628.4.045

Г.Н. Белозерский, А.Л. Никулина

ОЦЕНКИ ПОСЛЕДСТВИЯ ЗАХОРОНЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ В БАЛТИКЕ НА ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ СИТУАЦИЮ В РЕГИОНЕ

Санкт-Петербургский государственный университет,

Санкт-Петербург, Россия

Человек разрабатывает и создает широкий ассортимент химических веществ. В начале XX-го столетия в этом ассортименте появилось химическое оружие (ХО), производство которого приня-

ло внушительные размеры. Невозможно наперед учесть все многообразие возникающих ситуаций и, тем более, трудно учесть побочное действие созданных человеком веществ, когда они оказываются в условиях, не предусмотренных для их применения. Примером явилась ситуация, возникшая в связи с затоплением трофейного ХО в Балтийском море в 1947-1949 гг. В этом случае отсутствует субъект, ответственный за возможные неблагоприятные последствия затопления ХО. Оружие, оказавшись в среде, не предусмотренной для его использования, перестало быть оружием, а превратилось в высокотоксичные и взрывоопасные отходы. Нахождение ХО на неохранный территории, пусть даже и отгороженного слоем морской воды, вызывает естественную озабоченность у людей как в отношении собственного здоровья, так и возможного отрицательного воздействия на окружающую среду [1 - 11].

Основными районами захоронения ХО явились центральная и южная части Балтийского моря около островов Готланд и Борнхольм: Лиепайское захоронение (~65 миль от г. Лиепай юго-восточнее о. Готланд) и Борнхольмское захоронение (~35 миль восточнее о. Борнхольм в Борнхольмской впадине). Кроме того подтверждены также факты захоронения в Кильской бухте (южнее пр. Малый Бельт). Имеются также Лусикильское захоронение в Норвежском желобе, захоронения вдоль берегов Норвегии в Северном море, в районах западнее Гибридных островов и ~80 миль западнее Северной Ирландии.

Информация о характеристиках затопленного оружия весьма скудна и часто противоречива [1-11]. Это обусловлено не столько завесой секретности, сколько действительно отсутствием информации и желанием союзников скорее избавиться от опасных трофеев. Меньше всего расхождений относительно Лиепайского захоронения, содержащего ~2 000 т ХО. В качестве консервативной оценки для дальнейшего мы положим, что сами отравляющие вещества составляют заведомо меньше трети по весу. Итого, в Лиепайском захоронении содержится не более 700 т отравляющих веществ, основную массу которых составляет иприт и соединения на его основе. Борнхольмское захоронение содержит до ~40 000 т ХО или менее 13 000 т отравляющих веществ. Основным компонентом является иприт, имеется небольшое количество отравляющих веществ с мышьяком (масло мышьяка, кларк, адамсит), а также табун и «циклон В». В Кильской бухте находится ~5000 т ХО, содержащего ~1000 т отравляющих веществ, в основном табун и фосген. Лиепайское и Борнхольмское захоронения являются рассыпными не локализованными.

В России исследования по современному состоянию химического оружия на дне Балтийского моря и прогнозу экологической ситуации в районах затопления проводятся во ВСЕГЕИ, Центре Экологической безопасности РАН, МЧС РФ, АО ИО РАН, ГНПП «Севморгео» и РГГМУ. Полученные авторами конкретные экспериментальные результаты, как правило, мало доступны. Более того, среди специалистов отсутствует согласие в оценках современного состояния и степени экологической опасности затопленных отравляющих веществ и продуктов их трансформации, поступивших в водную толщу и в донные осадки в результате разрушения корпусов боеприпасов. Средства массовой информации периодически обещают апокалипсис, связанный с мощным выбросом отравляющих веществ непосредственно в воду.

Несмотря на накопленные знания об их поражающем действии в воздушной среде, невозможно перенести вызываемые ими эффекты на морскую среду, так как здесь отравляющие вещества не существуют как таковые, а трансформируются в процессе гидролиза, окисления, восстановления и обычно теряют боевые отравляющие свойства. Тем не менее, некоторые составляющие этих веществ в виде ионов или соединений представляют опасность для окружающей среды. Формы этих соединений зависят от условий разложения отравляющих веществ и свойств среды, куда попадают продукты разложения. Источником мышьяка и триметиларсина являются адамсит, люизит, кларк I и II, ионов фтора – зарин, зоман, хлора – иприт, цианид-иона – табун, кларк II. Высокой токсичностью обладают сульфоксид и сульфен – продукты окисления иприта.

Наибольшее количество загрязняющих веществ концентрируется в активной геохимической границе – верхнем окисленном слое осадков. Важное значение имеет содержание кислорода в придонном слое воды. При положительных показателях кислородного режима на границе вода-

дно в донных осадках возникает слой окисления различной мощности (до нескольких сантиметров), этот геохимический барьер препятствует миграции химических элементов, и в том числе продуктов трансформации отравляющих веществ, в морскую воду. Когда нет притока насыщенных кислородом североморских вод, во впадинах, где затоплено химическое оружие, образуется слой стагнированных вод. В процессе драгирования или дноуглубительных работ возможно расцеивание осадка, и взвешенные частицы вместе с адсорбированными на их поверхности загрязняющими веществами могут распространяться на значительные расстояния [13].

Во всех районах затопления производились измерения концентрации ионов мышьяка. В придонных водах мышьяк находится как в растворенном, так и во взвешенном состояниях. При взаимодействии с восстановителем (H_2S) образуются вещества, выпадающие в осадок, и миграционная способность мышьяка резко ограничивается. Такой процесс характерен для Готландской впадины, где находится Лиепайское захоронение. Как на Борнхольмском, так и на Лиепайском захоронениях снаряды, в основном, находятся в толще осадков, где доминирует восстановительная обстановка. Следовательно, при утечке отравляющих веществ этого класса мышьяк, возможно, будет накапливаться в донных осадках в малоподвижных формах.

Во всех работах концентрация мышьяка в донных осадках Лиепайского затопления не превышала его естественного содержания в верхнем слое осадков, которое составляет ~23 мг/кг, при колебании от 3 до 40 мг/кг [18]. Загрязнение придонных вод отравляющими веществами, содержащими мышьяк, также не было выявлено. Исследования 2000-2001 гг. [7] показывают, что в придонных и иловых водах, а также в донных осадках отсутствуют значительные аномалии, техногенная природа которых могла бы быть доказанной. Кроме этого, отсутствуют реальные свидетельства о влиянии продуктов разложения отравляющих веществ или их самих на население, в том числе и на рыбаков. В донных осадках Борнхольмского захоронения также не наблюдается превышения естественных концентраций мышьяка, характерных для впадин Балтийского моря.

Значительно труднее искать следы выхода иприта в окружающую среду. В 2000 году [7] в Борнхольмской котловине были обнаружены по данным микробиологического анализа скопления остатков продуктов гидролиза иприта в донных осадках. Это может свидетельствовать о процессах коррозии носителей отравляющих веществ в толще донных осадков и выносе продуктов распада иприта и люизита с иловыми водами к границе дно-вода. Так как в представляющих для нас основной интерес Лиепайском и Борнхольмском захоронениях большая часть боеприпасов заилена, то и продукты трансформации отравляющих веществ накапливаются в толще донных отложений. В этом случае при рассмотрении миграции важное значение имеет сорбционная емкость осадков. Коэффициент распределения загрязняющих веществ (соотношение концентрации загрязняющего вещества в донном осадке к его концентрации в воде) может превосходить значения $n = 103$ и определяет возможность осадка эффективно поглощать эти вещества из морской воды. Степень насыщения осадков Борнхольмского района мышьяком может значительно превышать фоновые концентрации [6], а процесс десорбции незначителен. Следовательно, ионы мышьяка на большие расстояния будут переноситься с трудом. Выводы, полученные для Борнхольмского района захоронения отравляющих веществ, можно распространить и на Лиепайский район, так как донные осадки районов схожи.

Знать расположение мест, в которых те или иные поллютанты могут накапливаться, чрезвычайно важно. В нашем случае вероятными участками аккумуляции являются непосредственно Борнхольмская и Готландская впадины, а также близлежащие районы устойчивой аккумуляции осадков, например Гданьский седиментационный бассейн. Чем дальше находится район потенциальной концентрации поллютантов, тем меньше вероятность возникновения высоких концентраций химических отравляющих веществ и продуктов их гидролиза за счет разбавления загрязненных вод. В потенциальных зонах аккумуляции: Финском, Рижском и Гданьском заливах каких-либо концентраций отравляющих веществ или продуктов их трансформации не обнаружено.

Интерес к рассматриваемой проблеме обычно подогревается упоминанием о возможности так называемого «залпового» выброса отравляющих веществ. При этом никакого разумного обосно-

вания такого события или оценки его вероятности не дается. В случае собственно Балтийского моря такое явление, практически, невозможно. Во-первых, боеприпасы в подавляющем большинстве своем находятся в толще донных отложений, поэтому выход отравляющих веществ в морскую среду происходит крайне медленно, а, следовательно, они успевают трансформироваться в процессе гидролиза. Во-вторых, даже при резкой смене окислительно-восстановительных условий на границе дно-вода, процесс выхода отравляющих веществ и продуктов их гидролиза будет медленным и постепенным, а не залповым. В-третьих, процесс коррозии металлических корпусов и их содержимого медленный и постепенный. Анализ литературных данных говорит, что за постоянную выходя можно принять величину 10-2 год⁻¹.

Воздействие на человека продуктов гидролиза может осуществляться двумя путями: резорбцией через кожу при попадании на нее загрязненной воды и перорально при употреблении в пищу морепродуктов. Последствиями попадания отравляющих веществ на кожу в тех малых концентрациях, которые характерны для морской воды в результате разбавления и гидролиза, могут быть только незначительные ожоги. Единственные опасения вызывает вязкий иприт [15], который является достаточно стойким веществом, способным связывать частицы донных осадков и образовывать комки и попадать в рыболовные сети или выбрасываться на пляжи. При попадании на кожу вязкий иприт может вызывать сильные ожоги. Места, потенциально опасные в этом отношении, достаточно хорошо известны.

Попадание отравляющих веществ и продуктов их гидролиза в организм человека через морепродукты маловероятно. Несмотря на способность морских организмов концентрировать элементы – продукты гидролиза отравляющих веществ, в реальности происходит сильное разбавление загрязненных вод, при высоких концентрациях поллютантов в придонных водах в районах затопления прерывается пищевая цепь из-за гибели бентоса и кроме этого мышьяк накапливается в несъедобных частях рыбы. Согласно исследованиям ХЕЛКОМ [2] иприт или другие отравляющие вещества и продукты их гидролиза не были найдены в пределах обнаружения в какой-либо употребляемой в пищу рыбе или других морских продуктах.

Присутствие или отсутствие тех или иных организмов в загрязненной акватории нельзя считать индикатором загрязнения определенным элементом – это может быть обусловлено не одним, а рядом факторов. Так отсутствие бентоса в районе Лиепайского захоронения в 1995 году и исчезновение моллюсков в 1993-1995 годах хотя и могут свидетельствовать о загрязнении вод продуктами гидролиза отравляющих веществ в непереносимых концентрациях, но в действительности, это было просто обусловлено неблагоприятными окислительно-восстановительными условиями и накоплением там сероводорода.

Индикатором загрязнения морской среды продуктами гидролиза иприта могут служить бактерии, толерантные к иприту. На ряде станций наблюдения на Лиепайском захоронении было выявлено значительное содержание в микробиоте придонной воды бактериальных культур, толерантных к продуктам гидролиза иприта. Из их числа можно выделить микроорганизмы-деструкторы, обладающие способностью дехлорировать иприт и потреблять в качестве источника углерода и энергии продукты его трансформации [3, 16]. Бактерии оказываются не только показателем загрязнения воды ипритом и продуктами его гидролиза, но и способны в определенной мере уничтожать их. Известно, что некоторые бактерии могут применяться для уничтожения запасов пестицидов и фосфорорганических отравляющих веществ (табун, зарин, зоман). В почве такими микроорганизмами являются бактерии вида *Escherichia coli* и уже подтвержден факт возможности уничтожения химического оружия таким путем [17]. Помимо того, что бактерии, толерантные к продуктам гидролиза иприта (хлорсодержащего сульфида) и фосфорорганических соединений, могут служить индикаторами состояния морской среды в районах затопления ХО, они могут быть фактором разложения или уничтожения отравляющих веществ, а следовательно способствовать очищению среды [3].

Возможность террористического акта с использованием затопленного ХО практически маловероятна, так как бомбы и снаряды не только сильно прокорродировали и потеряли при этом свои боевые свойства, но их просто и не найти, так как они, как правило, находятся на глубине порядка

2 – 3 метров в илистых глинах. Тем не менее, постоянно предлагаются различные методы обезвреживания затопленного ХО (от построения саркофага до откачки отравляющих веществ насосами). Любой из этих методов характеризуется вероятностью выхода на поверхность ОВ, погребенных сейчас в слое осадков и воды. В данной ситуации единственной приемлемой и целесообразной стратегией является стратегия невмешательства в естественные процессы, за исключением использования микроорганизмов-деструкторов, способных разлагать отравляющие вещества и использовать их компоненты для своей жизнедеятельности. В какой-то мере опасным может быть только захоронение в проливе Скагеррак, но оно не является частью Балтийского моря и не может быть предметом данного рассмотрения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Chemische Kampfstoffmunition in der sued. und nordlichen Ostsee, Hamburg, 1993, p. 66
2. Baltic Sea Environmental Proceedings №56. Intergovernmental activities in the framework of the Helsinki Convention 1974-1994, Baltic Marine Environment Protect. Commis., 1994. p. 25-27
3. *Медведева Н.Г., Спиридонов М.А. и др.* Экологическая химия, т. 7, вып. 1, 1998 с. 20
4. *Chepesiuk R.*, A Sea of Trouble, The Bulletin of Atomic Scientists, September 1997, p. 40
5. Информационная справка о местах локализации и состоянии затопленного в Балтийском море старого химического оружия. Океанотехника. СПб., 1998. с. 37
6. Отчет ВНИИОкеангеология, отв. исп. Опекунов А. Ю., СПб, 2000. 17-18
7. *Корнеев О.Ю., Музалевский А.А., ...* // Международный день Балтийского моря. Научно-практическая конференция. Тез. докл. СПб, 2002, с. 50
8. *Рыбалко А.Е., Федорова Н.К., ...* // там же, с. 75
9. *Спиридонов М.А., Григорьев А.Г., ...* // там же, с. 80
10. *Фрумин Г.Т., Басова С.Л.*, Экологические проблемы Балтийского моря, // там же, с. 86
11. *Harigel G.G.*, Chemical and Biological Weapons: Use in Warfare, Impact on Society and Environment, Website of the nuclear age peace foundation, 2002 www.wagingpeace.org
12. Геохимия осадочного процесса в Балтийском море / ред. Е. М. Емельянов, М., 1986. с. 60-67
13. *Айбулатов Н. А., Артюхин Ю. В.* Геоэкология шельфа и берегов Мирового океана. Л.: Гидрометеиздат, 1990. с. 42-46
14. *Kunzendorf H.*, Dating and Assessing the Recent Sediments of the Three Deep Basins of the Baltic Sea? Risø National Laboratory, Roskilde, October 1999 из www.risoe.dk
15. Baltic Sea Environmental Proceedings №64A. Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993. Executive Summary, 1996. p. 26-29
16. *Спиридонов М.А., Пака В.Т., Медведева Н.Г., Холмянский М.А.* // Гос. доклад о состоянии окружающей среды Санкт-Петербурга и Ленинградской области в 1998 г. НИЦЭБ РАН, т.2, 1999, с. 46-48
17. Pearson H. Nature, v. 416 No. 6882, 2002, p.50

МЕЙОБЕНТОСНЫЕ СООБЩЕСТВА БАРЕНЦЕВА И КАРСКОГО МОРЕЙ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

¹ – Российский государственный гидрометеорологический университет,

² – Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия

Баренцево море принадлежит к числу наиболее интенсивно изучаемых акваторий Мирового океана. Исследование макробентоса было начато свыше 200 лет назад. Подробный обзор истории изучения донной фауны Баренцева моря можно найти в работе Ю.И. Галкина (1979). Что касается мейобентоса, то эта размерная категория мелких донных животных долгое время оставалась за пределами внимания исследователей. Лишь с середины 70-х годов XX столетия стали появляться публикации, в которых был рассмотрен таксономический состав мейобентоса, изучен характер пространственного распределения животных, прослежено влияние некоторых абиотических факторов среды на размещение мейобентосных организмов (Гальцова, 1975; Гальцова, Петухов, 1975; Численко, 1975; Агарова и др., 1976; Гальцова, Платонова, 1980; Гальцова и др., 1980; Гальцова, Кулангиева, 1996). Однако эти исследования проводились главным образом на литорали и в верхней сублиторали. Мейобентос Карского моря практически не изучен. Первые исследования мейобентоса шельфовой зоны Баренцева моря были выполнены авторами этой статьи (Погребов и др., 1995).

Источниками загрязнения Баренцева и Карского морей искусственными радионуклидами служат в первую очередь новоземельские ядерные испытания, радиоактивные стоки западносибирских рек, в меньшей степени – затопление радиоактивных отходов. В процессе эксплуатации Северным Флотом кораблей с ядерными энергетическими установками ежегодно образуется 6-7 тыс. м³ жидких радиоактивных отходов, из которых 70% приходится на долю Баренцева моря. Суммарная активность сброшенных жидких радиоактивных отходов в Баренцевом море составляет 12153 Ки (Матишов, Савинова, 1996). Одной из больших проблем является утилизация выходящих из строя атомных подводных лодок. В Баренцевом и Карском морях имели место случаи затопления плавучих средств с радиоактивными отходами (Матишов, Савинова, 1996).

При исследовании морских донных экосистем, подвергающихся сильной антропогенной нагрузке, обычно изучается реакция на ее воздействие макробентоса, поскольку его представители обильны в донных биоценозах и сравнительно легко поддаются определению. Мейобентос (организмы от 0.1 до 2 мм) и микробентос (меньше 0.1 мм) используются реже. Однако мелкие донные животные способны быстро реагировать на изменения среды и часто представляют собой экологические мишени для техногенных воздействий. Мейобентосные организмы обладают рядом преимуществ перед макробентосом, что делает их очень удобным объектом для такого рода исследований. А именно:

- высокая плотность поселений мейобентосных животных позволяет получить статистически значимую информацию;
- большое таксономическое разнообразие мейобентоса позволяет сделать заключение об изменении его компонентного состава в экосистемах, подвергающихся загрязнению;
- мейобентосные животные не имеют планктонных личинок, и на протяжении многих поколений последовательно подвергаются воздействию локальных поллютантов, накапливающихся в осадке;
- короткий жизненный цикл и быстрый рост мейобентосных организмов позволяет им быстрее отвечать на внешние воздействия;
- самыми чувствительными являются репродуктивные и ювенильные стадии животных, поэтому их целесообразно включать в оценку состояния среды;

- мейофауна гораздо быстрее, чем макрофауна реагирует на загрязнения тяжелыми металлами и на радиоактивные загрязнения;
- мейофауна относительно мало чувствительна к механическим нарушениям и дестабилизации грунта, поэтому при одновременном воздействии механических и химических агентов максимальное воздействие на состояние мейобентосных сообществ оказывают именно химические агенты;
- среди мейобентосных животных имеются наиболее чувствительные группы, имеющие большое индикаторное значение: это гарпактициды и остракоды – низшие ракообразные.

Настоящая статья представляет собой часть комплексной работы, выполненной по радиологической программе в районе архипелага Новая Земля, где в течение длительного времени располагались ядерные испытательные полигоны, и вокруг которого захоронены радиоактивные отходы. Во время экспедиции параллельно с изучением макробентоса проводились количественные исследования мейофауны (Pogrebov et al., 1997).

В задачу наших исследований входило: 1) изучить таксономический состав мейофауны; 2) определить количественные характеристики как всего мейобентоса, так и составляющих его групп; 3) проследить характер распределения животных по глубинам; 4) определить воздействие типа грунта на количественное развитие мейобентоса; 5) выяснить, как влияет концентрация ^{137}Cs на качественный состав и количественное распределение мейобентоса.

Материалом для работы послужили количественные пробы мейобентоса, собранные комплексной экспедицией в ходе рейса НИС "Геолог Ферсман" в августе-сентябре 1993 г. в районе Новой Земли. Дночерпательные пробы были собраны В.Б. Погребовым в местах захоронения радиоактивных отходов (рис. 1): в губе Черная (глубина 31-87 м), в заливах Степового и Абросимова (глубина 44-74 м) и в районе Новоземельской впадины (глубина 333-403 м).

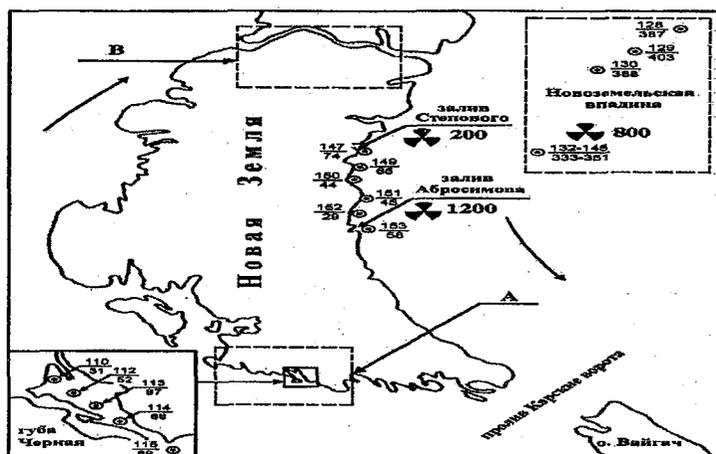


Рис. 1 - Карта-схема локализации ядерных полигонов около Новой Земли (Adushkin, Krasilov, 1993), мест захоронения радиоактивных отходов (Pogrebov et al., 1997) и бентосных станций, выполненных в ходе рейса НИС "Геолог Ферсман" в августе-сентябре 1993 г. Возле названия полигонов проставлены цифры, соответствующие экспертной оценке максимально возможной радиоактивности (Ксi) всех форм твердых радиоактивных отходов на момент захоронения. Возле бентосных станциях в числителе проставлен порядковый номер станции, в знаменателе – глубина отбора проб (м). Стрелки показывают направление преобладающих течений.

Для получения представления о количестве накопленной в сообществах информации был вычислен индекс разнообразия Шеннона-Уивера, показывающий степень насыщенности среды обитания представителями различных таксономических групп мейобентоса:

$$\bar{H} = -\sum N_i / N \times \log N_i / N, \quad (1),$$

где N_i / N – доля плотности поселений i -той группы в общей плотности поселений всех групп мейобентоса.

Измерение концентрации радионуклидов в донных осадках было выполнено специалистами из Радиового института им. В.Г. Хлопина (Санкт-Петербург). Для этих целей использовался специальный гамма-спектрометр, обеспечивающий точность до 5 Бк/кг сухого веса образца.

Мейобентос включает в себя два крупных подразделения – эвмейобентос и псевдомейобентос. Постоянный компонент (эвмейобентос) – это животные, которые в течение всего жизненного цикла относятся к мейобентосу. Временный компонент (псевдомейобентос) включает представителей макрофауны, которые имеют бентические ювенильные стадии и относятся к мейобентосу только на ранних стадиях своего развития. В мейофауне исследованной акватории отмечены следующие группы мейобентоса: Foraminifera, Cnidaria, Turbellaria, Gnathostomulida, Nematoda, Priapulida, Ostracoda, Harpacticoida, Entoprocta. Впервые для Баренцева моря регистрируются находки мейобентосных Gnathostomulida и небольшого типа мелких донных многоклеточных животных Entoprocta. В группу эвмейобентоса включены приапулиды, размеры которых во взрослом состоянии не превышали 2-3 мм. Псевдомейобентос составили Nemertini, Polychaeta, Oligochaeta, молодь Bivalvia.

На имеющемся в нашем распоряжении материале была сделана попытка выяснить, каким образом меняется таксономическое разнообразие мейобентоса и его количественные показатели с глубиной. Как видно из графика (рис. 2а), никакой видимой связи между таксономическим разнообразием сообществ мейобентоса и глубиной не существует.

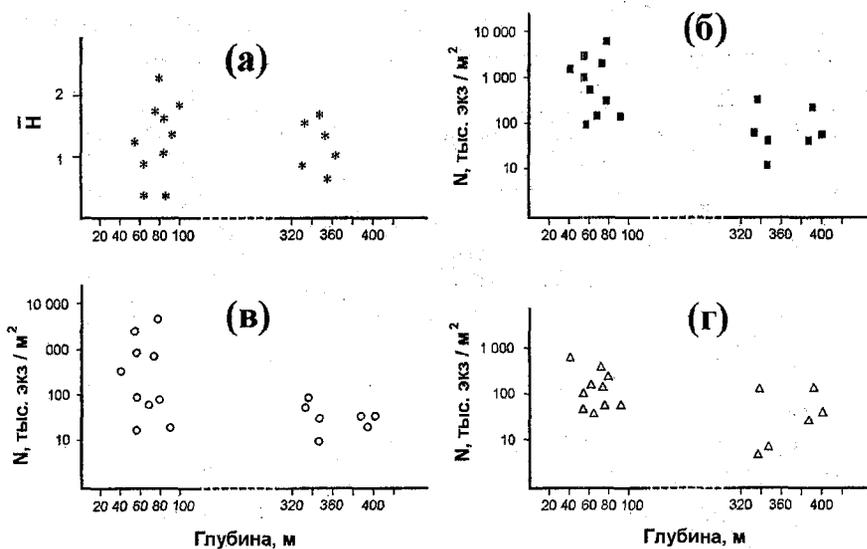


Рис. 2 - Зависимость таксономического разнообразия сообществ мейобентоса (а), плотности поселений мейобентоса (б), фораминифер (в) и нематод (г) от глубины их обитания в районе архипелага Новая Земля

Это же подтвердил ранговый коэффициент корреляции Спирмена (-0.25), его ошибка составила 0.25, критерий Стьюдента был равен 0.99, его стандартное значение равно 2.1, при числе степеней свободы 15. Значение индекса Шеннона-Уивера колебалось от 0.4 до 2.4. Наибольшая амплитуда колебания отмечена в заливах Абросимова и Степового, наименьшая – в Новоземельской впадине.

Рассмотрим характер количественного распределения мейобентоса и его отдельных групп с изменением глубины. Было изучено количественное распределение в диапазоне глубин от 31 до 403 м. На рис. (рис. 2б) представлено количественное распределение плотности поселений мейобентоса. Наибольшие значения плотности поселений отмечены в диапазоне глубин от 30 до 90 м. Максимальная численность наблюдалась в губе Черная (5345 тыс. экз/м²). Наименьшие значения

были в Новоземельской впадине, где зафиксирована минимальная плотность поселений мейобентосных организмов (15 тыс. экз/м²) на глубине 340 м. Можно отметить тенденцию к снижению численности мелких донных организмов с возрастанием глубины их обитания. Эвмейобентос, составляющий до 90% плотности поселений всего мейобентоса повторял, в основном, картину распределения всей мейофауны. В качестве примера приведем картины вертикального распределения двух доминирующих по численности групп мейобентоса – фораминифер и нематод. На некоторых станциях фораминиферы были самой многочисленной группой мейофауны (рис. 2в). Максимальная численность животных была в губе Черная в диапазоне глубин от 30 до 70 м. С увеличением глубины наблюдалась тенденция к снижению их численности. Свободноживущие нематоды (рис. 2г) также имели наибольшую численность в губе Черная (760 тыс. экз/м²). Для того чтобы выяснить, существует ли взаимосвязь между количественным распределением мейобентоса, его крупных подразделений, а также отдельных групп и глубиной, были вычислены коэффициенты корреляции между этими характеристиками. Не удалось обнаружить достоверной связи между указанными параметрами. Отсутствие связи можно объяснить тем, что глубина представляет собой интегральный параметр: с ее изменением закономерным образом меняется режим температуры, солености, характер грунтов, освещенность и ряд других физико-химических и биотических параметров. На изменение условий окружающей среды соответствующим образом реагируют мейобентосные животные. Действие факторов среды на количественное распределение организмов может быть разнонаправленным, результатом чего будет нивелировка действия каждого из них, поэтому, в конечном счете, бывает трудно выявить существование связи между количественным размещением животных в пространстве и изменением глубины.

Нашими предыдущими исследованиями (Гальцова, 1991), установлено, что пространственное количественное распределение большинства групп мейобентоса и его основных подразделений тесно связано с типом грунта, в котором обитают животные. В исследованном регионе грунты были представлены, главным образом, алеврито-пелитами. На отдельных станциях были отмечены гравий, средне- и мелкозернистый песок с большим содержанием глинисто-илистых фракций. В среднем процентное содержание в грунте частиц диаметром меньше 0.1 мм было очень высоким и составляло от 65 до 90% общего гранулометрического состава осадка.

Тем не менее, мы попытались выяснить, существует ли связь между количественным распределением мейобентоса, его подразделений и отдельных групп и типом грунта в районе захоронения радиоактивных отходов вокруг архипелага Новая Земля. В качестве интегральной характеристики типа грунта была выбрана медиана – средний размер частиц осадка (Md). Ни в одном случае не удалось найти достоверной связи между указанными параметрами.

В работе Д. Криспа и Р. Вильямса (Crisp, Williams, 1971) показано, что если грунты содержат от 7% и больше частиц глинисто-илистой фракций, то этого вполне достаточно, чтобы заполнить щели между более крупными частицами. Осадок, содержащий свыше 15% мелких фракций, является однородной илистой средой. Грунты в исследованной акватории представляют собой практически гомогенную среду для живущей там мейофауны. Вероятно, степень влияния однородного грунта на количественное распределение мейобентоса примерно одинакова на всем полигоне, и поэтому не оказывает лимитирующего воздействия на эту характеристику.

Одной из основных задач настоящего исследования было изучение влияния концентрации радиоактивного изотопа цезия на мейобентосные организмы. Исследования подобного рода выполняется для мейобентосных организмов впервые (Гальцова и др., 1998).

Концентрация цезия-137 в донных отложениях Баренцева и Карского морей изменяется в зависимости от типа осадков от 0.1 до 20 Бк/кг. Исключения составляют отдельные заливы и губы (Енисейская, Обская, Степового) а также впадины шельфа (Новоземельская впадина), осадки которых содержат цезий-137 в концентрациях от 40 до 100 Бк/кг. Экосистемы указанных заливов и губ находятся под влиянием эмиссии техногенных радионуклидов продолжительное время. Шельф к северо-западу от Новой Земли более загрязнен, чем остальная часть Баренцева моря (Матишов и др., 1993). В этой части акватории концентрация цезия-137 в донных отложениях колеблется от 15 до 160 Бк/кг. Максимальные содержание цезия-137 характерно для донных отло-

жений губы Черная на юге Новой Земли и составляет 1444 Бк/кг. В донных отложениях губы Енисейская и залива Степового обнаружено большое количество кобальта-60 (2-6 Бк/кг). Это свидетельствует о региональных утечках радионуклидов в процессе производства и испытания ядерного оружия и при хранении ядерных отходов (Матишов, Савинова, 1996).

В ходе выполнения поставленной задачи, прежде всего, предстояло выяснить, существует ли корреляция между таксономическим разнообразием мейобентосных сообществ и концентрацией ^{137}Cs . Для установления существования такого рода зависимости был вычислен коэффициент корреляции Спирмена между концентрацией цезия и индексом таксономического разнообразия Шеннона-Уивера. Коэффициент корреляции был равен 0.97, его ошибка составила 0.01, критерий достоверности различий 68.3, стандартное значение критерия Стьюдента равно 2.1-3.0-4.1 при числе степеней свободы 15. Полученные результаты проиллюстрированы на рис. (рис. 3а). С увеличением концентрации ^{137}Cs возрастает таксономическое разнообразие сообществ мейобентоса на исследованной акватории.

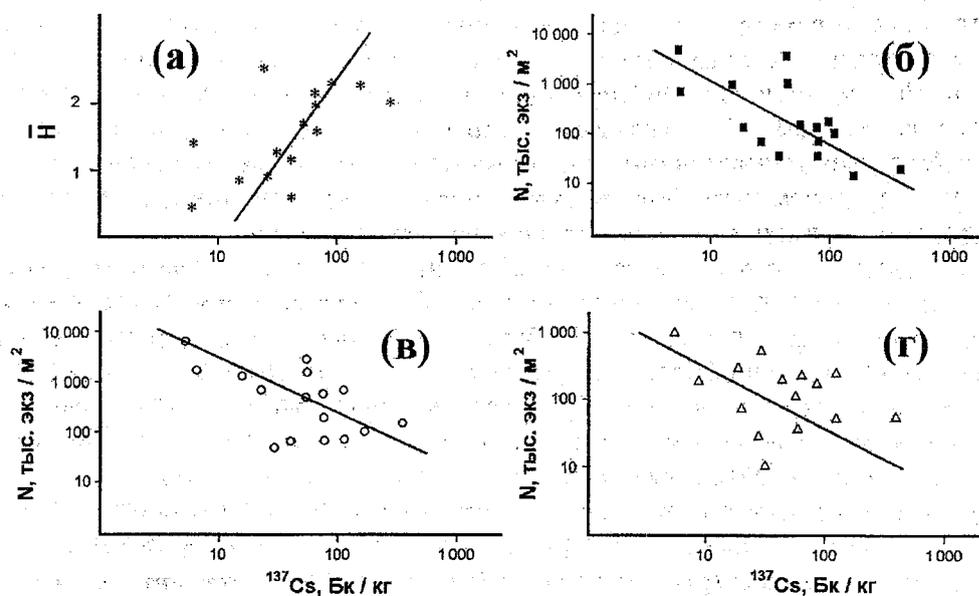


Рис. 3 - Зависимость таксономического разнообразия сообществ мейобентоса (а), плотности поселений мейобентоса (б), фораминифер (в) и нематод (г) от концентрации ^{137}Cs в районах захоронения радиоактивных отходов вокруг Новой Земли.

Второй вопрос, на который следовало ответить, существует ли связь между количественными характеристиками мейобентоса и концентрацией цезия. Для этой цели были вычислены коэффициенты корреляции Спирмена. Полученные результаты приведены в таб. 1.

Таблица 1

Значения рангового коэффициента корреляции Спирмена, характеризующего взаимосвязь количественного распределения мейобентоса с концентрацией ^{137}Cs в районе архипелага Новая Земля

Группа, подразделение	Коэффициент корреляции		Критерий Стьюдента		Число степеней свободы	Связь
	r	m_r	t	t_{st}		
Мейобентос	-0.92	0.04	23.4	4.1	15	Достоверная отрицательная
Foraminifera	-0.92	0.05	18.6	4.1	15	Достоверная отрицательная
Nematoda	-0.93	0.03	24.5	4.1	14	Достоверная отрицательная

Обнаруженные корреляции хорошо видны на рисунках (рис. 3б-г). Как весь мейобентос, так и доминирующие по плотности поселений группы (фораминиферы и нематоды) обнаружили тенденцию к уменьшению численности животных с увеличением концентрации радиоактивного цезия.

Особенности миграции радионуклидов в морских осадках определяются их химической природой и свойствами рыхлых грунтов. Измерение концентрации цезия-137 в осадках разного гранулометрического состава показало, что содержание цезия-137 закономерно увеличивается от песчаной фракции к глинам и илам. Анализ гранулометрии и радиоактивности донных отложений показал четкую корреляцию между концентрацией цезия-137 и увеличением в грунтах содержания частиц размером менее 0.1 мм (Матишов и Матишов, 2001). Кроме того, известно, что тонкодисперсные осадки (с большим процентным содержанием алеврито-пелитовых фракций) обладают большим водоудержанием и высокой сорбционной способностью. Все это повышает поглотительную способность глинистых илов по отношению к радионуклидам. Вероятно, это связано также с различиями в содержании в грунтах органического вещества, которого в мелкодисперсных фракциях во много раз больше, чем в средне- и крупнодисперсных осадках (Матишов и Матишов, 2001).

В северных морях радиоактивность бентосных организмов связана с их жизнедеятельностью на морском дне. Бенталь является основной зоной, где происходит трансформация и аккумуляция минерального и органического вещества, поступающего из пелагиали и фитали. Зоопланктон, фильтруя из поверхностных вод органические и радиоактивные частицы, способствует их осаждению на морское дно. Явления аккумуляции искусственных изотопов в экосистеме моря идут от фитопланктона к зоопланктону. Радионуклиды с фекальными выделениями планктонных ракообразных поступают к бентосным животным. Именно от радиоактивных донных отложений бентос получает основную часть загрязнения.

Наряду с макробентосом, важным элементом, осуществляющим трансформацию вещества в донных сообществах, выступают микро- и мейофауна. Жизненные циклы организмов макробентоса в среднем составляют от 4 до 9 лет. Жизненные циклы мейобентосных организмов значительно короче и измеряются сроком от нескольких недель до нескольких месяцев. В течение своей жизни обитатели морского дна в процессе дыхания и питания извлекают из придонных вод и грунтов, как питательные вещества, так и радиоактивные частицы.

Основной путь включения цезия, стронция и плутония в организм морских донных животных – пищевой. Пищевой спектр мейобентосных животных составляет детрит, связанные с ним бактерии, фитобентос, живая добыча. Основная часть биологически доступных форм элементов (в том числе и радиоактивных изотопов) сосредоточена в жидкой фазе грунтов и представлена разными по составу и свойствам соединениями с растворимым органическим веществом осадка. Практически все мейобентосные организмы способны к транскутикулярному потреблению растворенной в интерстициальной воде органики (Гальцова и др., 2001). Этот путь потребления пищи (наряду с традиционным поглощением корма через ротовое отверстие) способствует накоплению радионуклидов организмами через сорбирование указанных элементов из водной среды покровными тканями.

Биологическая аккумуляция искусственных радионуклидов в период жизни массовых организмов приводит к формированию местного источника радиоактивности в море. По данным Д.Г. Матишова и Г.Г. Матишова (2001) определенной спецификой в накоплении радионуклидов (^{137}Cs , ^{60}Co) обладают, например, некоторые полихеты – детритофаги. В этих организмах из ряда участков шельфа Баренцева и Карского морей содержание ^{137}Cs достигало 17-20 Бк/кг. По-видимому, это обусловлено особенностями питания полихет – заглатыванием илистых или глинистых осадков, в которых уровень содержания радионуклидов обычно относительно выше, чем в других типах отложений.

В ходе наших исследований не удалось найти корреляции между гранулометрическим составом грунта и количественным распределением мейобентоса и его отдельных групп, поскольку в районе исследования грунты были представлены осадками с высоким процентным содержанием

алеврито-пелитовых фракций, представляющих гомогенную среду обитания для мейобентоса. Анализ литературы показал, что существует прямая корреляция между процентным содержанием фракций грунта менее 0.1 мм и концентрацией радионуклидов. Мы обнаружили корреляцию между таксономическим разнообразием мейобентосных сообществ, их количественными характеристиками и концентрацией цезия-137. Вероятно, подобная корреляция может отражать воздействие локального загрязнения грунтов на отмеченные характеристики мейобентоса в районах бывшего ядерного полигона и местах захоронения радиоактивных отходов вокруг Новой Земли. Основные пути переноса и аккумуляции радионуклидов донными организмами – пищевые цепи. Можно предположить, что из-за короткого жизненного цикла мейобентосные организмы аккумулируют в себе какое-то количество радионуклидов, с отмиранием животных депонированные в их теле радиоизотопы опять попадают в грунт, и по пищевым сетям вновь могут быть вовлечены в пищевые циклы микро- и мейобентоса. Такой локальный источник загрязнения может со временем привести к изменению таксономического состава сообществ мейобентоса и вызвать изменение его количественных показателей. Вероятно, в естественных условиях комплекс факторов, влияющих на накопление радионуклидов гидробионтами, значительно шире, и не все из них могут быть сегодня учтены при радиоэкологическом анализе.

ЛИТЕРАТУРА

1. Агарова И.Я., Воронова М.Н., Гальцова В.В., Иоффе Б.И., Летова Н.В., Стрельцов В.Е., Стрельцова С.И. Распределение и экология донной фауны на литорали отмели Дальнего пляжа // Экологические исследования песчаной литорали. Апатиты: ММБИ. 1976. С. 95-186.
2. Галкин Ю.И. История исследования донной фауны Баренцева моря // Экология донного населения шельфовой зоны. М.: Наука. 1979. С. 112-127.
3. Гальцова В.В. О микрораспределении мейофауны на литорали Дальнезеленецкой губы Баренцева моря // Биология шельфа. Владивосток: ИБМ ДВНЦ АН СССР. 1975. С. 26-27.
4. Гальцова В.В. Мейобентос в морских экосистемах на примере свободноживущих нематод. Тр. ЗИН АН СССР. 1991. Т. 224. 240 с.
5. Гальцова В.В., Кулангиева Л.В. Мейобентос губы Ярнышной Баренцева моря // Биол. моря. 1996. Т. 22, N 1. С. 3-9.
6. Гальцова В.В., Кулангиева Л.В., Павлюк О.Н., Рябченко В.А. Роль мейобентоса в трансформации веществ и энергии в морских экосистемах. Известия ТИНРО Центра. 2001. Т. 128. С. 45-57.
7. Гальцова В.В., Кулангиева Л.В., Погребов В.Б. Мейобентос районов захоронения радиоактивных отходов вокруг о. Новая Земля (Баренцево и Карское моря). Современное состояние планктона и бентоса, проблемы сохранения биоразнообразия арктических морей. Мурманск: ММБИ. 1998. С. 33-34.
8. Гальцова В.В., Петухов В.А. Зависимость мейобентоса от состава грунта литорали губы Дальнезеленецкой // Зоол. журн. 1975. Т. 54, N 3. С. 452-455.
9. Гальцова В.В., Платонова Т.А. Распределение мейофауны на илисто-песчаном пляже Дальнезеленецкой губы Баренцева моря // Биол. Моря. 1980. N 2. С. 15-20.
10. Гальцова В.В., Платонова Т.А., Стрельцова С.И., Петухов В.А. К фауне свободноживущих нематод литорали Баренцева моря // Биол. моря. 1980. N 4. С. 18-24.
11. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. Апатиты: ММБИ. 2001. 418 с.
12. Матишов Г.Г., Матишов Д.Г., Подобедов В.В., Павлова Л.Г. Радиационная обстановка на Кольском полуострове, Новой Земле, Земле Франца-Иосифа и на акватории Баренцева моря. Докл. РАН. 1993. Т. 330, N 4. С. 520-522.
13. Матишов Г.Г., Савинова Т.Н. Загрязнение морских экосистем Арктики // В кн.: Российская Арктика: на пороге катастрофы. М.: Центр экологической политики России. 1996. С. 30-46.

14. Погребов В.Б., Гальцова В.В., Фокин С.И. Мейо- и мейкобентос района Приразломного месторождения нефти: оценка состояния в целях экологического мониторинга. Вестн. СПбГУ. 1995. Сер. 3, вып. 4 (24). С. 9-19.

15. Численко Л.Л. Микрораспределение мейкобентоса на песчаной литорали // Отчетная научная сессия по итогам работ 1974 г. ЗИН АН СССР. Тез. докл. Л.: Наука. 1975. С. 24-25.

16. Шереметевский А.М. Роль мейкобентоса в биоценозах шельфа южного Сахалина, восточной Камчатки и Новосибирского мелководья // Исслед. фауны морей. 1987. Т. 35 (430). 134 с.

17. Adushkin V., Krasilov G. Novaya Zemlya Test Site and the problem of the radioactive pollution of the Polar Ocean. In: Radioactivity and Environmental Security in Oceans. Proceedings. Wood Holl. 1993. P. 27-36.

18. Crisp D.J., Williams R. Direct measurement of pore-size distribution on artificial and natural deposits and prediction of pore space accessible to interstitial organisms // Mar. Biol. 1971. V. 10. P. 214-226.

19. Pogrebov V.B., Fokin S.I., Galtsova V.V., Ivanov G.I. Benthic communities as influenced by nuclear testing and radioactive waste disposal off Novaya Zemlya in the Russian Arctic. Marine Pollution Bulletin. 1997. V. 35, N 7-12. P. 333-339.

УДК 504.4.423(268.45)

Г.Н. Белозерский, И.В. Половодова

СРАВНИТЕЛЬНЫЕ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕГИОНА БАРЕНЦЕВА МОРЯ РАДИОНУКЛИДАМИ, РТУТЬЮ И КАДМИЕМ

Санкт-Петербургский государственный университет,

Санкт-Петербург, Россия

Экологическая обстановка в Северной Атлантике и Арктике привлекает к себе внимание на протяжении многих лет. Это обусловлено не только особой ранимостью и медленным самовосстановлением северной природы. Арктика может быть ответственной за возможные изменения климата, если произойдут изменения в стратификации ее вод или изменится глобальное альbedo за счет усиленного таяния или образования льдов. Здесь находится важный по своим ресурсам район рыбных промыслов, и в то же время сюда примыкают полностью закрытые до недавнего времени по соображениям национальной безопасности районы Баренцева и Карского морей и архипелаг Новая Земля. Базирование в этом районе флота с большим количеством атомных энергетических установок, необходимость обслуживания ядерных реакторов, а также необходимость хранения и утилизации списанных судов и отработанного ядерного топлива привели к тому, что основной интерес проявляется к радиоэкологическим проблемам данного региона.

Наибольшее количество радионуклидов антропогенного происхождения, находящихся в районе Баренцева и Норвежского морей, обусловлено выбросами с радиохимических заводов по переработке отработанного ядерного топлива в Селлафильде (Великобритания). Некоторый вклад сюда дают также радиохимические заводы La Hague (Франция) и Dounreay (Шотландия); последствия аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году и глобальные выпадениями от испытаний ядерного оружия в атмосфере. Вкладом таких источников, как российские радиохимические заводы («Маяк», «Томск-7» и «Красноярск»), затонувшие в этом районе АПЛ и сброшенные в море радиоактивные отходы ВМФ, можно пренебречь.

Экологически значимыми радионуклидами в Баренцевом море являются: примордиальные радионуклиды (^{40}K , радионуклиды семейств ^{238}U , ^{235}U и ^{232}Th) и долгоживущие радионукли-

ды антропогенного происхождения, поступающие туда с начала 1950-х гг. Среди последних наиболее экологически значимым и наиболее часто упоминаемым является ^{137}Cs . Это определяется рядом факторов: его относительное содержание велико, он испускает как β -, так и γ -излучение с достаточно большой средней энергией на распад и имеет значительный период полураспада; он обуславливает как внутреннее, так и внешнее облучения организмов и характеризуется достаточно большими дозовыми коэффициентами, он с большой вероятностью образуется при реакциях деления тяжелых элементов. Являясь химическим аналогом калия, ^{137}Cs участвует в биогеохимическом цикле калия и хорошо усваивается всем живым, достаточно равномерно распределяясь в мягких тканях живых организмов. Следующими по значимости в этом ряду являются ^{90}Sr , ^{99}Tc и изотопы плутония. При потреблении морепродуктов основным дозообразующим элементом, ответственным не менее, чем за 90 % дозы, получаемой человеком, является ^{137}Cs . Поэтому ему и уделено основное внимание в данной работе.

Помимо радиоэкологических проблем в этом регионе существуют и проблемы, связанные с его химическим загрязнением. Основными источниками загрязнения являются горнодобывающая промышленность и атмосферные выбросы в результате производства энергии (в основном при сжигании нефти и угля), металлургические и очистные комплексы, а также установки по сжиганию отходов. Важнейшим антропогенным источником загрязнения тяжелыми металлами для данного региона являются предприятия цветной металлургии, расположенные на Кольском полуострове. Из тяжелых металлов мы остановимся только на ртути и кадмии. Главной особенностью этих поллютантов является их способность накапливаться в морских пищевых цепях. Они поступают в окружающую среду как от природных, так и от антропогенных источников. Природные источники, включающие вулканы и процессы выветривания горных пород, значительно уступают глобальным антропогенным выбросам.

Ртуть и кадмий являются сильными токсикантами, и наибольший вред организму может быть причинен в том случае, когда мы имеем дело с ионами кадмия и органическими соединениями ртути (например, метиловой ртутью, в виде которой ртуть чаще всего поступает от антропогенных источников загрязнения в водные системы). Согласно литературным данным, свыше 90% ртути, находящейся в рыбе, связано в метиловую ртуть. Таким образом, открывается возможность сравнения воздействия разных поллютантов (радионуклидов и ртути), находящихся в одном и том же представителе арктической биоты и в одном и том же звене трофической цепочки.

В случае радионуклидов методы оценки воздействия достаточно хорошо разработаны и обычно оценка риска доводится до его вычисления для здоровья в критической группе населения. В нашем случае это такая гипотетическая группа населения, которая проживает на побережье Баренцева моря (Мурманская, Архангельская области и часть Ненецкого автономного округа) и рацион которой составляют только морепродукты (рыба, ракообразные, моллюски и водоросли). В этом предельном случае воздействие поллютантов, концентрирующихся в морепродуктах максимально. Что касается воздействия на биоту, то процесс биоаккумуляции радионуклидов принято, прежде всего, характеризовать коэффициентом концентрации (CF), равным отношению удельной активности биоты ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) к активности морской воды ($\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$).

В случае с тяжелыми металлами методы оценки воздействия менее развиты и связано это прежде всего с тем, что коэффициенты риска и методология оценки риска почти не разработаны. Начальным этапом здесь является сравнение фактических величин содержания этих поллютантов в морской воде, рыбопродуктах и теле человека с предельно допустимыми значениями.

Анализ литературных данных показывает, что Баренцево море в отношении радиоактивного загрязнения является достаточно чистым по сравнению с Норвежским и Северным морями (таб. 1), и тем более с Балтийским морем.

Таблица 1

**Концентрация некоторых радионуклидов в поверхностных водах
Арктических морей (1991-1998), Бк·м⁻³.**

Море	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Баренцево	5,9±3,1	5.8±1.5
Карское		6.2±1.6
Белое	9,2±3,7	10.0±2.0
Норвежское		6.7±3.6
Северное		8.3±6.1
Гренландское		7.0±1.0
Лаптевых		5.0±4.0
Чукотское		2.5±0.6
Берингово		1.6±0.5
Охотское	3,7±1,8	
Балтийское, Финский зал.	17,0±5,7	

Риск для здоровья в критической группе населения, обусловленный радионуклидами, содержащимися в морепродуктах, выловленных в данном регионе, оказывается ~10⁻⁷ (т. е. из 10 млн. смертей лишь один случай может оказаться летальным исходом, вызванным потреблением морепродуктов, выловленных в данном регионе, в пищу). Отметим, что это значение существенно меньше величины безусловно приемлемого риска (таб. 2), равного 10⁻⁶, и намного ниже риска от естественного радиационного фона (10⁻⁵)! Следовательно, для остальных групп населения, потребляющих меньше морепродуктов, этот риск будет еще ниже.

Таблица 2

Критерии приемлемости риска по Эшби

Ранг риска	Вероятность одной смерти в год	Степень приемлемости
1	Не менее 1·10 ⁻³	Риск неприемлем
2	10 ⁻⁴	Риск приемлем лишь в особых обстоятельствах
3	10 ⁻⁵	Требуется детальное обоснование приемлемости
4	10 ⁻⁶	Риск приемлем без ограничений

Что касается локального загрязнения у побережья Кольского полуострова, то следует отметить, что вдоль всего побережья Скандинавии концентрация ¹³⁷Cs как в воде, так и в донных осадках слегка больше, чем в открытом море. Официальных данных по концентрациям радионуклидов вдоль побережья Кольского полуострова нет. Тем не менее, анализ имеющихся данных показал, что концентрация радионуклидов в морской воде заметно ниже значений контрольных концентраций. В то же время с любыми загрязнениями окружающей среды радионуклидами, несомненно, нужно бороться.

Хорошо известно, что поступление любого поллютанта в биоту характеризуется тремя процессами: биоконцентрацией, бионакоплением и биоусилением. Биоконцентрация – процесс, с помощью которого поллютанты попадают в живые организмы непосредственно из воды, воздуха и почвы. Он зависит от физико-химических свойств поллютанта. Биоаккумуляция – более широкое понятие. Оно включает в себя процесс биоконцентрации и последующее накопление поллютантов, попадающих в организм с водой или пищей. Нагрузка на организм вследствие биоаккумуляции зависит от концентрации того или иного поллютанта в воде, воздухе, почве и пище, а также определяется способностью организма избавляться от этих вредных веществ в процессе их экскреции или детоксикации. Биоусиление имеет место в том случае, когда окончательного разрушения или выведения поллютанта из организма не происходит, но продолжается его накопление на различных уровнях пищевой цепи. Этот процесс является основной причиной того, что поллютанты, присутствующие в воде, почве или воздухе в небольших концентрациях, могут достигать вы-

соких концентраций на верхних уровнях пищевой цепи. Морская среда Арктики по сравнению с другими экосистемами имеет длинные пищевые цепи, что заставляет особое внимание уделять процессу биоусиления.

Оказывается, что воздействия радионуклидов антропогенного происхождения на биоту характеризуется следующими особенностями: 1. для фитопланктона биоаккумуляция ^{137}Cs отсутствует или очень мала, вследствие чего на этом этапе он, по-видимому, не входит в пищевые цепи; 2. на более высоких трофических уровнях биоаккумуляция имеет место, однако, что наиболее важно, биоусиления при этом не наблюдается! Можно утверждать, что концентрация радионуклидов в биоте Баренцева моря мала и, вероятно, пропорциональна их концентрации в морской воде.

Что касается загрязнения этого региона ртутью и кадмием, то следует отметить, что наиболее загрязненными являются локальные области, непосредственно примыкающие к основному источнику загрязнения - предприятиям цветной металлургии на Кольском полуострове, поскольку осадки, содержащие тяжелые металлы и выносимые реками, большей частью оседают на шельфе и лишь небольшое количество оказывается в открытом море. Кадмий, аналогично нефтепродуктам и поверхностно-активным веществам, помимо растворенных форм локализуется в поверхностной пленке воды толщиной в несколько десятков микрон. Поэтому в океанических водах концентрация кадмия в этом слое на два-три порядка превышает концентрацию на глубине нескольких сантиметров от поверхности. Накопление ртути и кадмия, в отличие от радионуклидов, в арктической биоте сопровождается эффектом биоусиления. Для примера приведем следующие цифры: в печени полярной трески содержится - 0,3 мкг Hg/г сырого веса, в печени кольчатого тюленя - 2,0 мкг Hg/г сырого веса, в печени белого медведя - 20-30 мкг Hg/г сырого веса. Таким образом, видно, что происходит накопление ртути в представителях более высоких уровней трофической цепи арктической биоты. В тоже время никаких биологических эффектов, связанных с ртутью, у представителей арктической биоты пока обнаружено не было.

Концентрации рассматриваемых химических поллютантов в поверхностных водах моря и рыбопродуктах невелики и не превышают величин ПДК. Так, например, количество недельного поступления ртути в организм человека в результате потребления рыбы составляет 0,9 мкг Hg/кг веса тела, что в 5 раз меньше величин предельно допустимых поступлений, рекомендованных ВОЗ (ДНП Hg = 5 мкг/кг веса тела человека в нед.).

Вычисление недельного поступления и сравнение этой величины с ДНП это все, что мы можем сделать в данный момент. Для сравнения с воздействием от радионуклидов мы должны посмотреть, какому недельному поступлению соответствует вычисленный выше риск $\sim 10^{-7}$. Оказывается, что в нашем случае недельное поступление ^{137}Cs , отнесенное к предельно допустимому значению для данного радионуклида, составляет только $\sim 0,1\%$ от ДНП. В то же время, согласно нормам, установленным ВОЗ, поступление ртути составляет $\sim 20\%$ от предельно допустимого поступления. Подобные оценки имеют место и для кадмия.

Таким образом, поступление ртути и кадмия в организм человека за счет потребления морепродуктов значительно ближе к величинам допустимых значений, нежели поступление ^{137}Cs . Иными словами, недельное поступление ртути в организм человека за счет потребления рыбы в 5 раз меньше, чем величина ДНП, а поступление ^{137}Cs на два порядка меньше. Из рассмотренного примера ясно видно, что воздействие от загрязнения данного региона тяжелыми металлами значительно превосходит воздействие радиоактивного загрязнения! Однако в обоих случаях превышения допустимых значений не наблюдается.

ОЦЕНКА ЧЁРНОГО МОРЯ ПРИ ПОМОЩИ ИНДЕКСА ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Санкт-Петербургский государственный университет,

Санкт-Петербург, Россия

При исследованиях объектов окружающей среды в любом случае возникает необходимость их оценки. Как известно, под качеством среды понимают степень соответствия природных условий потребностям людей или других живых организмов (Дмитриев, 2002). Необходимо подчеркнуть, что качество окружающей среды является относительным понятием. Данное состояние природной системы для различных видов ее использования человеком может иметь различную оценку по её качеству. С другой стороны, природная система в разной степени пригодна для жизни различных групп организмов. В связи с этим существуют два подхода к формулировке понятия «качество среды»: антропоцентрический и биоцентрический. В первом случае качеством среды называют сочетание химического и биологического состава и физических свойств среды, обуславливающих различные потребности человека (общества) в использовании среды для своих целей. По второму определению качеством среды называют сочетание химического и биологического состава и физических свойств среды, обуславливающих потребности живых организмов в полноценной среде обитания. В случае географического исследования его цель заключена в получении комплексной оценки или оценок с антропоцентрических позиций. При помощи процедуры многокритериальной оценки осуществляется «свертка» информации по многим различным показателям и построение сводных (интегральных) показателей (Дмитриев, 2002).

Построение сводного показателя по данным натурных наблюдений или по их осредненным значениям возможно лишь для пространственно однородных объектов. Однако существуют природные объекты, характеризующиеся значительной пространственной неоднородностью своих свойств, для которых, тем не менее, объективно необходимо производить комплексную оценку: внутренние водоемы, речные системы, моря, ландшафтные и орографические провинции и т.д. В класс объектов подобного типа входят также административные единицы различных рангов. Для учета пространственной неоднородности таких объектов может использоваться подход, предложенный В.З. Макаровым (2001), заключающийся в определении соотношений площадей загрязненных и незагрязненных частей территории объекта. Специфика применения данного подхода к водным объектам связана с их существенной «трехмерностью» в отличие от двумерных систем суши.

Апробация предлагаемой модифицированной методики была выполнена по данным о содержании нефтяных углеводородов в Черном море за период 1979-1990 гг. по результатам исследований Севастопольского отделения Государственного океанографического института и Одесского отделения Государственного океанографического института. Использованы материалы по следующим горизонтам – 0-0,5, 10, 100, 200 м и придонный горизонт за 4 сезона: весна, лето, осень, зима. В качестве исходных данных применялись результаты статистической обработки данных экспедиционных рейсов по квадратам регулярной сетки, состоящей из 95 квадратов размерами 1 градус широты на 40 минут долготы. Разумеется, работа имела бы большую практическую значимость, если бы имелась возможность обработки не осредненных по квадратам регулярной сетки данных, а непосредственно данных натурных наблюдений. В этом случае можно было бы оценить значимость различий между отдельными частями акватории и также оценить погрешность определения интегрального индекса загрязнения Черного моря. Тем не менее следует подчеркнуть, что обработка значений по квадратам регулярной сетки аналогична обработке растровых изображений космических снимков, для которых выполнена географическая привязка: в обоих случаях мы имеем дело с матрицами, состоящими из квадратных ячеек, каждая из которых характеризуется одним значением переменной. В случае космического снимка это может быть, например, концен-

трация загрязнителя или компонента биогеоценоза, определенная по спектральным характеристикам данной ячейки.

Исходные данные были записаны в формате электронных таблиц Microsoft Excel. В них содержались географические координаты квадратов, на которые была поделена акватория моря и значения содержания нефтяных углеводородов в квадратах – максимальные, минимальные и средние. Далее эти таблицы были записаны в формате dBASE IV для дальнейшей работы в среде ГИС ArcView. Следующим этапом было создание слоя квадратов как полигональных объектов при помощи написанной на языке Avenue программы.

Береговая черта Черного моря была взята из электронной карты мира фирмы ESRI с масштабом генерализации 1:1000000. Морской Атлас (1950) был использован в качестве источника батиметрических данных. Растровое изображение отсканированной карты было географически привязано в системе ГИС MapInfo. Путем векторизации по подложке были созданы полигональные объекты - сечение Черного моря по изобатам 100 и 200 м. Затем с помощью универсального транслятора MapInfo эта карта была переведена в формат шейпфайла ArcView. Далее при помощи модуля «Мастер пространственных операций» ArcView был «вырезан» контур Черного моря и по этому слою был создан новый слой, включающий те части квадратов, которые непосредственно принадлежат морской акватории. Аналогичные операции были проведены для сечений глубиной 100 и 200 метров. Затем на основании данных о количестве нефтяных углеводородов (НУ) в квадратах регулярной сетки были созданы: слой квадратов с содержанием НУ, превышающим ПДК; слой квадратов с концентрацией НУ, меньшей или равной ПДК и слой квадратов сетки, в которых не были проведены исследования. В качестве ПДК бралась рыбохозяйственная ПДК, равная 0,05 мг/л. Также был проведен анализ данных в сравнении с культурно-бытовой ПДК, составляющей 0,3 мг/л. В процессе анализа было выяснено, что значение концентраций нефтяных углеводородов лишь в 3 случаях превышали культурно-бытовую ПДК.

Следующим этапом работы был подсчет отношений площадей загрязненных частей акватории моря ко всей исследуемой акватории. Площади были подсчитаны с помощью программы, написанной на языке Avenue. Для исключения погрешности из-за значительной протяженности Черного моря в меридиональном направлении все расчеты площадей производились по электронным картам в равновеликой азимутальной проекции Ламберта. Были вычислены отношения загрязненной площади акватории моря к исследованной площади данного сечения для сезонов года: так определялся индекс загрязнения Черного моря по отдельным сечениям и сезонам года. Наиболее высоко значение индекса загрязнения для сечения 100 метров в зимний период: его значение составляет 0,95, что свидетельствует об устойчивом загрязнении вод Черного моря нефтяными углеводородами на данной глубине. Индекс загрязнения минимален для горизонта 200 метров в летний период. Среднегодовой индекс для сечения определяется как среднее арифметическое сезонных индексов. Далее был рассчитан удельный вес сечений, равный отношению площади сечения к суммарной площади всех сечений. С учетом этих весов был рассчитан интегральный индекс загрязнения Черного моря как сумма произведений индексов загрязнения для сечений 0, 100, 200 метров на удельные веса соответствующих сечений. Значение интегрального индекса составило 0,64. Данная методика расчета интегрального индекса может применяться в том случае, если сечения водного объекта расположены по глубине через равные дистанции. Заметим, что для Черного моря наиболее важна оценка загрязнения его верхнего двухсотметрового аэробного слоя, в котором сосредоточена жизнь. Если же горизонты отбора проб распределены в водной толще неравномерно, то вычисляются объемы, заключенные между соседними сечениями. Индекс загрязнения объема берется как среднее арифметическое индексов загрязнения его верхней и нижней границ. Далее определяются удельные веса объемов: отношения этих объемов к объему всего водного объекта или его исследованной части. Интегральный индекс загрязнения равен сумме произведений индексов загрязнения отдельных объемов на их удельные веса.

Рассчитанные для ряда поллютантов индексы загрязнения водного объекта могут быть сведены в суммарный индекс загрязнения. При этом веса отдельных загрязнителей могут приниматься равными, в этом случае величина суммарного индекса вычисляется как среднее арифметическое

индексов загрязнения отдельными загрязнителями, либо их веса могут быть различными, отражающими степень опасности для экосистемы каждого загрязнителя.

Таблица 1

Локальные индексы загрязнения Черного моря нефтяными углеводородами

Глубина, м	S исслед. районов, км ²	S загрязненных районов, км ²	Индекс
весна			
0-0,5	339109,013	210110,756	0,62
10	326204,909	286906,264	0,88
100	267635,842	213706,871	0,80
200	156565,701	80298,704	0,51
Придонный	284265,968	146995,338	0,52
лето			
0-0,5	385022,910	291065,883	0,75
10	357839,918	330630,921	0,92
50	340759,954	148854,005	0,44
100	279539,053	146563,979	0,52
200	242790,708	11076,450	0,04
осень			
0-0,5	368977,501	316383,049	0,86
10	365463,038	320219,079	0,88
50	255854,357	160652,254	0,63
100	323862,640	269140,607	0,83
200	113609,405	18214,722	0,16
Придонный	134020,012	63127,519	0,47
зима			
0-0,5	375414,985	321417,549	0,86
10	288540,725	253892,418	0,88
50	232148,748	208864,134	0,90
100	314079,097	298447,864	0,95
200	213489,570	137749,246	0,64
Придонный	192839,729	150169,623	0,78

Таблица 2

Интегральный индекс загрязнения верхнего слоя Черного моря НУ

Сечение, м	Средний индекс - I	Площадь сечения, км ²	Вес - W	I•W
0-0,5	0,77	420710	0,40	0,31
100	0,77	317300	0,30	0,23
200	0,34	303100	0,29	0,10

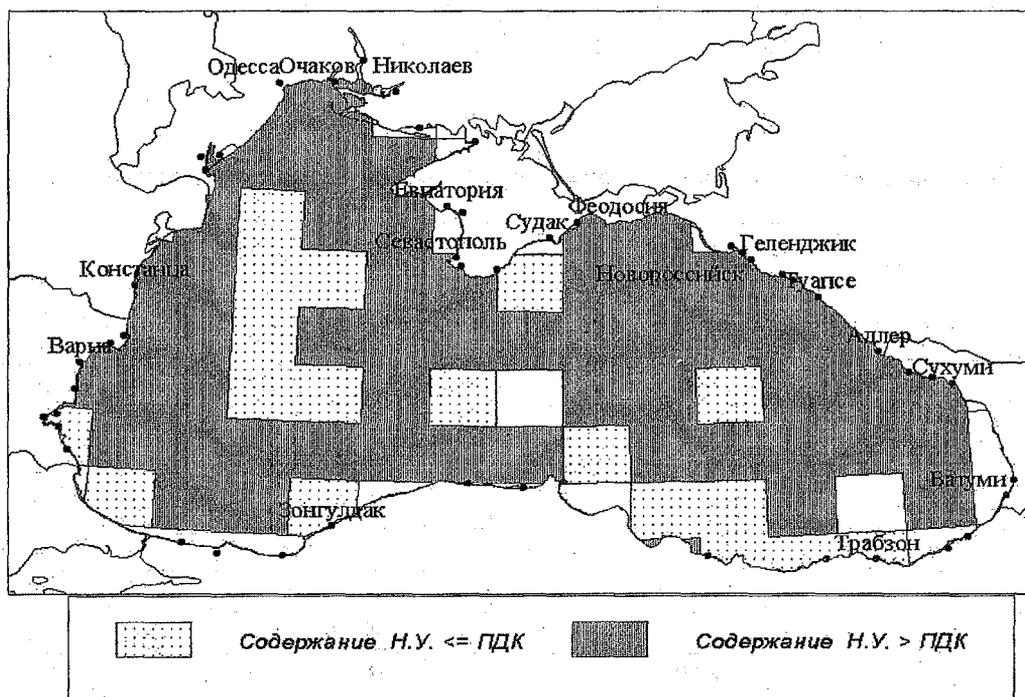


Рис. 1 - Содержание НУ в Черном море. Лето. Поверхность

Воды Черного моря за период 1979-1990 гг. были устойчиво загрязнены нефтяными углеводородами. На больших участках средние сезонные и годовые концентрации НУ превышали ПДК, равную 0,05 мг/л. Изменение концентрации НУ носит сезонный характер: наблюдается её заметное уменьшение от зимы к лету и увеличение от лета к осени, вероятно, в связи интенсивностью деятельности нефтеокисляющих микроорганизмов.

Весной наблюдается практически постоянная концентрация НУ до глубины 200 м. Летом максимум НУ характерен для горизонта 10 м, так как этот горизонт является верхней границей слоя температурного скачка, который аккумулирует нефтяные углеводороды. Поэтому летом средняя концентрация на глубине 10 м больше, чем весной. Осенью характерна приблизительно одинаковая средняя концентрация НУ для слоя 0 - 100 м. Далее с увеличением глубины наблюдается уменьшение концентрации. В осенний и весенний сезоны концентрации НУ приблизительно одинаковы. Для зимы характерны самые высокие концентрации НУ для всех горизонтов, что связано с замедленным протеканием процессов деструкции, в слое 0 - 100 м концентрация НУ практически одинакова, ниже 100 м наблюдается уменьшение содержания НУ.

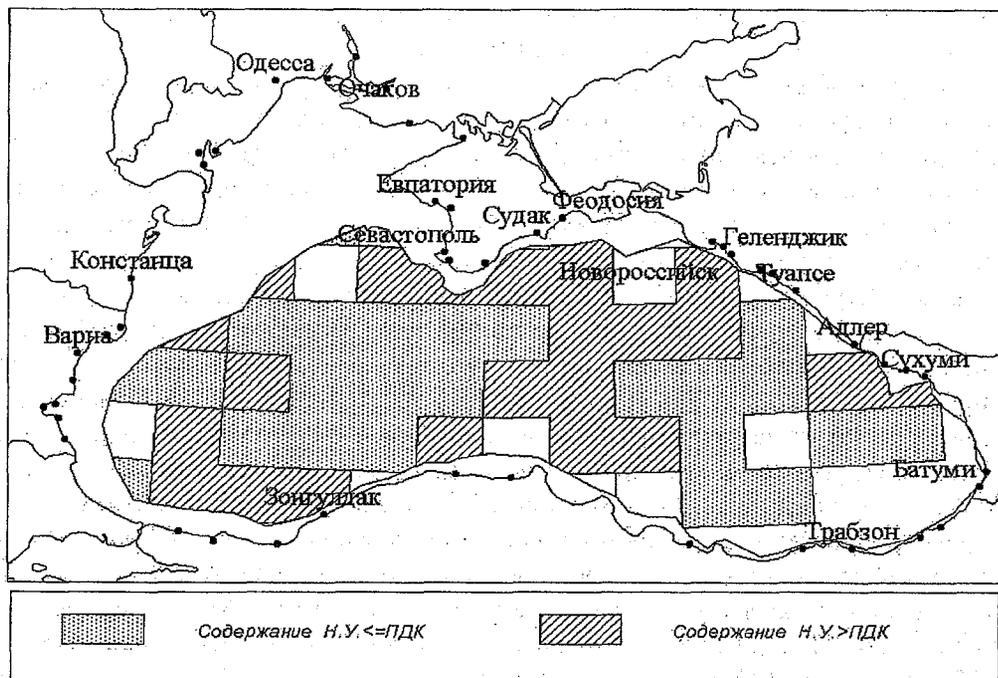


Рис. 2 - Содержание НУ в Черном море. Лето. Глубина 200 м.

Самый высокий индекс загрязнения получен для глубины 100 м в зимний период. Он составляет 0,95. Минимальный индекс загрязнения получен для горизонта 200 м в летний период и равен 0,04. Интегральный индекс загрязнения верхнего продукционного слоя Черного моря НУ составляет 0,64.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дмитриев В.В. Что такое экологическая оценка и как построить интегральный показатель состояния природной или антропогенно-трансформированной экосистемы// Вопросы прикладной экологии. Сб. научных трудов. СПб.: изд. РГТМУ, 2002. 111 с.
2. Макаров В.З. Теория и практика ландшафтно-экологических исследований крупных городов с применением ГИС-технологий. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. СПб, 2001. 44 с.

УДК 556.535.8

А.Л. Троекашин

АНАЛИЗ КАЧЕСТВЕННОГО СОСТОЯНИЯ ВОД РЕЧНОЙ СЕТИ КУРГАНСКОЙ ОБЛАСТИ

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

Курганская область занимает территорию 71,5 тыс. км² и располагается на юге Западно-Сибирской равнины, большей частью в зоне лесостепи.

На севере и северо-западе Курганская область граничит со Свердловской, на западе и юго-западе - с Челябинской областями, на юге и юго-востоке с Костанайской областью республики Казахстан, на востоке и северо-востоке - с Тюменской областью.

Географическое положение области ставит развитие ее водохозяйственного комплекса в зависимость от развития водного хозяйства соседних областей.

Водные ресурсы Курганской области крайне ограничены. Среди других субъектов Уральского федерального округа она занимает последнее место по водообеспеченности. На каждый километр территории приходится лишь 15 тыс. м³ местного и 6,5 тыс. м³ транзитного стока.

По территории области протекают крупные реки: Тобол (протяженность участка реки в пределах области – 441 км), Миасс (250 км), Исеть (284 км), Уй (168 км). Малых рек, длиной до 200 км, в области насчитывается 106, длиной более 200 км – 6.

Гидрография Курганской области представляет собой две контрастирующие зоны. Северо-западные, западные и центральные районы располагаются в бассейнах рек Тобол, Миасс и Исеть. Водообеспеченность данной зоны можно оценить как удовлетворительную. Вторая зона водообеспеченности расположена на территории южных, юго-восточных и восточных районов области. Особенно остро испытывается дефицит воды в восточной части области, приходящейся на Тобол-Ишимское междуречье. Данная зона очень маловодна, т.к. здесь практически отсутствует речная сеть, а многочисленные озера мелководные и в большинстве своем соленые. Питание речной сети Курганской области происходит в основном за счет таяния снегов и выпадения дождей.

Анализ использования водных ресурсов по отраслям экономики показывает, что наиболее водоемкая отрасль – это жилищно-коммунальное хозяйство области (58% общего водопотребления по отраслям экономики). Она же является основным источником сброса сточных вод в водные объекты. Объемы сброса ЖКХ составляют в среднем 85% от общего объема сточных вод, из них: около 93% - недостаточно очищенных, около 1% - нормативно очищенных и 7% - загрязненных без очистки вод. Сточные воды без очистки сбрасывают ЖКХ г. Кургана и г. Куртамыш.

Промышленность потребляет 24% объема используемых водных ресурсов. Предприятиями промышленности Курганской области сбрасывается в речную сеть около 10% объема сточных вод, из них: загрязненных и недостаточно очищенных сточных вод – 57%, нормативно-очищенных – 43%. Основную массу недостаточно очищенных сточных вод составляют стоки предприятий топливно-энергетического комплекса Курганской области. Сброс сточных вод, загрязненных без очистки, осуществляет в р. Черная (приток р. Тобол) предприятие микробиологической промышленности.

По объему водопотребления и водоотведения в речную сеть на третьем месте находится сельское хозяйство. Предприятия сельского хозяйства потребляют около 15% объема используемых водных ресурсов. По объему сброса сточных вод сельское хозяйство существенно уступает промышленности области.

В целом существенного воздействия на изменение гидрохимического состава поверхностных вод экономика Курганской области не оказывает.

На качество воды основных рек области оказывает влияние перенос загрязняющих веществ из соседних областей:

- по р. Тобол - из Костанайской области Республики Казахстан;
- по р.р. Уй, Миасс - из Челябинской области;
- по р. Исеть - из Свердловской области.

Анализ качества вод речной сети Курганской области проводился за пятилетний срок – с 1997 по 2001 г.г. лабораторией Уральского территориального управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, лабораторией Курганского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, аналитической службой ФГУ "СИАК" по Уральскому региону, а также лабораториями предприятий-водопользователей.

В бассейне реки Тобол за рассматриваемый период наблюдается улучшение качества воды в целом по реке Тобол. Наиболее загрязненными наблюдались устьевые участки рек Уй, Убаган и р. Тобол у с. Звериноголовского в 1997, 1998 гг., из них – по р. Убаган наблюдается ухудшение качества воды и в 2000, и в 2001 годах.

По реке Исеть за период 1997-2001 г.г. качество воды существенно не изменилось. Наиболее загрязненным является участок реки Исеть у г. Шадринска в 1997, 1998 г.г.

В р. Миасс за пятилетний период наиболее загрязненной наблюдалась вода в 1999 году. В 2000, 2001г.г. произошло улучшение качества воды.

Ниже приводится характеристика качества воды основных рек за 2001 год.

За 2001год поступление воды по р. Тобол из Костонайской области Республики Казахстан характеризуется превышением ПДК для водных объектов рыбохозяйственного назначения:

- БПК₅, сульфаты, железо (1,3-2,2 ПДК);
- марганец (18 ПДК);
- нефтепродукты (9 ПДК).

В сравнении с 2000 годом увеличилась жесткость, содержание хлоридов, сульфатов, нефтепродуктов, уменьшилось содержание всех форм азота, железа, марганца.

В сравнении с 2000 годом в пограничном створе с Тюменской областью (с. Усть-Суерское) увеличилась жесткость, содержание хлоридов, сульфатов. Уменьшилось содержание азота аммонийного, нефтепродуктов, железа, марганца.

Наиболее загрязненным участком в 2001 году по бассейну р. Тобол является р. Убаган, превышение ПДК отмечено по:

- сухому остатку, азоту аммонийному, хлоридам (1,5-2,1 ПДК);
- нефтепродукты (6,4 ПДК);
- железу (10,4 ДК);
- марганцу (92 ПДК);
- сульфаты, БПК₅ (2,5 ПДК);
- фосфор фосфатов (3,1 ПДК).

Вода в р. Тобол у г. Кургана (выше по течению) характеризуется превышением ПДК по следующим показателям:

- нефтепродукты (2 ПДК);
- цинк (1,9 ПДК);
- марганец (15 ПДК);
- железо (3,9 ПДК).

Контроль за качеством воды р. Тобол ниже г. Кургана осуществляется в створе д. Костоусово. В 2001 году в данном створе качество воды характеризуется превышением ПДК по следующим ингредиентам:

- фосфатам, нитритам (1,7 ПДК);
- нефтепродуктам (3,6 ПДК);
- марганцу (17 ПДК);
- БПК₅ (1,2 ПДК);
- цинку (2 ПДК).

В целом по р. Тобол в пределах Курганской области состояние рек в сравнении с 2000 годом улучшилось. Улучшение качества воды отмечается начиная с 1996 г.

Вода, поступающая по р. Исеть из Свердловской области, у границы Курганской области, в 2001 году характеризуется превышением ПДК по следующим ингредиентам:

- азоту аммония в 1,2 раза;
- азоту нитритов, нефтепродуктам в 4 раза;
- железу в 5,6 раз;
- марганцу в 16 раз;
- БПК₅, фосфору фосфатов в 2,1-2,4 раза;
- меди, цинку в 3 раза.

На протяжении участка реки Исеть в пределах Курганской области качество воды меняется незначительно, что говорит о загрязнении реки в Свердловской области. Ухудшение качества воды в Курганской области по нефтепродуктам, железу наблюдается у г. Шадринска.

На границе с Тюменской областью в створе с. Мостовское качество воды р. Исеть характеризуется превышением ПДК по следующим загрязняющим веществам:

- азоту аммония, азоту нитритов, фосфору фосфатов в 1,3 раза;

- нефтепродуктам, железу в 5 раз;
- марганцу в 23 раза;
- БПК₅, меди, цинку в 2 раза.

Качество воды в р. Миасс, поступающей из Челябинской области в 2001 году в створе с. Косулино характеризуется превышением ПДК по следующим ингредиентам:

- азоту нитритов в 2,2 раза;
- нефтепродуктам в 8,8 раз;
- железу в 3,2 раза;
- меди, цинку в 4-4,6 раза;
- фосфору фосфатов в 1,8 раз;
- марганцу в 15 раз.

Необходимо отметить, что в сравнении с 2000 годом качество воды в этом створе значительно улучшилось: по азоту аммонийному, нитратам и нитритам, содержание нефтепродуктов, железа и цинка уменьшилось в 2-3 раза.

В устьевом участке, при впадении р. Исеть, наблюдается превышение ПДК для водных объектов по следующим показателям:

- сульфатам в 1,2 раза;
- азоту аммония в 1,8 раза;
- нефтепродуктам в 4 раза;
- железу в 8,2 раза;
- цинку в 2,2 раза;
- фосфору фосфатов в 1,7 раз;
- БПК₅ в 2,3 раза;
- марганцу в 23 раза.

Таким образом, можно констатировать изначально неудовлетворительное состояние качества воды, поступающей по рекам Курганской области из соседних областей.

Основным поверхностным источником водоснабжения для центральных и восточных районов области и г. Кургана остается река Тобол. Реки Исеть и Миасс за счет их загрязнения промышленными и хозяйственно-бытовыми стоками Свердловской и Челябинской областей не пригодны для хозяйственно-питьевых нужд.

УДК 556.555.8

*Т.Н. Филатова¹, Н.М. Аршаница¹, В.В. Кузьмин², А.Г. Лобанова¹, М.В. Нечаев¹,
М.Л. Пидгайко¹, Э.А. Румянцева¹, В.Н. Солнцев¹, А.А. Шлапак²*

ИЗМЕНЕНИЕ ГИДРОЛОГО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОЗЕР-ОХЛАДИТЕЛЕЙ КАЛИНИНСКОЙ АЭС ЗА ВРЕМЯ ЕЕ ЭКСПЛУАТАЦИИ

1-Государственный Гидрологический Институт, Санкт-Петербург, Россия

2-Калининская Атомная Станция Филиал Концерна «Росэнергоатом», г. Удомля, Россия

С июля 1984 г. озера Песьво и Удомля (таб. 1) используются как водоемы-охладители КЛНА-ЭС (Рис. 1). Между собой они образуют единую озерную систему со стоком в р. Съезжу, который с 1987 г. зарегулирован. С этого же года первоначальная мощность АЭС возросла вдвое (до 2000 МВт). По интенсивности внешнего водообмена озера относятся к водоемам аккумулятивно-транзитной группы с коэффициентом условного водообмена около 1 [1], т. е. смена водной массы в них происходит приблизительно 1 раз в год. Многолетняя же эксплуатация АЭС обеспечила большую интенсивность внутреннего водообмена, она превышает интенсивность внешнего водо-

обмена приблизительно в 15 раз. В среднем на прохождение всего объема вод через АЭС требуется около 26 суток. Водная масса из слабо подогретой южной части оз. Удомля, перекачивается через АЭС в юго-восточную часть оз. Песьво при циркуляционных расходах 60–120 м³/с и постоянно подогревается в среднем на 6–12 оС. Колебания расходов определяются текущей мощностью станции, работой одного или двух блоков.

Таблица 1

Морфометрические характеристики озер-охладителей КЛнАЭС при НШУ

Озеро	Площадь, км ²	Объем, млн м ³	Глубина, м	
			Средняя	Макс.
Песьво	7.58	32.07	4.2	6,8
Удомля	11.37	117.85	10.4	30,6
Весь водоем	18.95	149.92	7.9	30,6

Тепловая нагрузка на водоем изменяется в достаточно широких пределах, и ранее могла превышать 250 Вт/м², что характеризует сильно нагруженные водохранилища-охладители. В отдельные годы в дневное время по данным детальных термосъемок максимальные значения средней температуры воды поверхностного слоя оз. Песьво могли достигать 30–32 оС, а в оз. Удомля — 27 оС и более. Коэффициент μ , равный отношению средней температуры воды в водоеме к температуре воды в поверхностном слое, в летние месяцы равняется 0.8–0.9.

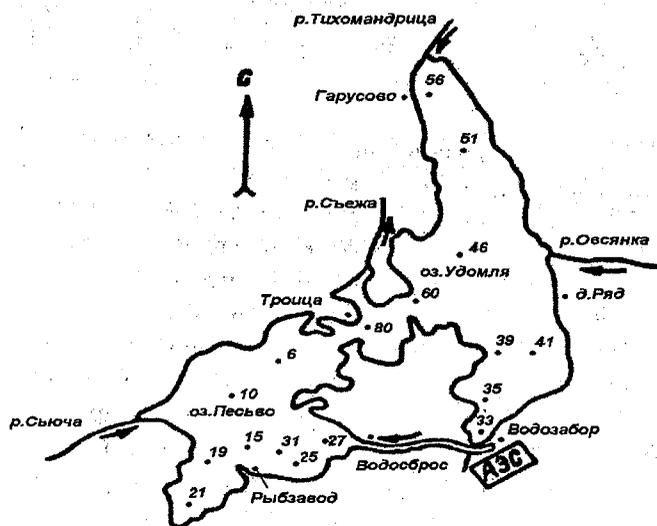


Рис. 1 - Схема озер-охладителей КЛнАЭС. Точки с номерами – пункты отбора проб воды на химические анализы.

В глубоководной части оз. Удомля (рис. 1, пп. 41, 39, 46) сохранилась устойчивая температурная стратификация. Однако слой металимниона располагается на большей глубине по сравнению с естественным состоянием водоема. Некоторое представление о степени подогрева разных частей озер-охладителей, впадающих в них рек и вытекающей из них р. Съежи, а также озер-аналогов (или контрольных водоемов) Наволок и Кезадра можно получить по данным таб. 1. Они рассчитаны по среднемесячным данным водпостов (рис. 1) за 1984–2001 гг. Однако продолжительность использованных рядов различна. Следует заметить, что в контрольном створе (КС),

расположенном на расстоянии 500 м от водосброса, отмечается превышение допустимых норм подогрева как в летнее, так и в зимнее время [1]. Температура воды в р. Съежа, в 500 м ниже гидроузла, характеризующая нижний бьеф, существенно выше, чем в р. Овсянке (таб. 1). Температура воды в последней ниже, чем в вытекающей из оз. Наволок р. Тихомандрице. Водпосты на последних расположены поблизости от устьев.

Таблица 2

Температуры воды (°С) 5, 50 и 95% обеспеченности в прибрежных пунктах озер-охладителей КляАЭС, озерах-аналогах (контрольных водоемах) и реках в июле и октябре

Месяц/ пункт	оз. Песьво, водосброс	оз. Песьво, КС	оз. Песьво, Рыбзавод	в/п Троица, протока	оз. Удомля, в/п Гарусово	оз. Удомля, водозабор	оз. Удомля, д. Ряд	р. Тихомандрица	р. Овсянка	р. Съежа	оз. Наволок, в/п д. Гдомля	оз. Ксапра, в/п д. Устье
5% обеспеченность												
Июль	34,4	33,3	31,2	30,4	37,1	27,0	25,7	25,1	21,1	27,8	25,0	26,5
Октябрь	24,6	24,5	21,9	20,3	13,8	15,2	14,4	7,5	7,0	15,6	7,3	9,8
50% обеспеченность												
Июль	29,0	28,5	25,8	25,2	21,1	22,3	22,0	19,9	17,1	21,9	20,4	19,9
Октябрь	18,2	17,4	15,0	13,9	9,2	10,4	8,7	5,5	5,0	9,6	5,5	7,0
95% обеспеченность												
Июль	23,9	24,1	21,6	21,4	17,2	18,9	18,2	16,5	14,4	18,0	17,2	15,9
Октябрь	12,0	13,1	9,5	8,0	5,3	7,2	4,1	3,8	3,1	4,7	3,8	4,4

Несмотря на четко выраженные в водоеме зоны сильного, умеренного и слабого подогрева, выявленные по материалам детальных термических съемок посредством многомерного статистического анализа, установлено, что аккумуляции тепла в водоеме не отмечается. Начиная с 1985 г. имел место положительный температурный тренд, свидетельствующий о повышении температуры воды в водоеме, с 1987 г. он увеличился за счет пуска 2-го блока АЭС и естественного тренда 1988 г. Начиная с 1989 г. температура воды в озерах-охладителях стабилизировалась. Значения температурных трендов, вызванное увеличением мощности АЭС, в пунктах водосброс, Троица, водозабор, Ряд (рис. 1) различно и лежит в пределах 2–6 оС. При существующей системе водоснабжения КляАЭС и увеличении ее мощности, равно как и при изменении системы водоснабжения АЭС, стабилизация температурного режима может нарушиться.

Основные изменения в водном балансе озер связаны с зарегулированностью стока р. Съежи и дополнительным испарением. Водный баланс озер исследовался по материалам 1984–2001 гг. и сравнивался с водными балансами озер Песьво и Удомля в естественном состоянии (1971–1983 гг.). В расчетах использовался суммарный объем месячного и годового притока в озера Песьво и Удомля. Для его получения были восстановлены многолетние ряды (1881–2000 гг.) среднемесячных и среднегодовых расходов воды на реках, впадающих в озера и р. Съежа. В рассматриваемые годы величина годового притока в озера изменялась от 34.5 до 178.8 млн. м³, а стока в р. Съежу — от 40 до 150 м³/с.

Естественное испарение за рассмотренный отрезок времени наибольших значений 11.2 млн. м³ достигло в аномально жаркий 1999 год. Дополнительное максимальное испарение 17.2 млн. м³ имело место в многоводный 1987 год, что связано с интенсивным функционированием АЭС. При работе АЭС на 2 блока дополнительное испарение с поверхности озер-охладителей увеличивается приблизительно в 2 раза по сравнению с ее работой на один блок (6 млн. м³/год — 1985 г.).

На основании хода абсолютных невязок водных балансов можно допустить, что в апреле 1993 г. в направленности процесса взаимодействия озерных и подземных вод наступил перелом. Начиная с 1977 г. в связи со строительными работами шла подпитка озерных вод подземными, далее процесс изменился на обратный. При этом его интенсивность снизилась примерно в 2 раза и имела порядок 0,20-0,40 м³/с, что также позволяет предположить и возможный сток вод в р. Сьюча при высоких уровнях. В последние годы отмечается существенное (до 10 млн. м³ в год и более) увеличение водозабора артезианских вод на нужды города и вероятная компенсация последних за счет вод озер-охладителей.

С 1991 по 2000 г. увеличился среднегодовой сброс сточных вод поступающих в оз. Песьво от г. Удомля южнее п. 25 (рис. 1) от 600 до 750 тыс. м³. По данным статистического анализа суммарного количества загрязняющих веществ отмечается снижение в сточных водах аммонийного азота, фосфатов, нефтепродуктов и взвешенных веществ. Относительно стабильной можно считать концентрации нитритов, СПАВ и БПК₅. В то же время заметно увеличение в них сухого остатка, концентрации сульфатов, хлоридов и нитратов. Снижение концентраций химических веществ по мере удаления от выпуска сточных вод особенно хорошо прослеживается для фосфатов, всех минеральных форм азота, хлоридов и БПК₅.

Помимо повышения температуры воды в оз. Песьво и Удомля, увеличения скорости водообмена между ними, увеличения испарения с водной поверхности, поступления в водоем хозяйственных и подземных вод с повышенным содержанием железа, влияние на экологическое состояние озер-охладителей оказали дноуглубительные и дамбонасыпные работы, а также организация двух садковых хозяйств, являющихся поставщиками дополнительного количества органического вещества.

Интенсивный водообмен привел к довольно быстрому смешению вод озер, сблизив их химический состав, структуру биоты, усреднив и снизив их биологическую продукцию. Последнее в значительной мере обусловлено уменьшением прозрачности приблизительно в 3 раза. Ранее она была около 3 м в оз. Удомля и 1.6 м в оз. Песьво.

За время эксплуатации АЭС минерализация воды в озерах увеличилась на 10–14% по отношению к фоновым значениям. Колеблются соотношения главных ионов, что приводит к частой смене типа воды, сместился средний уровень рН в щелочную сторону (от 6.5 в 1974 г. до 8.2 в 2001 г.). В озерах-аналогах рН также изменялось, но медленнее. Отмечается постоянное недонасыщение воды O₂, вызванное повышением температуры воды и интенсивно идущими окислительными процессами. Четко выражено увеличение концентрации O₂ в направлении распространения подогретых вод. Состояние окислительно-восстановительной системы оценивается низкими положительными значениями окислительно-восстановительного потенциала E_h (в среднем 200 мВ). Содержание биогенных веществ N и P высокое (эв- и гипертрофного уровня). Однако, по биологическим показателям продуктивность водоема колеблется в рамках среднего (т.е. мезотрофного) уровня. Концентрация растворенного органического вещества ОВ по показателям ПО и БО, по-видимому, имеет тенденцию к снижению. Сапробное загрязнение (по БПК₅/ПО) для основной водной массы — слабое, хотя бывают случаи появления и сильного загрязнения.

Загрязнение воды, грунтов и рыб озер-охладителей токсикантами существенно. Оно оценивалось по разным показателям: бенз-а-пирену (БП), полихлорбиофилилам (ПХБ), хлорорганическим пестицидам (ХОП), гексохлор-циклогексану (ГХЦГ), тяжелым металлам и некоторым другим показателям.

Выявленные в воде величины БП, ПХБ и ХОП не превышают временных нормативов, свидетельствующих об отсутствии опасности для рыб. Содержание металлов в воде кроме стронция и меди в большинстве случаев были в пределах нормы. Во время отдельных съемок, как например, в сентябре 2001 г. (таб. 3) отмечалось превышение ПДК в воде не только для стронция и меди, но и для ртути, а локально также и марганца. До настоящего времени не разработано точных нормативов содержания БП, ПХБ, ХОП, а также металлов в донных отложениях водоемов. Выше кларковых значений отмечается содержание в грунтах ртути и никеля. Суммарное же влияние металлов (содержащихся даже ниже нормы в воде и грунтах) на водные организмы, не может не

сказываться негативно. Особенно это проявляется при длительном воздействии и повышенных температурах воды на рыбах, как наиболее долгоживущих представителях биоты.

Результаты биотестирования проб воды и грунта на дафниях указывают на их слабую зараженность. Тем не менее, даже низкая токсичность воды в хронических опытах приводит к 10–40% смертности дафний. Это еще раз доказывает, что даже небольшие количества токсичных веществ являются фактором, дестабилизирующим экосистему водоема.

Таблица 3

Содержание металлов (мкг/л) в воде озер Песьво, Удомля, Кезадра и Наволок 22–24 сентября 2001 года

озеро	пункт	горизонт	Cu	Hg	Ni	Al	Sr	Mn	V
Песьво	27	пов.	8,4	0,036	1,6	<10	92	1,1	<1,0
	15	пов.	9,1	0,021	1,4	15	93	1,9	<1,0
	10	пов.	9,1	0,032	<1,0	18	93	<1,0	<1,0
	6	пов.	9,5	0,023	1,0	18	93	1,3	<1,0
	25	пов.	3,0	0,035	<1,0	10	30	1,8	<1,0
	31	пов.	9,7	0,031	1,1	32	92	1,1	<1,0
	21	пов.	9,0	0,049	1,4	25	93	<1,0	<1,0
	19	пов.	9,2	0,015	1,2	17	93	<1,0	<1,0
	сред.	пов.	8,4	0,030	1,2	18	85	1,3	<1,0
Удомля	80	пов.	5,2	0,032	2,2	22	91	5,7	<1,0
	60	пов.	5,8	0,029	2,5	78	90	17,0	<1,0
	39	пов.	9,1	0,031	2,8	19	91	5,9	<1,0
	41	пов.	2,5	0,029	3,2	<10	55	1,2	<1,0
		дно	1,0	0,035	<1,0	<10	19	<1,0	<1,0
	35	пов.	5,6	0,045	2,1	24	90	2,9	<1,0
	33	пов.	5,5	0,029	2,1	52	90	6,9	<1,0
		дно	4,9	0,029	2,7	39	90	5,1	<1,0
	46	пов.	4,7	0,019	2,4	30	90	2,5	<1,0
		дно	2,7	0,022	2,7	67	89	170,1	<1,0
51	пов.	4,4	0,023	1,9	23	90	2,4	<1,0	
56	пов.	4,7	0,041	1,8	17	90	4,0	<1,0	
сред.	пов.	5,3	0,031	2,3	31	86	5,4	<1,0	
Кезадра	Кп	пов.	1,3	0,018	<1,0	27	30	7,9	<1,0
		дно	<1,0	0,049	<1,0	27	30	6,1	<1,0
Наволок	Н	пов.	<1,0	0,022	<1,0	60	43	40,1	<1,0
ПДК			1,0	0,001	10	40	1	10	

Согласно химико-аналитическим исследованиям рыб токсиканты ПХБ и ХОП в основном накапливаются в жировой ткани, причем содержание ХОП превышает допустимые нормативы по санитарно-гигиеническим критериям. Содержание же такого опасного токсиканта как ГХЦГ превышает норматив в несколько раз. В мышечной ткани рыб обнаружены все исследованные металлы, в особенности значительно содержание алюминия, никеля, свинца, стронция. В других органах их содержание существенно выше. Эти факты относятся как к свободноживущим рыбам озер-охладителей и их водоемов-аналогов так и к рыбам, выращиваемым в садках. Как правило, последние накапливают меньше токсикантов, что объясняется отсутствием непосредственного контакта с донными отложениями. Наличие токсикантов в рыбах сказывается на состоянии самих рыб, что подтверждается результатами патологоанатомических и патологоморфологических исследований. Визуальные признаки патологии рыб отмечаются у всех вышеназванных рыб. Признаков патологии, характерных для специфических инфекционных болезней не выявлено. Проявления токсикоза в целом могут быть охарактеризованы как повреждения средней тяжести, иногда как легкие повреждения, в отдельных случаях, как опасные повреждения. Садковые рыбы поражаются несколько слабее, чем свободноживущие. Отмеченному процессу также способствует и ухудшение кормовой базы свободноживущих рыб, что, как будет показано ниже, обусловлено снижением биологической продуктивности озер-охладителей.

В изменениях гидробиологического режима озер-охладителей прослеживаются 2 этапа. В первый (1984–1989 гг.) этап опосредованное влияние АЭС выразилось в усреднении особенностей, свойственных каждому из озер в отдельности. Озера из эвтрофного (Песьво) и мезотрофного с чертами олиготрофии (Удомля) превратились в единый мезотрофный водоем. Сблизились весьма разнообразная флора и фауна обоих озер. Исчезли или перестали играть важную роль холодолюбивые озерные виды рыб (налим, ряпушка). Их заменили карповые, окунь, судак. Сообщества приобрели черты теплоустойчивости, но ведущую роль стали играть мелкие формы, свойственные мелководным озерам и прудам в особенности циклопы из р. *Mesocyclops*. Было отмечено временное появление (1 раз) теплолюбивой пресноводной медузы — *Scaspedocusta sowerbii*, в 1986 г. появилась *Dreissena polymorpha*. Почти исчезли крупные брюхоногие моллюски из родов *Anadonta* (*piscinalis*), *Unio* (*pictorum*), *Sphaerium*. Коловратки перестали играть заметную роль в составе зоопланктона. В течение второго этапа (1989–1995 гг.) видовое богатство биоты, особенно фитопланктона, уменьшалось (таб. 4). Произошло резкое снижение биопродукции. Биомасса зоопланктона и фитопланктона значительно снизилась, несмотря на наличие резерва биогенных веществ в воде. Водоем сохранял мезотрофный статус на нижнем уровне (таб. 5). В 1996–2001 гг. намечился переход к новому, третьему, этапу, характеризовавшемуся слабой тенденцией к эвтрофированию, повышению продуктивности сообществ, пока еще в рамках мезотрофии.

Высокий нагрев воды (28–30°C), имеющий место в летнее время в части водоема тяготеющей к устью отводящего канала, неизменно отрицательно сказывается на видовом составе и продуктивности планктонных и донных сообществ этого участка. Кроме синезеленых водорослей, все группы гидробионтов имеют пониженную продукцию. Наибольшее количественное развитие отмечено в зонах умеренного и в меньшей степени слабого подогрева. Непосредственное же отрицательное влияние АЭС сказывается на элиминации гидробионтов при прохождении через АЭС, при котором гибнут или травмируются от 30 до 70% гидробионтов.

Таблица 4

Изменение количества видов флоры и фауны в озерах-охладителях КляАЭС

Сообщество	Год							
	1985	1989	1990	1991	1993	1995	1997	2001
Фитопланктон	152	147	76	56	63	65	20	25
Зоопланктон	42	49	44	40	45	43	На том же уровне	49
Макрозообентос	30	25	36	26	Не установлено			

Таблица 5

Биомасса фитопланктона (мг/л), зоопланктона (г/м³) и мягкого макрозообентоса (г/м²) в центральной части озер Песьво и Удомля в разные годы

Сообщество	Озеро	Год									
		1973	1974	1985	1989	1990	1991	1993	1995	1997	2001
Фитопланктон	Песьво	—	9,7	—	1,27	0,39	0,34	0,79	1,46	0,11	1,18
	Удомля	—	2,62	—	1,20	0,67	0,45	0,73	0,79	0,12	1,16
Зоопланктон	Песьво	3,96	6,31	3,15	3,18	1,21	0,76	0,28	1,35	—	3,20
	Удомля	4,71	2,86	4,65	2,27	1,35	0,86	0,58	0,81	—	1,64
Макрозообентос	Песьво	—	0,49	2,74	1,06	0,96	0,92	2,34	4,05	3,40	2,08
	Удомля	—	1,31	—	—	—	—	4,67	—	—	—
Моллюски	Песьво	—	—	167,9	268,7	243,5	168,1	829,8	327,7	130,6	0,02
	Удомля	—	—	0,04	0,003	0,01	0,03	4,67	—	—	—

Санитарное состояние озер-охладителей в общем удовлетворительное благодаря активному круговороту и деструкции органических веществ, о чем свидетельствуют структура биоты и рассчитанный баланс органического вещества: высокий Р/В-коэффициент, преобладание показателя дыхания над продукцией [3].

Тем не менее, рассмотренные выше, физические, химические, и биологические показатели свидетельствуют, что экосистема озер-охладителей КляАЭС находится в стрессовом состоянии.

Вместе с тем однозначно нельзя констатировать, что основным источником химического загрязнения воды, грунтов и биоты озер-охладителей является АЭС. Подтверждением этому является наличие в меньшей мере тех же токсикантов в контрольных озерах-аналогах, которые не имеют организованных источников загрязнения и не сообщаются с озерами-охладителями. В какой-то мере их поступление, надо полагать, происходит аэрогенным путем.

Озера-охладители, в экосистеме которых отмечаются признаки стрессового состояния, должны быть реанимированы, в особенности если учесть необходимость их дальнейшего использования при увеличении мощности АЭС в ближайшее время за счет пусков 3-го, а далее и 4-го блоков. В зарубежной практике опыт реанимации или очистки загрязненных водоемов имеется. В рассматриваемом случае это могло бы быть осуществлено за счет подпитки озер-охладителей дополнительно поверхностными водами, в особенности с одновременной организацией наливного водохранилища. Насколько известно этот вопрос подготовлен для обсуждения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Исследование течений в озерах-водохранилищах. Т.Н. Филатова, 1972 г., Ленинград, Гидрометеиздат, — 320 с.
2. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). Государственный Комитет СССР по охране природы. Москва, 1991 г. — 34с.
3. Петрова И.В., Пидгайко М.Л., Филатова Т.Н. Баланс органического вещества пелагиали озер-охладителей Калининской АЭС. Гидробиологический журнал. Т. 37, № 8. — с. 31–39.

УДК 504.06

Ю.В. Листратенко, В.В. Дмитриев

РАЗРАБОТКА КОМПЬЮТЕРНОЙ СИСТЕМЫ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД

Санкт-Петербургский государственный университет,
Санкт-Петербург, Россия.

В связи с широким распространением компьютерных технологий большую помощь в решении проблемы качества природных вод может оказать их использование в обучении старшеклассников и студентов. Поэтому нами разработана обучающая интерактивная компьютерная система, которая может быть использована как предметно-методическая основа получения покомпонентных оценок и построения интегрального показателя качества поверхностных вод.

Компьютерная система разработана на основе имеющихся подходов к оценке качества воды (А.А. Былинкиной и С.М. Драчева, А.А. Зенина и Н.В. Белоусовой) с использованием версии языка программирования Turbo Pascal 7.0.

Разработка обучающих систем для оценки состояния и качества поверхностных вод является важной географо-экологической задачей. Под географо-экологической проблемой понимают — сочетания факторов природной среды, обуславливающих ее состояние, важные для здоровья, условий жизни и деятельности человека или сохранения видового разнообразия биосферы. При этом учитываются два подхода к оценке качества среды — антропоцентризм и биоцентризм. В зависимости от назначения оценки качества воды будут использоваться различные термины, регламенты и нормативы: антропоцентризм предопределяет использование санитарно-гигиенических регламентов и норм для выполнения оценки; а биоцентрическая позиция — связана с экологической регламентацией и экологическим нормированием. Проблема оценки состояния в этом случае сводится к обоснованному отбору информативных признаков, нахождению градаций или шкал для

этих признаков и определение алфавитов классов, однозначно отражающих состояние и тенденции развития экосистемы при различных антропогенных нагрузках. В итоге разрабатывается объективная многокритериальная система оценки и выявления типов водных экосистем.

Многокритериальная оценка предполагает необходимость проведения процедуры свертывания информации, что представляет собой целенаправленный процесс, базирующийся на четко сформулированных принципах выбора или конструирования наиболее информативных переменных. Такие оценки представляют собой совокупность параметров, которые сами по себе могут служить оценками качества воды, и отражают методологическую основу оценки состояния и воздействия на природные экосистемы, с помощью построения сводных показателей по совокупности критериев оценивания. Многокритериальная оценка может служить переходом от качественных классификаций и типизации к разработке шкал качества для достаточно большого перечня критериев, характеризующих природные системы и их свойства на различных этапах развития систем.

Обучающая система представляет собой интерактивный диалог между пользователем и ПЭВМ, который включает в себя как обучающие элементы (в виде информации о показателях, ПДК, пределы изменения и др.), так и расчет показателей качества воды, что является результатом работы программы.

Расчет обобщенного индекса проводился на основе классификации загрязненности водных объектов по химическим показателям (А.А. Былинкиной, С.М. Драчеву, А.И. Ицковой). Для его получения были использованы следующие параметры: ИЗВ, индекс сапробности, биотический индекс, растворенный кислород. Эти параметры были выбраны в связи с тем, что они наилучшим образом отражают взаимодействие биоты (через индекс сапробности и биотический индекс) и абиотических факторов (через ИЗВ и растворенный кислород). Каждая из приведенных характеристик может быть в отдельности рассчитана с помощью программных алгоритмов.

На первом этапе разработки системы были обобщены существующие подходы к оценке качества воды. Далее была отобрана система обоснованных критериев состояния биоты и абиотической среды, с использованием которых будет производиться оценка качества воды. При этом нужно стремиться к тому, чтобы каждый из параметров был необходим, а все параметры вместе были достаточны для описания качества рассматриваемой системы. Для каждого признака были выбраны шкалы изменения по классам качества (квалиметрические шкалы), каждый признак должен иметь левую и правую границу значений (минимальное и максимальное значение для определенного уровня загрязненности), что отличает разработанную классификацию от классификации А.А. Былинкиной и других: При этом могут существовать характеристики, увеличение значений которых приводит к улучшению значения качества или состояния экосистемы, а также характеристики, увеличение значений которых приводит к его ухудшению. Одновременно с введением признаков (критериев) оценивания вводятся классы состояния (качества, загрязнения и т.п.). Разработанная классификация ориентирована на шесть классов загрязненности поверхностных вод.

Введем левую и правую границы для всех исходных характеристик качества воды, хотя заметим, что данная процедура не является строго обязательной. При этом необходимо помнить, что в качестве правой границы параметров, характеризующих состояние "чистых вод" (II класс) можно задавать значение ПДК, взятое из справочной литературы.

На втором этапе была проведено нормирование исходных значений: с помощью несложных преобразований избавляемся от размерности исходных характеристик так, чтобы наилучшим условиям по каждому критерию соответствовало значение равное 0, а наихудшим – равное 1 (можно и на оборот). Таким образом, исходные параметры приводятся к единой безразмерной шкале, после чего над их значениями можно производить математические действия с целью получения интегрального показателя качества воды.

На третьем этапе проводится свертка для исходной классификации с учетом нормированных значений и весов для левых и правых границ каждого класса. Выбирается вид интегрального показателя $I(q,p)$. В качестве выражения для интегрального показателя можно предложить линейную свертку показателей вида:
$$I_i = \sum_{i=1} q_i \times p_i,$$

где $i=1, \dots, n$ (n - число критериев оценивания, q_i – нормированное значение параметра, p_i – вес ($0 < p_i < 1$, $\sum p_i = 1$). При использовании этой классификации вводится необходимое условие задания весов (приоритетов), например все параметры по весу равноценны, тогда вес определяется простой формулой $p_i = 1/n$, где n – количество показателей.

В результате выполнения указанных преобразований получена шкала интегрального показателя по классам качества при условии равновесного учета всех параметров оценивания.

Построение обобщенного показателя качества природных вод реализовано в программе Ind.exe. Перед каждым вводом показателя пользователю предлагается информационный блок, о том или ином показателе, индексе. В такой справке приводится определение самого параметра, если необходимо формула для расчета этого параметра, а в случае с растворенным кислородом приводится таблица существующих ПДК. Пользователю необходимо ввести данные в указанных пределах. Если же случайно (или по незнанию) показатель будет введен больше или меньше указанных пределов, то предложение ввести показатель будет выведено на экран снова. После того как показатели введены, программа рассчитывает обобщенный индекс. На экран выводится обобщенный индекс для введенных данных. Далее программой дается заключение об отнесении воды к тому или иному классу качества.

На заключительном этапе, описанный выше подход для определения качества воды, был апробирован на водных объектах Северо-западного региона Российской Федерации. По натурным данным, для реки Луги (пункт наблюдения располагающейся в Ленинградской области, г. Кингисепп), озера Дудергофское и Долгое (пригород Санкт-Петербурга, г. Красное село) и др. Оценить качество воды однозначно при покомпонентной оценке не представляется возможным, так как по двум параметрам вода в реке Луге относится к III классу качества, по одному – ко II, и по одному – находится на границе II и III классов качества. Для озера Дудергофского по двум параметрам вода относится к IV классу, а другие два относятся соответственно ко II и III классу качества. А для озера Долгое – два параметра относятся к III классу качества, а другие два – ко II и III классу. Встречаются еще более сложные ситуации, когда разброс значений отдельных параметров попадает в различные классы качества. Это может быть связано как с несовершенством методической базы, так и с недостаточным опытом исполнителей, осуществляющих геоэкологический мониторинг водных объектов.

По результатам расчетов интегрального показателя качества воды реки Луги и озер Долгое и Дудергофское можно отнести к третьему классу качества. При использовании программы получаем, что обобщенный индекс для вод р. Луги равен 0,37, для вод оз. Дудергофского – 0,37, для вод оз. Долгое – 0,33. Таким образом, по совокупности критериев оценивания воду следует отнести к III классу (для р. Луги и оз. Дудергофское – ближе к правой границе, а для оз. Долгое – ближе к левой границе), так как диапазон изменения интегрального показателя у этого класса 0,26-0,39. Выполненная интегральная оценка качества воды показала, что исследованные водные объекты “умеренно загрязненным” водам.

Использование комплексной системы в учебных целях позволяет овладеть навыками традиционных возможностей оценки качества вод и выполнять интегральные оценки качества. Применение системы для выполнения научно-исследовательских работ обуславливает возможность зонирования акваторий по величинам интегральных показателей качества вод для нужд водопотребления и водопользования.

АЛГОРИТМИЧЕСКАЯ РЕАЛИЗАЦИЯ БОКСОВОЙ МОДЕЛИ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ЦИКЛОВ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЭКОСИСТЕМЕ БЕЛОГО МОРЯ

Российский государственный гидрометеорологический университет,

Санкт-Петербург, Россия

В статье рассматривается алгоритмическая реализация математической модели циклов основных биогеохимических элементов в экологической системе Белого моря. Автором сформулированы основные уравнения, входящие в модель. Представлено разделение Белого моря на боксы для учета пространственной неоднородности экосистемы Белого моря. Разобрана схема решения уравнений модели в каждом боксе с учетом вертикальной неоднородности.

Перед учеными занимающимися математическими аспектами современной экологии, стоит проблема создания математического аппарата адекватно описывающего процессы, протекающие в экосистеме. Первым шагом на пути создания такого аппарата является создание математических моделей различных экосистем. Подробно проблемы математизации экологии, описаны в различных обзорах математических и имитационных моделей таких как (Айзатуллин, Шамардина 1980) и др. Целью данной работы является создания алгоритмической реализации боксовой математической модели биогеохимических циклов биогенных элементов пелагиали Белого моря.

Выбор в качестве объекта исследований Белого моря связан с присущим ему уникальным разнообразием и своеобразием гидробиологического режима, определяющего наличие в разных частях и на разных глубинах этого моря как бореальных, так и арктических, эстуарно-гидрологических флоро-фаунистических комплексов (Бабков, Голиков, 1984).

Любая математическая модель является упрощенным описанием компонентов и процессов, протекающих в экосистеме. Действительное число компонентов экосистемы велико, и учет в модели индивидуально каждой из них практически не только не возможен, но и бесполезен (Айзатуллин, Шамардина 1980). Поэтому чтобы сократить число компонентов модели, а соответственно и ошибки расчетов, будем рассматривать только часть из всего многообразия процессов протекающих в экосистемах. Такую модель можно назвать - моделью биогеохимических циклов биогенных элементов.

Для учета пространственной неоднородности модели в основном применяются три различных подхода. Это создание пространственно однородных (точечных), резервуарных (боксовых), непрерывных (с распределенными параметрами) моделей и комбинированных моделей. Современный уровень развития математических методов в экологии, пока не позволяет создавать трехмерные непрерывные модели экосистем с требуемой степенью точности, поэтому для учета пространственной не однородности экосистемы Белого моря нами рассматривается боксовая модель по горизонтали и с непрерывным распределением по вертикали внутри каждого бокса.

При создании боксовой модели рассматриваемый объем Ω , который разбивается на несколько квазиоднородных боксов, внутри которых вариации в значениях компонентов экосистем считаются не значительными. Для выделения таких боксов нами была проведена процедура районирования акватории Белого моря, используя метод сводного показателя. Схема разделения Белого моря на квазиоднородные боксы подставлена на рис. 1. Нами было выделено четыре основных боксов и пять переходных зон между ними.

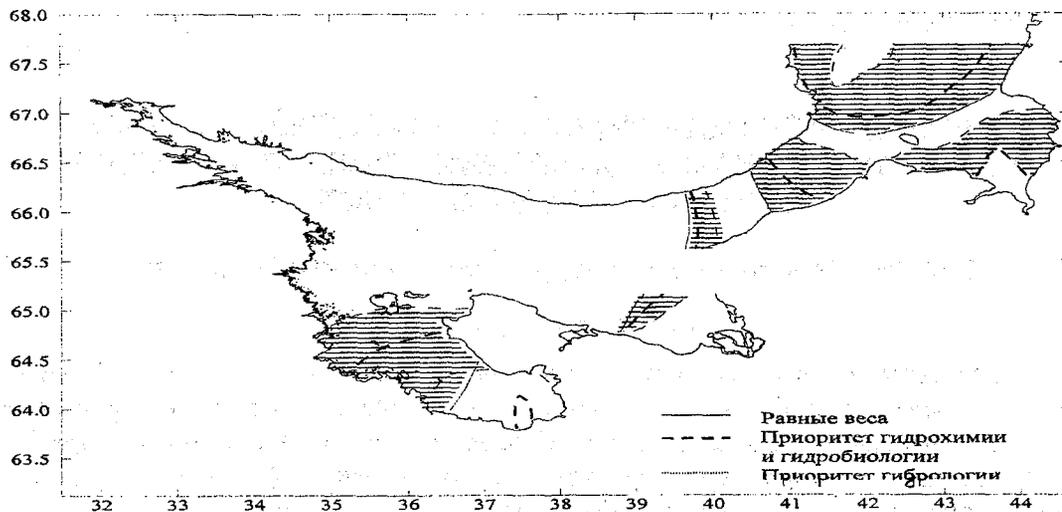


Рис. 1 - Границы квазиоднородных боксов выделенных в Белом море. Не заштрихованные области - основные боксы, заштрихованные переходные зоны между основными боксами, разными линиями показаны различные способы выделения основных боксов

Для Белого моря характерно развитие стратификации водной толщи. И с учетом неоднородного распределения компонентов экосистемы по вертикали, запишем модель для каждого бокса в виде системы уравнений вертикальной диффузии неконсервативных субстанций

$$\frac{\partial a_i}{\partial t} + (w + \omega_i) \frac{\partial a_i}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(A_i \frac{\partial a_i}{\partial z} \right) = \varphi_i(a_1, \dots, a_j, I, \theta, \dots) + f_i(z, t), \text{ где } i = 1, \dots, 14 \quad (1)$$

где: a_i - значение концентрации i -го компонента экосистемы; f_i - функция внешнего источника; φ_i - функциональное выражение, описывающее биологическую и химическую трансформацию компонентов экосистемы; A_i - коэффициент вертикальной турбулентной диффузии субстанции; w - вертикальная составляющая скорости течения; ω_i - скорость гравитационного осаждения субстанции; z - вертикальная координата направленная от поверхности ко дну; t - время; I - освещенность; θ - температура;

Вектор компонентов экосистемы запишем в следующем виде:

$$\vec{a}(a_1, a_2, \dots, a_{14}) = (F, Z, D_C, D_N, D_P, C_C, C_N, C_P, S_{CO_2}, S_{NH_4}, S_{NO_2}, S_{NO_3}, S_{PO_4}, S_{O_2}) \quad (2)$$

Основные компоненты модели описаны в таб. 1.

Первые члены правых частей уравнений (1), отвечающие за неконсервативные трансформации вещества запишем более подробно:

$$\begin{aligned} \varphi_1 &= B_F F - c_F F - r_F F - f_{c_{FZ}} F Z & \varphi_2 &= ufsZ - c_Z Z - r_Z Z \\ \varphi_3 &= \alpha_C c_F F + \alpha_C c_Z Z + \alpha_C (1-u) sfZ - K_1^C D_C - \frac{1}{\alpha_C} f_{c_{DZ}} D_C Z \\ \varphi_4 &= \alpha_N c_F F + \alpha_N c_Z Z + \alpha_N (1-u) sfZ - K_1^C D_N - \frac{1}{\alpha_C} f_{c_{DZ}} D_N Z \\ \varphi_5 &= \alpha_P c_F F + \alpha_P c_Z Z + \alpha_P (1-u) sfZ - K_1^P D_P - \frac{1}{\alpha_P} f_{c_{DZ}} D_P Z \\ \varphi_6 &= K_1^C D_C + \mathcal{E}_{FC} + \mathcal{E}_{ZC} - K_2^C C_C \\ \varphi_7 &= K_1^N D_N + \mathcal{E}_{FN} + \mathcal{E}_{ZN} - K_2^N C_N \\ \varphi_8 &= K_1^P D_P + \mathcal{E}_{FP} + \mathcal{E}_{ZP} - K_2^P C_P \\ \varphi_9 &= K_2^C C_C - \delta_{CO_2} F + T_{FCO_2} + T_{ZCO_2} \\ \varphi_{10} &= K_2^N C_N - \delta_{NH_4} F + \mathcal{E}_{ZNH_4} - K_3^N S_{NH_4} \\ \varphi_{11} &= K_3^N S_{NH_4} - \delta_{NO_2} F - K_4^N S_{NO_2} \\ \varphi_{12} &= K_4^N S_{NO_2} - \delta_{NO_3} F \\ \varphi_{13} &= K_2^P C_P - \delta_{PO_4} F + \mathcal{E}_{ZPO_4} \\ \varphi_{14} &= B_{O_2} F - T_{FO_2} - T_{ZO_2} - M_{O_2} \end{aligned} \quad (3)$$

Условные обозначения приведены в таб. 1.

Таблица 1

Компоненты модели и скорости массообмена

Идентификатор	Смысловое содержание и размерность
Z	Биомасса зоопланктона в мг(C+N+P)/л
F	Биомасса фитопланктона в мг(C+N+P)/л
D_C	Углерод содержащийся в мертвом органическом веществе (углеродсодержащий детрит), мгС/л
D_N	Азот, содержащийся в мертвом органическом веществе (азотсодержащий детрит), мгN/л
D_P	Фосфор содержащийся в мертвом органическом веществе (фосфорсодержащий детрит), мгP/л
C_C	Концентрация растворенного органического углерода, мгС/л
C_N	Концентрация растворенного органического азота, мгN/л
C_P	Концентрация растворенного органического фосфора, мгP/л
S_{CO_2}	Концентрация растворенного в воде CO_2 , мгС/л
S_{NH_4}	Концентрация аммиачного азота мгN/л
S_{NO_2}	Концентрация NO_2 , мгN/л
S_{NO_3}	Концентрация NO_3 , мгN/л
S_{PO_4}	Концентрация минерального фосфора, мгP/л
S_{O_2}	Концентрация растворённого в воде кислорода, MO_2 /л
B_F	Интенсивность валового биосинтеза, 1/сут
c_F	Удельная скорость смертности фитопланктона, 1/сут
r_F	Удельная скорость трат на обмен с окружающей средой фитопланктона, 1/сут
c_Z	Удельная скорость смертности зоопланктона, 1/сут
r_Z	Удельная скорость трат на обмен с окружающей средой зоопланктона, 1/сут
f	Скорость фильтрации пищи зоопланктоном, л/(мг(C+N+P) сут)
s	Суммарная пища зоопланктона, мг(C+N+P)/л
u	Доля усвоенной зоопланктоном пищи
c_{FZ}, c_{DZ}	Коэффициенты доступности пищи для зоопланктона
K_1^C, K_1^N, K_1^P	Удельные скорости деструкции углерода, азото- и фосфорсодержащего детрита соответственно, 1/сут
$\mathcal{E}_{FC}, \mathcal{E}_{FN}, \mathcal{E}_{FP}$	Потоки экскреций фитопланктона в растворенный органический углерод, азот и фосфор соответственно, мгC/(л сут), мгN/(л сут), мгP/(л сут)
$\mathcal{E}_{ZC}, \mathcal{E}_{ZN}, \mathcal{E}_{ZP}$	Потоки экскреций зоопланктона в растворенный органический углерод, азот и фосфор соответственно, мгC/(л сут), мгN/(л сут), мгP/(л сут)

Идентификатор	Смысловое содержание и размерность
K_2^C, K_2^N, K_2^P	Интенсивность минерализации растворенного органического углерода, азота и фосфора соответственно, 1/сут
$T_{FCO_2},$ $T_{ZCO_2}, T_{FO_2}, T_{ZO_2}$	Удельная скорость выделения углекислого газа и кислорода в среду в процессе дыхания планктона, мгС/(л сут), мгО ₂ /(л сут)
$\mathcal{E}_{ZNH_4}, \mathcal{E}_{ZPO_4}$	Потоки выделения в среду минеральных соединений (NH ₄ и PO ₄) в процессе жизнедеятельности зоопланктоном, мгN/(л сут), мгP/(л сут)
$b_{CO_2}, b_{NH_4}, b_{NO_2},$ b_{NO_3}, b_{PO_4}	Интенсивность потребления биогенных веществ фитопланктоном в процессе минерального питания
B_{FO_2}	Удельная скорость поступления в среду O ₂ в процессе биосинтеза фитопланктона, 1/сут
M_{O_2}	Скорость суммарного изъятия кислорода на окисление органического вещества, мгО ₂ /(л сут)
K_3^N, K_4^N	Интенсивность первой и второй стадии нитрификации, 1/сут
$\alpha_C, \alpha_N, \alpha_P$	Доля углерода, азота и фосфора в биомассе планктона

Подробнее описание и формулировка уравнений биохимической трансформации вещества приводится в работах (Дмитриев, 1995; Бухаров, 2002).

граничные условия для системы уравнений (1) можно сформулировать следующим образом. На поверхности жидкости, при $z = 0$, для всех компонентов модели, кроме газов примем однородные условия 2-го рода:

$$\left. \frac{\partial a_i}{\partial z} \right|_{z=0} = 0 \quad (4)$$

Для растворенного в воде кислорода и углекислого газа на поверхности раздела вода – воздух примем неоднородные граничные условия 2-го рода:

$$\begin{aligned} \left. \frac{\partial S_{O_2}}{\partial z} \right|_{z=0} &= \alpha_1 (\beta_1 C_{O_2} P_a - S_{O_2}) \\ \left. \frac{\partial S_{CO_2}}{\partial z} \right|_{z=0} &= \alpha_2 (\beta_2 C_{CO_2} P_a - S_{CO_2}) \end{aligned} \quad (5)$$

где: C_{O_2} и C_{CO_2} - растворимость кислорода и углекислого газа в воде; α_1 и α_2 - эмпирические коэффициенты; β_1 и β_2 - расчетные константы; P_a - атмосферное давление;

На дне, при $z = H$, для всех субстанций примем однородные условия 2-го рода:

$$\left. \frac{\partial a_i}{\partial z} \right|_{z=H} = 0 \quad (6)$$

Системы уравнений (1) можно решить методом расщепления (Марчук, 1989). На каждом промежутке времени $\Delta t = [t_j, t_{j+1}]$ решения системы заменяется решением двух подсистем:

$$\frac{\partial a_i^{j+1/3}}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial z} \left(A_i \frac{\partial a_i^{j+1/3}}{\partial z} \right) + (w + \omega_i) \frac{\partial a_i^{j+1/3}}{\partial z} = f_i(z, t) \quad (7)$$

$$\frac{\partial a_i^{j+2/3}}{\partial t} = \varphi_i(a_1^{j+2/3}, a_2^{j+2/3}, \dots, I, \theta, \dots) \quad (8)$$

$$a^{j+1} = a^{j+2/3}(t_{j+1})$$

Подсистема (7) описывает физико-динамические процессы, протекающие в экосистеме и оказывающие влияние на вертикальное распределение компонентов модели, а подсистема (8) - процессы химико-биологической трансформации субстанций (Дмитриев и др., 1989).

Система обыкновенных дифференциальных уравнений (8) решается при помощи метода Рунге-Кутты.

Структура системы дифференциальных уравнений (7) такова, что каждое уравнение можно решать независимо друг от друга. Пусть a - некая субстанция, рассматриваемая в этой модели, тогда для нее можно записать следующие уравнение:

$$\frac{\partial a}{\partial t} + (w + \omega) \frac{\partial a}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(A \frac{\partial a}{\partial z} \right) = f \quad (9)$$

Для численной реализации уравнения (9) разобьем временной интервал решения задачи на промежутки $\Delta t = [t_j, t_{j+1}]$, где $j = 0, 1, \dots, N$. Запишем уравнение (9) в момент времени t_{j+1} заменяя производную по времени её конечно-разностным аналогом:

$$\frac{a^{j+1} - a^j}{\Delta t} + (w + \omega) \frac{\partial a^{j+1}}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(A \frac{\partial a^{j+1}}{\partial z} \right) = f^{j+1} \quad (10)$$

Теперь распишем конечно-разностные схемы для дискретизации по пространству. Разобьем всю водную толщу на M частей, при этом точка с номером $k = 0$ лежит на водной поверхности ($z = 0$), а точка $-k = M$ на дне ($z = H$). Заменим производные по пространству их конечно-разностными аналогами.

$$\frac{\partial}{\partial z} \left(A \frac{\partial a^{j+1}}{\partial z} \right) = \frac{1}{h^2} (A_{k+1}^h (a_{k+1}^{j+1} - a_k^{j+1}) - A_k^h (a_k^{j+1} - a_{k-1}^{j+1})) \quad \frac{\partial a^{j+1}}{\partial z} = \frac{a_k^{j+1} - a_{k-1}^{j+1}}{h} \quad (11)$$

$$A_k^h = \frac{2A(z_{k-1})A(z_k)}{A(z_{k-1}) + A(z_k)} \quad h = \frac{H}{M}$$

Используя аппроксимацию (11) уравнение (10) можно привести к виду:

$$C_k a_{k-1}^{j+1} - D_k a_k^{j+1} + B_k a_{k+1}^{j+1} = -F_k \quad (12)$$

где коэффициента C_k , B_k , D_k и F_k рассчитываются по следующим формулам:

$$C_k = \frac{A_k^h}{h^2} + \frac{w + \omega}{h} \quad F_k = f^{j+1} + \frac{a_k^j}{\Delta t} \quad (13)$$

$$B_k = \frac{A_{k+1}^h}{h^2} \quad D_k = \frac{1}{\Delta t} + \frac{(A_{k+1}^h + A_k^h)}{h^2} + \frac{w + \omega}{h}$$

Для повышения точности аппроксимации по времени можно использовать схему Кранка-Николсона.

На каждом временном шаге система уравнений (12) решается методом прогонки с учетом значений a^j полученных на предыдущем шаге.

Таким образом, нами сформулирована система дифференциальных уравнений боксовой модели биогеохимических циклов основных биогенных элементов в экосистеме Белого моря и рассмотрена алгоритмическая реализация решения этих моделей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Айзатуллин Т.А., Шамардина И.П. Математическое моделирование континентальных водотоков и водоемов //Общая экология. Биоценология. Гидробиология (Итоги науки и техники ВИНТИ АН СССР). Т5.- М., 1980.- с. 154-228.

2. Бабков А. И., Голиков А. Н. Гидробиокомплексы Белого моря. - Л.: Изд-во Зоол. ин-та АН СССР, 1984. с. 66-94.

3. Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем.- СПб.: Изд. СПбГУ, 1995.-216 с.

4. Бухаров И.В. Математическое моделирование биогеохимических циклов биогенных элементов в водной экосистеме //Вопросы прикладной экологии. Сборник научных трудов.- СПб.: изд. РГГМУ, 2002.- с. 83-90

5. Марчук Г.И. Методы вычислительной математики: Учеб. пособие.- М.: Наука, 1989.- 608 с.

6. Дмитриев В.В., Кулеш В.П., Сергеев Ю.Н. Пространственно-неоднородная модель водной экосистемы Невской губы // Применение методов имитационного моделирования в пресноводной экологии и в рыбохозяйственных исследованиях на внутренних водоемах: Сб. науч. трудов.- Гос-тНИОРХ Росрыбхоза Л. 1989.- с. 115 – 125

СЕКЦИЯ 3

ПРОБЛЕМЫ И ОСОБЕННОСТИ ОРГАНИЗАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА В БОЛЬШИХ ГОРОДАХ И ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОНАХ

УДК 504.78.05

А.Д. Викторов, Д.А. Будранов, Э.Л. Кустова, А.Д. Шишкин

ВИБРАЦИОННАЯ НАГРУЗКА НА ГОРОДСКУЮ СРЕДУ

Российский государственный гидрометеорологический университет,

Санкт-Петербург, Россия

Среди факторов, определяющих экологические проблемы больших городов и промышленных зон, вибрационные нагрузки занимают не последнее место, хотя до недавнего времени оценке их влияния уделялось недостаточное внимание.

Все индустриальные страны сталкиваются с проблемой воздействия вибраций на людей, здания и сооружения. Вибрации признаются сейчас важными факторами экологического риска. Это особенно актуально для индустриальных центров, где существует множество источников вибраций.

Источники вибраций могут быть разделены на внешние и внутренние.

К внешним относятся:

- сейсмическая активность;
- транспорт (метро, железные дороги, большегрузные автомобили);
- индустриальная деятельность;
- ветер.

К внутренним относятся:

- различное оборудование, работающее внутри зданий и сооружений;
- тренажерные залы.

До недавнего времени изучению колебаний, вызванных сейсмической активностью, в "сейсмически безопасных" районах не уделялось достаточного внимания. Однако, как показывают последние исследования [1], продолжительное воздействие относительно небольших сейсмических колебаний (эквивалентных микроземлетрясениям в 1-2 балла) могут приводить к появлению трещин в зданиях, разрушению мостов и других сооружений. В крупных промышленных центрах, к которым относится г. Санкт-Петербург, создается весьма неблагоприятная обстановка, связанная с сейсмическими и вибрационными нагрузками. В городе могут наблюдаться весьма значительные колебания поверхности почвы, которые представляют собой результат суммы естественных микросейсм и колебаний почвы, вызванных техногенными воздействиями. Техногенные сейсмические поля создаются различными источниками, связанными с индустриальной деятельностью человека. В связи с заметно возросшим количеством транспорта и насыщением городской среды машинами и механизмами, создающими вибрации, возникает серьезная опасность разрушения мостов, зданий и сооружений. Основная проблема развития районов, находящихся вблизи от автомагистралей, - это шум и вибрации грунта. Эффект, оказываемый ими, может быть опасным для здоровья людей и безопасности зданий и сооружений. Высокая концентрация транспорта значи-

тельно увеличивает риск несчастных случаев, связанных с воздействием вибраций. Строительные работы, производимые внутри жилых массивов, также могут вызвать опасные вибрации зданий.

Вибрации возникают и вследствие воздействия ветра на здания и сооружения. Частота и уровень вибраций определяются интенсивностью воздействия, конструкцией и состоянием здания и сооружения.

Существует много устройств (машины, механизмы, лифты, сантехническое и другое оборудование, работающее внутри зданий), вибрации которых могут передаваться различным сооружениям, в том числе и конструкциям зданий. Необходимо быть уверенным, что частоты вибраций не совпадают с собственными частотами сооружений. Динамическое усиление, которое возникает, если частоты совпадают, может привести к опасному состоянию здания или сократить срок службы оборудования, находящегося внутри здания. Работа лифтов и даже тренажерных залов могут приводить к возникновению опасных вибраций.

Вибрации могут приводить к нарушению работы чувствительных приборов и устройств, расположенных внутри зданий и сооружений, ухудшению состояния здоровья людей, живущих и работающих в них. Как следствие вибраций больших зданий и сооружений может возникать инфразвук, практически не воспринимаемый ухом, но вызывающий у человека чувство неуверенности, тревоги, резких болей в голове, психологического дискомфорта, нарушения сердечной деятельности и инфарктов. Этот же эффект может порождаться транспортом. Высокие уровни шума и вибраций в производственных помещениях и офисах часто являются причиной проблем с концентрацией внимания. Воздействие вибраций может быть опасным для здоровья людей и вследствие внезапных разрушений зданий и сооружений. С урбанизацией общества и развитием новых технологий прогрессивно возрастает число факторов, которые отрицательно влияют на здоровье человека и продолжительность его жизни /2/.

Особое внимание необходимо уделить оценке и анализу вибраций в историко-архитектурной части Санкт-Петербурга. Разнообразные памятники истории и культуры, к числу которых относятся отдельные объекты культурного наследия, их ансамбли, как и другие компоненты городской среды страдают от негативного воздействия человеческой деятельности. Активное вторжение в историческую часть современной застройки, в том числе повышенной этажности, и насыщение исторического центра административными и деловыми учреждениями, предприятиями торговли и, как следствие, перегруженность транспортными и людскими потоками, приводит к накоплению отрицательных экологических воздействий в среде.

Зависимость культурного наследия от складывающейся экологической ситуации в настоящее время для специалистов очевидна. Антропогенные факторы экологического риска проявляются преимущественно в форме загрязнения воздушного бассейна, вибрации, подтопления территории и других форм нарушения геологической среды. Экологически агрессивная среда ускоряет естественное разрушение памятников вследствие процессов старения. Эта мысль неоднократно звучала во время проведения Межправительственной конференции по политике в области культуры в интересах развития, состоявшейся в Стокгольме (Швеция) весной 1998 г. с участием большинства стран мира, включая Россию. По своей исторической значимости она может быть поставлена в один ряд с Конференцией по окружающей среде и развитию в Рио-де-Жанейро в 1992 г. Как следует из материалов Стокгольмской конференции особо важное место в современных условиях занимает снижение экологического риска культурному наследию. Непременным условием решения этой задачи является формирование и развитие системы экологического мониторинга городской среды.

Вибрационные нагрузки воздействуют на

- конструкции зданий-памятников, расположенных на городских транспортных магистралях;
- памятники промышленной архитектуры, используемые для размещения производства (вибрационные и динамические нагрузки от технического оборудования);
- памятники, вблизи которых осуществляются строительные работы.

Архитекторы и инженеры, возводившие здания не то, что 200 лет назад, но и в начале 20 века, не могли предвидеть многократного увеличения вибрационных нагрузок от большегрузного

транспорта и других источников. Вибрационные нагрузки могут приводить как к постепенному разрушению зданий, так и к внезапному разрушению вследствие возникновения явления резонанса собственных частот здания и колебаний источника вибраций.

Оценка загрязнений акустическим шумом и вибрациями территорий должна являться одним из наиболее важных факторов при проектировании жилых зданий, особенно, при освоении земель вблизи от автомагистралей, метро и железных дорог. Полезно оценить распределение поля вибраций на территории, где предполагается начинать строительство зданий или других сооружений, и учесть эту информацию в начале проектирования здания. Есть много источников вибрации (кондиционеры, сантехническое, вентиляционное и другое оборудование), способных производить сотрясения достаточно ощутимые людьми, живущими в здании. Конструкции проектируемых зданий должны учитывать параметры вибрации, которые могут возникать на территориях застройки.

Обобщая все вышесказанное можно отметить, что воздействие вибраций на городскую среду приводит к

- ухудшению состояния здоровья людей;
- разрушению зданий;
- нарушениям в работе чувствительных устройств внутри здания.

В настоящее время вибрации рассматриваются как важный фактор экологического риска. Система экологического мониторинга должна включать систему по оценке и анализу вибраций зданий, сооружений. На данных анализа специалисты могут идентифицировать источники вибраций, оценить их индивидуальный вклад в уровень общего поля вибраций и выработать решения для исправления ситуации.

Для таких сложных систем, как здание или сооружение, определение собственных и вынужденных частот колебаний расчетным путем невозможно. Это заставляет обращаться к экспериментальным наблюдениям. Экспериментальные наблюдения, полученные при регистрации вибраций сенсорами пространственно-распределенной системы, можно представить в виде многомерных временных рядов $\{Y(x_1, x_2, x_3)\}$, где вектор Y представляет параметры вибрации (вибросмещение, виброскорость и виброускорение, спектр и т.д.) в точках с координатами (x_1, x_2, x_3) . Многомерный временной ряд представляет собой случайное поле - поле вибраций. Статистический анализ поля позволит представить пространственно-временную картину здания, где каждая точка пространства будет характеризоваться вектором параметров вибрации, что позволит определить частотный состав, уровни и направление вибраций, выделить наиболее опасные места в здании, где вибрации могут представлять опасность для людей, либо для целостности здания.

На кафедре "Морские информационные технологии" Российского государственного гидрометеорологического университета разработаны аппаратно-программный комплекс и методики по регистрации и оценке уровня вибраций в зданиях и сооружениях /3/. Использование для регистрации сигналов трехкомпонентных акселерометров позволяет определить не только уровень и частоту, но и направление наиболее опасных колебаний. Аппаратно-программный комплекс состоит из пространственно распределенных сенсоров, устройства ввода и предварительной обработки сигналов, персонального компьютера. Программное обеспечение реализует алгоритмы анализа сигналов во временной и частотной областях с целью оценки параметров вибрации, принятия решения о состоянии исследуемого объекта и отображение результатов на карте или схеме. Комплекс строится по модульному принципу и имеет иерархическую структуру. Такой принцип построения позволяет при необходимости расширять или модернизировать систему путем включения в нее дополнительных блоков на соответствующем уровне и некоторого изменения программного обеспечения. Комплекс может быть интегрирован в существующие системы контроля состояния зданий, мостов и других сооружений.

Работа комплекса основана на обработке информации, получаемой от пространственно-распределенной системы сенсоров, которые регистрируют сигналы вибрации. Многомерная обработка сигналов позволяет оценить поле вибраций, выявить наиболее опасные с точки зрения раз-

рушения элементы сооружения, обнаружить и определить местоположение наиболее опасных источников вибраций.

Для примера на рис. 1 и 2 представлены спектры сигналов вибрации зданий зарегистрированных и обработанных комплексом в районах, характеризующихся низкой транспортной активностью (рис. 1) и вблизи промышленных предприятий (рис. 2). Сравнение спектров показывает, что спектр вибраций здания, расположенного вблизи промышленных предприятий значительно шире, чем в районе с низкой транспортной активностью. Это связано с большим количеством источников вибрации на промышленных предприятиях. Собственные колебания зданий в горизонтальной плоскости (компоненты y и x на рис. 1) расположены в низкочастотной части спектра. Колебания в вертикальной плоскости характеризуются z -компонентой и вызваны, по-видимому, работой оборудования внутри здания. Высокий уровень вибраций здания в горизонтальной плоскости, расположенного в промышленном районе, должен быть предметом повышенного внимания служб эксплуатации.

Частота, Гц.

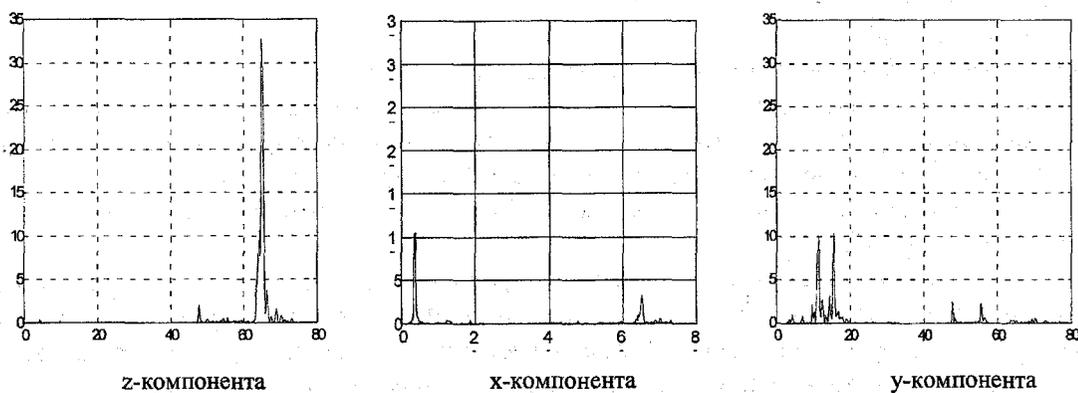


Рис. 1 - Район с низкой транспортной активностью

Частота, Гц

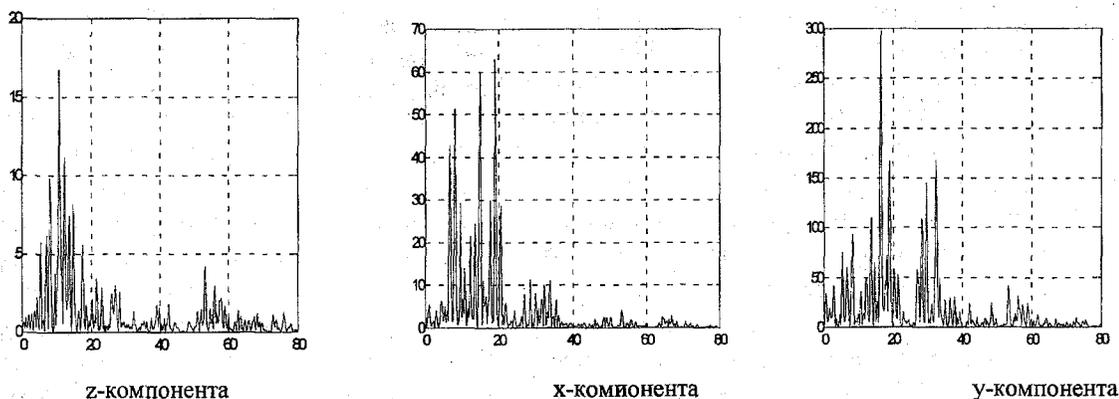


Рис. 2 - Промышленный район

В заключение следует отметить, что с воздействием вибраций связан экологический и социально-экономический ущерб. Особенно остро эта проблема стоит в больших городах и промышленных зонах, где много источников вибраций.

ЛИТЕРАТУРА

1. Jun-Jie Wang and Jing Zhou Aseismic Designs. //IEEE Signal Processing Magazine, March, 1999, v. 16, № 2. 94-100 p.
2. Рагульская М.В. Технология экологического выживания в современном мегаполисе. //Монолит-2002, июнь 2002. – 7-11 с.
3. Викторов А.Д., Будранов Д.А., Кустова Э.Л. Исследование сейсмоакустической нагрузки на городскую среду. // Сборник трудов международной научно-практической конференции. «Экономика, экология и общество России в 21-м столетии». 2001г, СПб, Россия. 974-976 с.

УДК 504.064.36:574

М.М. Горохов, к.ф.-м.н., доцент, А.А. Бас аспирант, А.А. Микрюков, аспирант

ПРОГРАММНЫЙ КОМПЛЕКС ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ПРОМЫШЛЕННЫХ РЕГИОНОВ

Ижевский государственный технический университет, г. Ижевск, Россия

Объектом моделирования являются: распространение вредных веществ в приземном слое атмосферы, выбрасываемых точечными, линейными и площадными источниками (которые имеют различные физические и геометрические параметры) при определенных метеорологических условиях; аэрация промышленной и жилой застройки.

Актуальность темы заключена в необходимости проведения анализа экологической обстановки региона (УР) с целью получения реальной и оперативной информации о влиянии промышленных выбросов на состояние здоровья населения.

Целью работы является создание информационно-аналитической системы экологического мониторинга Удмуртской Республики, предназначенной для расчета и отображения загрязнения приземного слоя атмосферы источниками различных типов.

Методика работы основана на технологии математического и компьютерного моделирования сложных технических систем, геоинформационных технологиях, нормативной документации Госкомгидромета России [1-4], алгоритмах расчета несжимаемых турбулентных течений [5-7].

В состав информационной системы входят: модуль расчета распространения концентраций веществ; модуль расчета параметров течения в зонах жилой или промышленной застройки; справочники метеорологической информации и веществ с указанием класса опасности, источникам загрязнения; топологическая основа городом Удмуртской Республики с размещением на ней источников загрязнения; блок визуализации результатов расчетов.

Информационная система позволяет: редактировать топологическую основу; хранить расчетную информацию в различных форматах (графический файл, слой MapInfo, бестиповый файл); возможность отображения результатов, как в абсолютных величинах мг/м³, так и в долях ПДК; поиск источников загрязнения.

В информационной системе реализовано 7 вариантов проведения расчетов.

1. Расчет распространения концентрации вещества, выбрасываемого одним или несколькими, точечными, линейными или площадными источниками при произвольном (задаваемом) направлении ветра. Входной информацией является: источник или их группа; направление ветра; сила ветра, м/с; температура окружающего воздуха, 0С; формат визуального представления результатов (концентрация в мг/м³ или в долях ПДК). Результатом расчета является цветное градиентное поле концентраций вредного вещества, отображенное на топологической основе, а также следующие рассчитанные параметры источников: максимальное значение приземной концентрации, мг/м³; максимальное значение приземной концентрации, в долях ПДК; максимальное значение приземной концентрации вредного вещества при неблагоприятных метеорологических условиях и скоро-

сти ветра u , отличной от опасной скорости ветра, в мг/м^3 ; максимальное значение приземной концентрации вредного вещества при неблагоприятных метеорологических условиях и скорости ветра u , отличной от опасной скорости ветра, в долях ПДК; расстояние, на котором достигается максимальная концентрация, m ; расстояние, на котором достигается максимальное значение приземной концентрации вредного вещества при неблагоприятных метеорологических условиях и скорости ветра u , отличной от опасной скорости ветра; опасная скорость ветра, м/с ;

2. Расчет концентрации в контрольных точках. Входная информация: источник, или их группа источников; контрольные точки; температура окружающей среды, $^{\circ}\text{C}$; вещество, по которому производится расчет. Результаты: значение максимальной концентрации вредного вещества в каждой расчетной точке в мг/м^3 и долях ПДК; направление и сила ветра, при котором достигается эта концентрация.

3. Расчет в контрольных точках за год. Здесь производится расчет количества дней превышения ПДК того или иного вещества в течение года. Входной информацией является: контрольные точки; расчетное вещество. Результаты представляются в виде таблицы и гистограммы. В таблице указывается количество дней превышения ПДК в течение года для каждой расчетной точки, а на гистограмме отображается та же информация по месяцам.

4. Расчет в контрольной области. Представляет собой расчет не на всей топографической основе, а лишь в выбранной ее части.

5. Расчет санитарно-защитной зоны.

6. Расчет за период времени. В программном комплексе предусмотрен расчет распространения концентрации веществ за длительный период времени с учетом розы ветров. Расчет возможен за месяц, сезон или год. Входной информацией является: источник или их группа; расчетное вещество; временной период (либо любой из месяцев, либо сезон, либо целый год); шаг в градусах перебора направлений ветра при расчете (в соответствии со среднестатистической розой ветров региона); вариант вывода результатов расчетов. В результате строится цветное поле концентраций за указанный период с учетом розы ветров.

7. Определение аэрационного режима зон с жилой и промышленной застройкой. Параметры течения рассчитываются на основании решения уравнений гидромеханики.

В качестве примера рассмотрим расчет параметров течения около одного и нескольких зданий. На рис. 1 представлены линии тока для случая обтекания зданий.

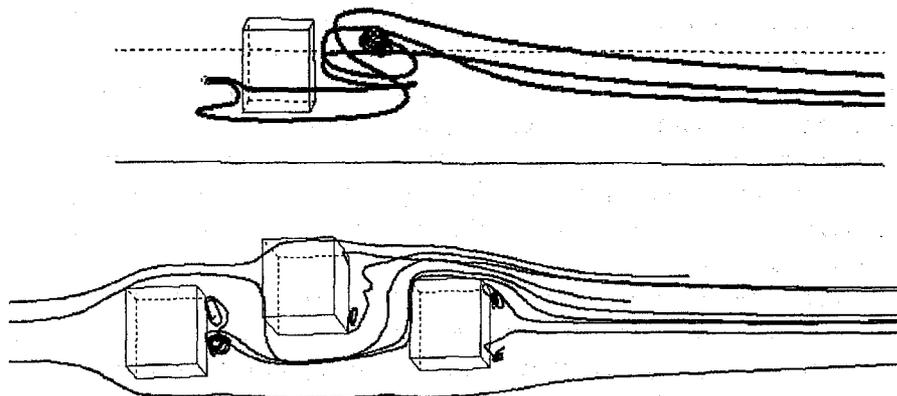


Рис. 1 - Линии тока для случая обтекания зданий.

В заключении следует отметить, что представленный программный комплекс может быть использован в муниципальных организациях и на предприятиях города, занимающихся контролем экологической обстановки в регионе и выработкой программных мероприятий, направленных на ее изменение.

ЛИТЕРАТУРА

1. Герасимов И. П. Научные основы современного мониторинга окружающей среды // Изв. АН СССР. Сер. геофиз., 1975, № 3, с. 13—25.
2. Развитие программного обеспечения воздухоохранной деятельности в Российской Федерации. – Информационный бюллетень ГИС-ассоциации, № 5 (12), 1997.
3. Положение Правительства Удмуртской Республики от 12 мая 1997 г. № 484 “О системе экологического мониторинга на территории Удмуртской Республики”.
4. Общесоюзный нормативный документ Госкомгидромета СССР (ОНД-86): Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. – Л.: Гидрометеиздат, 1987.
5. Горохов М.М., Русяк И.Г., Тенев В.А. Численное исследование обтекания осесимметричных тел при наличии вдува с поверхности // Известия РАН МЖГ, 1996. №4. - 162-166 с.
6. Горохов М.М., Русяк И.Г., Тенев В.А. Численное исследование горения частиц алюминия в двухфазном потоке // РАН Математическое моделирование. Т.9. №5. 1997, - 87-96 с.
7. Горохов М.М., Русяк И.Г. Моделирование эрозионного горения гранулированного топлива // Известия СО РАН ФГВ, 2001. т.37. №3. - 76-82 с.

УДК 551.509.313.43

*В.С. Комаров¹⁾, В.И. Акселевич²⁾, С.Н. Ильин¹⁾,
В.А. Кураков¹⁾, В.В. Курушев³⁾, Ю.Б. Попов¹⁾, А.И. Попова¹⁾*

ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ ПРОГНОЗ МЕЗОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ ПОЛЕЙ НА ОСНОВЕ ДИНАМИКО-СТОХАСТИЧЕСКОГО ПОДХОДА В ЗАДАЧАХ АТМОСФЕРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ОГРАНИЧЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- 1) Института оптики атмосферы (ИОА СО РАН), г. Томск, Россия.
- 2) Российский Государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург.
- 3) Главный гидрометеорологический центр,
Москва, Россия.

ВВЕДЕНИЕ

Среди многочисленных проблем прикладной метеорологии важное место в последние годы стала занимать проблема пространственного прогнозирования мезометеорологических полей (и в первую очередь, полей температуры и ветра) на неосвещенную данными наблюдений территорию. Результаты такого прогнозирования требуются, в частности, для численной оценки процессов загрязнения атмосферы на ограниченной территории (например, большого города или промышленной зоны), осуществляемой для пограничного слоя на основе решения уравнения переноса примеси.

В настоящей работе для решения задачи пространственного прогноза мезомасштабных полей температуры и ветра предлагается оригинальный динамико-стохастический алгоритм, основанный на процедуре комплексирования метода калмановской фильтрации с модифицированным методом группового учета аргументов (ММГУА).

Сразу же отметим, что предложенный комплексный алгоритм существенно дополняет и улучшает алгоритм, полученный ранее на основе лишь одного модифицированного метода группового учета аргументов (см. [1,2]), поскольку в отличие от ММГУА он не требует предварительного получения выборки пространственно-временных наблюдений (хотя и малого объема) и позволяет проводить пространственный прогноз метеорологических полей не только в моменты поступления измерений, но и внутри интервала наблюдений в стандартные (синоптические) сроки. При этом важной особенностью комплексного алгоритма является различная схема его реализации в зависимости от числа наблюдений. При числе наблюдений $N < h+1$ (где h - число взятых высотных уровней, включая приземный уровень) процедура пространственного прогноза осуществляется на основе одного метода калмановской фильтрации, базирующегося на использовании упрощенной динамико-стохастической модели. В то же время, при числе наблюдений $N = h+1$, прогноз проводится уже по иному алгоритму: вначале с помощью метода калмановской фильтрации осуществляется экстраполяция приземных значений взятой метеорологической величины в заданную точку пространства по данным измерений окружающих станций, а затем с помощью ММГУА и на основе ряда аэрологических наблюдений ближайшей (к точке прогноза) станции с общим объемом $N = h$ проводится в точке прогноза и в заданный момент времени восстановление той же метеовеличины на всех взятых уровнях атмосферы.

Ниже дается описание предложенного алгоритма и рассмотрены результаты оценки его качества по данным многолетних аэрологических наблюдений локальной сети станций.

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ И ОПИСАНИЕ АЛГОРИТМОВ ЕЕ РЕШЕНИЯ

Задача пространственной экстраполяции централизованного метеорологического поля ξ заключается в оценке его значений в точке пространства с координатами (x_p, y_p, z_p) , где измерения отсутствуют, на основе данных наблюдений ξ_i в точках с координатами (x_i, y_i, z_i) ($i = 1, 2, \dots, p-1$) и некоторой математической модели, описывающей изменения поля ξ в пространстве и времени. Предлагаемый комплексный алгоритм, предполагает одновременное использование ММГУА и метода калмановской фильтрации, отличающихся видом пространственно - временных моделей и процедурой расчетов. Кратко рассмотрим основные особенности используемых алгоритмов.

а) Модифицированный метод группового учета аргументов (ММГУА).

Модифицированный метод группового учета аргументов, согласно [1,2], является методом структурно - параметрической идентификации, который позволяет на основе ограниченной по объему априорной информации синтезировать прогнозирующие модели в условиях частичной или полной неопределенности наших знаний о структуре моделируемого процесса и свойствах шумов в исходных данных. В алгоритме ММГУА в качестве базисных функций берутся смешанные разностные динамико-стохастические модели

$$\xi_{h,N+1} = \sum_{\tau=1}^{N^*} A_{h,\tau} \xi_{h,N+1-\tau} + \sum_{j=0}^{h-1} B_{h,j} \xi_{j,N+1} + \varepsilon_{h,N+1}, \quad (1)$$

$$h = \bar{h} + 1, \bar{h} + 2, \dots, h_{max}.$$

(здесь N^* - порядок запаздывания по времени ($N^* = [N - h - 1]/2$); $A_{h,1}, \dots, A_{h,N^*}$ и $B_{h,0}, \dots, B_{h,h-1}$ - неизвестные параметры модели; $\varepsilon_{h,N+1}$ - невязка модели), а в качестве исходных данных-пространственно-временные наблюдения за значениями централизованного поля ξ в точке i , вида:

$$\{\xi_{h,t}, h = 0, 1, \dots, h_{max} \quad t = 1, \dots, N\},$$

$$\{\xi_{h,t}, h = 0, 1, \dots, \bar{h} \leq h_{max}; t = N+1\}. \quad (2)$$

В выражениях (1) и (2) h – высота; h_{max} – максимальная высота наблюдений; t – время наблюдений; N – длина выборки.

Для определения наилучшей прогнозирующей модели вида (1) и успешного на ее основе прогноза (восстановления) вертикальной структуры поля ξ в точке i используются все исходные пространственно-временные наблюдения (2), которые предварительно разбиваются на две отдельные выборки, а именно на обучающую выборку $n1$ (она содержит все наблюдения до момента времени $t = N - 1$ включительно) и контрольную выборку $n2$, содержащую наблюдения только в момент времени $t = N$. Кроме того, для нахождения наилучшей прогнозирующей модели используются два специальных метода:

1) метод направленного группового перебора для оптимизации структуры модели с двух-этапной селекцией моделей, осуществляемой с помощью таких критериев селекции, как:

– финальная ошибка прогнозирования (X. Акаике)

$$FRE = \frac{(N - N^* - 1) + s}{(N - N^* - 1) - s} RSS(s), \quad (3)$$

где $RSS(s) = \sum_{j=1}^{N-N^*-1} [\xi_{h,N-j} - \hat{\xi}_{h,N-j}(s)]^2$, – остаточная сумма квадратов для $\hat{\xi}_{h,N-j}(s)$ текущей модели, содержащей s ненулевых оценок параметров;

– среднеквадратическая ошибка прогноза на контрольной выборке, т.е. выборке $n2$:

$$|\xi_{h,N} - \hat{\xi}_{h,N}(s)| \rightarrow \min, \quad (4)$$

где минимум берется по всем N^*+h структурам, каждой из которых соответствует своя модель $\hat{\xi}_{h,N}(s)$;

2) метод минимаксного оценивания (ММО), используемый для получения оценок параметров прогнозирующей модели Θ , которая позволяет гарантировать качество соответствующего прогноза, оцениваемое с помощью выражения

$$M | M(\xi_{h,N+1}) - \hat{\xi}_{h,N+1} | \leq \delta_{h,N+1} \quad (h = \bar{h} + 1, \dots, h_k), \quad (5)$$

где $M(\cdot)$ – оператор математического ожидания, производящий осреднение по всевозможным реализациям ошибок наблюдений; $\hat{\xi}_{h,N+1}$ и $\delta_{h,N+1}$ – минимаксные оценки, зависящие от дисперсии ошибок наблюдений и от априорной информации о максимально допустимых погрешностях прогноза.

Подробное описание алгоритма ММГУА дается в работах [1,2].

б) Метод фильтрации Калмана.

Для постановки задачи пространственного прогноза в терминах калмановской фильтрации, изменяющиеся в пространстве и времени метеорологические величины были представлены в виде следующей динамической системы [3]:

$$\begin{cases} X_i(k+1) = X_n(k) \cdot (1 - \beta \cdot \Delta r_{ni}) \cdot (1 - \alpha \cdot \Delta t) + \omega_i(k); \\ X_n(k+1) = X_n(k) \cdot (1 - \alpha \cdot \Delta t) + \omega_n(k), \end{cases} \quad (6)$$

где $X(k+1) = [X_1(k+1), X_2(k+1), X_3(k+1), \dots, X_n(k+1)]^T$ – вектор состояния, элементами которого являются значения однородного центрированного поля ξ в точках с координатами x_i и y_i ($i = 1, 2, \dots, n$) в момент времени $k+1$ (причем $X_n(k+1)$ – значение метеовеличины в точке (x_n, y_n) , недоступной для измерений);

$\Delta r_i = [(x_n - x_i)^2 + (y_n - y_i)^2]^{-1/2}$ – расстояние между прогнозируемой точкой с координатами (x_n, y_n) и i -ыми точками ($i = 1, 2, \dots, n-1$);

Δt – интервал дискретизации по времени;

$k = 0, 1, 2, \dots, K$ – текущее время с интервалом дискретизации Δt ($t_k = k\Delta t$);

$\Omega(k) = [\omega_1(k), \omega_2(k), \omega_3(k), \dots, \omega_n(k)]^T$ – вектор-столбец шумов состояния.

Система разностных уравнений (6) задана в предположении, что временные и пространственные корреляционные функции искомого метеопараметра ξ в области мезомасштаба могут быть аппроксимированы (с малой погрешностью) экспоненциальными выражениями вида:

$$\mu\xi(\tau) = \exp(-\alpha\tau); \quad (7)$$

$$\mu\xi(\rho) = \exp(-\beta\rho), \quad (8)$$

где $\alpha = 1/\tau_0$ – коэффициент, обратно пропорциональный радиусу временной корреляции τ_0 ; $\beta = 1/\rho_0$ – коэффициент, обратно пропорциональный радиусу пространственной корреляции ρ_0 . Кроме того, специфика мезомасштаба позволяет применить метод расщепления и осуществить оценку метеорологических величин для каждого высотного уровня с использованием своего фильтра Калмана, причем каждый фильтр будет обрабатывать измерения, полученные для заданного высотного уровня на всех аэрологических станциях. Совокупность этих измерений, полученных синхронно в момент времени k описывается системой уравнений наблюдений вида

$$Y_i(k) = X_i(k) + \varepsilon_i(k); \quad (9)$$

где $Y_i(k) = \xi_i(k) - \bar{\xi}(k)$, – центрированное значение поля в i -ой точке (здесь $\xi_i(k)$ и $\bar{\xi}(k)$ – измеренное в i -ой точке и среднее полигонное значения метеопараметра соответственно уровне h в момент времени k), $\varepsilon_i(k)$ – ошибки измерений ($i=1, 2, \dots, n-1$).

На основе уравнений (6) и (9) и аппарата калмановской фильтрации и синтезируются алгоритмы оценивания вектора состояний X_n в момент времени $k+1$ (подробнее см. [3]).

3) Оценка качества алгоритма пространственного прогноза

Для оценки качества комплексного алгоритма при его использовании в задаче пространственного прогноза мезомасштабных полей температуры и ветра были использованы пятилетние двухсрочные (0 и 12 ч. по Гринвичу) наблюдения пяти аэрологических станций: Варшава (52°11' с.ш., 20°58' в.д.), Жаунас (54°53' с.ш., 23°53' в.д.), Брест (52°07' с.ш., 23°41' в.д.), Минск (53°11' с.ш., 27°32' в.д.) и Львов (49°49' с.ш., 23°57' в.д.), представляющих типичный мезометеорологический полигон. При этом в качестве контрольной станции, куда осуществляется пространственный прогноз, была использована станция Варшава, расположенная на расстоянии 185 км от ближайшей станции Брест, имеющей данные аэрологических наблюдений.

Поскольку пространственный прогноз рассматривается в работе применительно к оценке распространения облака загрязнения, то нами, согласно [4], были взяты не сами измерения температуры и ветра на отдельных уровнях, а их средние в слое значения

$$\langle \xi \rangle_{h_0, h} = \frac{1}{h - h_0} \int_{h_0}^h \xi(z) dz \quad (10)$$

где символ $\langle \cdot \rangle$ обозначает процедуру осреднения вертикали в некотором слое атмосферы $h-h_0$

(здесь h_0 и h – высота нижней и верхней границ слоя, причем h_0 соответствует уровню земной поверхности), ξ – значение метеорологической величины.

В таблице 1 приводятся результаты статистической оценки качества пространственного прогноза, проведенного с помощью комплексного алгоритма, из которой следует, что комплексный алгоритм дает по точности результаты в 1,3 -1,8 раза лучше, чем метод оптимальной экстраполяции, нашедший широкое применение в практике объективного анализа метеорологических полей.

Таблица 1

Среднеквадратические (δ) и относительные (θ ,%) погрешности пространственного прогноза средних в слое значений метеорологических величин до расстояния 185 км, проведенного на основе комплексного (1) и метода оптимальной экстраполяции (2)

км	Зима				Лето			
	δ		θ		δ		θ	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Температура (°C)								
0-0,2	1,9	2,4	32	40	1,8	2,4	37	49
0-0,4	1,9	2,4	33	41	1,8	2,4	39	52
0-0,8	1,9	2,4	36	45	1,7	2,4	39	56
0-1,2	1,9	2,5	39	51	1,7	2,4	42	60
0-1,6	1,8	2,5	38	53	1,6	2,4	42	63
0-2,0	1,8	2,6	39	57	1,5	2,5	40	68
Зональная составляющая скорости ветра (м/с)								
0-0,2	2,1	3,2	54	82	1,8	2,8	45	70
0-0,4	2,3	3,3	49	70	2,0	2,8	43	61
0-0,8	2,4	3,3	45	62	2,1	2,8	40	54
0-1,2	2,4	3,2	43	57	2,1	2,8	40	53
0-1,6	2,4	3,2	41	55	2,1	2,7	40	51
0-2,0	2,4	3,2	41	54	2,1	2,7	40	51
Меридиональная составляющая скорости ветра (м/с)								
0-0,2	2,3	3,3	60	87	1,7	3,0	48	86
0-0,4	2,5	3,5	59	83	1,8	3,1	45	77
0-0,8	2,7	3,6	57	76	1,9	3,1	43	70
0-1,2	2,8	3,7	55	72	1,9	3,1	44	72
0-1,6	2,9	3,8	54	70	1,8	3,0	43	71
0-2,0	2,9	3,8	52	68	1,8	2,9	43	69

ЛИТЕРАТУРА

1. Комаров В.С. Статистика в приложении к задачам прикладной метеорологии. Томск; Издательство СО РАН, 1997, 256 с.
2. Комаров В.С., Креминский А.В., Попов Ю.Б. Модифицированный метод группового учета аргументов и опыт его применения в задачах трехмерной пространственной экстраполяции мезо-метеорологических полей. Метеорология и гидрология. 1999. №8. 37–45 р.
3. Комаров В.С., Попов Ю.Б. Оценивание и прогнозирование параметров состояния атмосферы с помощью алгоритма фильтра Калмана. Часть 1. Методические основы // Оптика атмосферы и океана. 2001. Т. 14, №4. 255–259 с.
4. Брюхань Ф.Ф. Методы климатической обработки и анализа аэрологической информации. М.: Гидрометеиздат, 1983, 112 с.

ОЦЕНОЧНЫЕ КРИТЕРИИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ОТХОДОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

1 - Российской государственный гидрометеорологический университет,

2 - Санкт-Петербургский Научный центр РАН, Санкт-Петербург, Россия

Воздействие отходов на окружающую среду становится одной из самых острых проблем. Она особенно актуальна для Ленинградской области, где наблюдается и будет продолжаться интенсивное хозяйственное развитие, которое сопровождается ростом образования отходов. В связи с этим нужна эффективная система обращения с отходами, а также критерии их воздействия на природные объекты.

It is the problem of determination effect of waste upon environment that has become one the most pressing. This problem is especially actual for Leningrad region where intensive economic progress takes place new and waste increase occurs. In this connection it needs both effective waste elimination system and new criterions for waste impact upon environment assessment.

Представляется, что в качестве основных критериев эффективности системы обращения с отходами целесообразно выбрать два рода показателей:

- во-первых, величины, оценивающие нагрузку на окружающую среду (экологический критерий),
- во-вторых, значение удельной стоимости обращения с отходами, т.е. стоимости сбора, транспортировки и обезвреживания определенного количества отходов (экономический критерий).

Экологических критериев должно быть не менее двух: один (А) оценивает отходы как источник загрязнения атмосферного воздуха, другой (В) – поверхностных и подземных вод. В необходимых случаях может также использоваться третий критерий (С), характеризующий площадь земель, выведенных отходами из нормального использования.

ОЦЕНОЧНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ А ПРИ НОРМАЛЬНОЙ ЭКСПЛУАТАЦИИ ПОЛИГОНА

Как известно, в толще свалочных масс происходят биохимические процессы разложения органических веществ, сопровождающиеся образованием газовых выделений. В анаэробных условиях конечными продуктами этих процессов являются метан, аммиак, сероводород, а также летучие амины и меркаптаны [1]. Из верхних слоев отходов, куда проникает кислород воздуха, в атмосферу выделяются, главным образом, оксиды и диоксиды углерода и азота, диоксид серы. Свалочный биогаз представляет собой смесь этих выделений.

При оценке воздействия выделений отходов на атмосферу обычно учитывают только эмиссию токсичных газов (аммиак, сероводород, хлорорганические соединения, угарный газ, оксид азота), не придавая особого значения мелким твердым частицам, которые уносятся воздушными потоками с поверхности свалочных масс. Однако учёт пыления свалок особенно важен, т.к. пыль содержит в своем составе весьма опасные вещества, сорбированные на поверхности пылевых частиц. Такие токсиканты либо попадают на полигоны вместе со свалочными массами, либо образуются в их толще при разложении отходов.

Оценочный показатель A_n при нормальной эксплуатации полигона можно выразить формулой (1), где M_i – количество выделяющегося в атмосферу вредного вещества, C_i – его среднесуточная ПДК, а n – число учитываемых вредных веществ. В оптимальном варианте достаточен учет шести веществ: пыль, NH_3 , H_2S , хлорорганические соединения (в сумме), NO_2 , CO :

$$A_n = \sum M_i / C_i \quad (1)$$

Имея в виду, что климатические условия на всех полигонах и свалках в Северо-Западном регионе примерно одни и те же, а усредненный за год состав ТБО примерно одинаков для всех расположенных здесь полигонов и свалок и меняется он от года к году достаточно медленно, допустимо полагать, что процесс выделения вредных веществ происходит на всех крупных скоплениях ТБО с одинаковой интенсивностью. Тогда вместо показателя A_n можно использовать в качестве оценочного показателя общую массу твердых бытовых отходов (ОМЗ ТБО), захороненных на территории региона:

$$A_n \sim TBO_{\text{з}} = P_{\text{об}} - P_{\text{пр}}, \quad (2)$$

где: $TBO_{\text{з}}$ – общая масса захороненных твердых бытовых отходов, $P_{\text{об}}$ – общее количество ТБО, образовавшееся за последние 30 лет, $P_{\text{пр}}$ – количество ТБО, промышленно переработанных за последние 30 лет для получения полезной продукции или энергии (т.е. не попавших на свалку).

Срок 30 лет принят в связи с тем, что, согласно официальным источникам [2,3], полигоны для приёма ТБО в климатических условиях Северо-Западного региона России эксплуатируются не менее 30 лет.

ОЦЕНОЧНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ А ПРИ ВОЗНИКНОВЕНИИ ЧРЕЗВЫЧАЙНОЙ СИТУАЦИИ

В случае возгорания полигона или свалки состав выделяющихся газов резко изменяется. Сгорание органических веществ при недостатке кислорода приводит к образованию канцерогенных полиароматических углеводородов (ПАУ). Отходы поливинилхлорида (ПВХ), сгорая, образуют разнообразные по составу и строению ядовитые продукты вплоть до полихлорированных бифенилов (ПХБ) и диоксиноподобных соединений (ДПС), что делает дымовые выделения горящего полигона ТБО чрезвычайно опасными и для человека, и для природной среды. Поэтому среди факторов риска горящего полигона ТБО неоспоримо преобладают выделения большой группы высокотоксичных веществ, а величина самого риска возрастает на несколько порядков.

Оценочный показатель $A_{\text{ч}}$ при возникновении чрезвычайных ситуаций выражается формулой (3), где M_i – количество выделяющегося в атмосферу вредного вещества, C_i – его среднесуточная ПДК, а n – число учитываемых вредных веществ. При определении $A_{\text{ч}}$ необходимо учитывать, прежде всего, количества выделяющихся ПАУ, ПХБ, ДПС и полихлоруксусных кислот.

$$A_{\text{ч}} = \sum M_i / C_i \quad (3)$$

Однако определить сколько-нибудь точно количество супертоксикантов, образовавшихся при горении свалки, практически невозможно. Имея в виду, что усредненный за год состав ТБО примерно одинаков для всех полигонов и свалок региона, меняется он от года к году достаточно медленно, влажность свалочных масс в их толще изменяется в зависимости от сезона мало и, следовательно, процессы горения отходов и выделения вредных веществ будут происходить на всех крупных скоплениях ТБО с одинаковой интенсивностью, показатель $A_{\text{ч}}$ можно считать пропорциональным массе твердых бытовых отходов, сгоревших при пожаре полигона (ТБО_{сг.}). Поэтому массу ТБО_{сг.} можно использовать в качестве эквивалента оценочного показателя. Однако абсолютное значение массы сгоревших ТБО должно при этом быть умножено на коэффициент K , величина которого определяется как отношение величин предельно допустимой концентрации для самых опасных веществ, выделяемых полигоном в условиях нормальной эксплуатации, к величине фактора эквивалентной токсичности для ДПС - самых опасных токсикантов, выделяющиеся во время горения свалки. Это соотношение дает величину $K = 109$. Таким образом, получаем выражение (4):

$$A_{\text{ч}} \sim TBO_{\text{сг.}} \cdot 109, \quad (4)$$

где ТБО_{сг.} - масса ТБО, сгоревших при пожаре полигона.

ОЦЕНОЧНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПРИРОДНЫЕ ВОДЫ

При оценке воздействия отходов на поверхностные и подземные воды нужно учитывать возможность попадания в природные воды фильтрата, выделяющегося из свалочных масс. Биохимическое разложение органических отходов приводит к появлению в фильтрате веществ-комплексообразователей, которые способствуют переходу «тяжелых» металлов в растворимое состояние [4]. Учету подлежат как объем просочившегося фильтрата V , так и его степень его загрязненности. Последняя может быть оценена по четырем следующим показателям:

– по отношению значений ХПК фильтрата к среднему значению ХПК для вод фильтрованного городского поверхностного стока (40,7 мг/л) :

$$ПК1 = ХПК/40,7; \quad (5)$$

– по отношению значений БПК-5 фильтрата к среднему значению БПК-5 для вод городского поверхностного стока (26 мг/л) :

$$ПК2 = БПК/26 \quad (6)$$

– по сумме отношений: $S1 = \sum С/ПДК$ для химических элементов I и II классов опасности (ртуть, кадмий, свинец, хром и др.), содержащихся в фильтрате;

– по сумме отношений $S2 = \sum С/ПДК$ для химических элементов III класса опасности (марганец, медь, цинк и др.), содержащихся в фильтрате.

Таким образом, получаем:

$$B = (ПК1 + ПК2 + S1 + S2) \cdot V. \quad (7)$$

Имея в виду, что климатические условия на всех полигонах и свалках на Северо-Западе России одни и те же, усредненный за год состав ТБО, образуемых в регионе, примерно одинаков для всех полигонов и свалок, меняется он от года к году достаточно медленно и, следовательно, процесс выделения вредных веществ с фильтратами происходит на всех крупных скоплениях ТБО с одинаковой интенсивностью, вместо показателя B , вычисленного по формуле (7), можно использовать в качестве оценочного показателя общую массу захороненных твердых бытовых отходов.

КРИТЕРИЙ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИЙ ПЛОЩАДЬ ЗЕМЕЛЬ, ВЫВЕДЕННЫХ ОТХОДАМИ ИЗ НОРМАЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

Для функционирующих полигонов и свалок этот критерий (C) равен площади, выведенной отходами из хозяйственного оборота, т.е. территории полигона или свалки, взятой с учетом размеров площади существующей санитарно-защитной зоны, а также площади, занятой подъездными путями.

Для полигонов и свалок, выведенных из эксплуатации, но не рекультивированных, можно принять, что площадь территории, занятой ими и поэтому выведенной из нормального хозяйственного использования, равняется удвоенной площади занятой ими территории. При удвоении учитывается то обстоятельство, что площадь санитарно-защитной зоны либо равна площади самого полигона, либо превосходит её.

Срок интенсивного выделения биогаза из недр полигона или свалки после их рекультивации составляет не менее 50 лет. В течение этого срока территория бывшей свалки может служить лишь для ограниченного применения. Хотя её пригодность к хозяйственному использованию будет возрастать со временем, территорию полигона или свалки приходится считать выведенной из нормального хозяйственного использования не менее, чем на 80 лет, куда входят 30 лет эксплуа-

тации (средний срок использования территории для приёма отходов) и 50 лет послеэксплуатационной реабилитации территории.

Из соображений, приведённых выше, следует, что в качестве оценочного показателя негативного воздействия ТБО на окружающую среду можно принять либо количество отходов, захороненных на его территории, либо площадь, занятую полигонами и свалками. Поскольку в настоящее время количество захораниваемых отходов постоянно увеличивается, их негативное воздействие на окружающую среду усиливается.

Оценочный показатель экономической эффективности системы обращения с отходами.

Такой показатель должен учитывать расходы на сбор, вывоз, сортировку и обезвреживание отходов. Очевидно, что эти расходы тем больше, чем больше отходов образуется, однако расходы будут снижаться при улучшении организации обращения с отходами. Выделение и реализация вторичного сырья, энергетических ресурсов и продукции, изготовленной из отходов, позволяет получить некоторую прибыль и уменьшить количество отходов, требующих дальнейшего размещения. Снижение уровня загрязнения окружающей среды при эффективном обезвреживании отходов приводит к улучшению условий жизни населения, улучшает его здоровье, работоспособность и, как следствие, повышает производительность труда. Частично эта прибыль реализуется в виде повышения стоимости городских земель, которые не загрязнены отходами и продуктами их естественного разложения. Это обстоятельство также следует учесть в оценочном показателе, как показано в приведенной ниже формуле (8):

$$Q_{\text{общ.}} = q_1 + q_2 + q_3 + q_4 - q_5 - q_6 - q_7 \quad (8)$$

где $Q_{\text{общ.}}$ – общая стоимость обращения с отходами,

q_1 – затраты на сбор отходов,

q_2 – затраты на вывоз отходов,

q_3 – затраты на сортировку отходов,

q_4 – затраты на обезвреживание отходов,

q_5 – прибыль от реализации вторичного сырья, энергетических ресурсов и продукции, изготовленной из отходов,

q_6 – прибыль от повышения стоимости городских земель, прилегающих к свалкам;

q_7 – прибыль от улучшения условий жизни населения, снижения заболеваемости и повышения за счет этого производительности труда.

Удаление и обезвреживание отходов по определению не может быть прибыльной отраслью хозяйства. Однако чем больше величины q_5 и q_6 , тем менее затратно обращение с отходами. Что же касается величины q_7 , то хотя ее сейчас трудно измерить сколько-нибудь точно, значение этой величины нельзя недооценивать, т.к. в конечном счёте именно ради нее и осуществляются все процессы, направленные на удаление и переработку отходов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Biochemische Technologie. В.1. Fischer-Verlag, Iena. 1991.
2. Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Петербурге за 1980-1999 годы. СПб. 2000.
3. Экологическая обстановка в Санкт-Петербурге и Ленинградской области в 2000 году. СПб. 2001.
4. Скорик Ю.И., Кириллова Н.И. Механизм влияния бытовых отходов на природную среду. // Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. СПб., РГГМУ, 1999. с.122.

О СОГЛАСОВАННОСТИ ГЕОФИЗИЧЕСКИХ И ПАЛЕОНТОЛОГИЧЕСКИХ ДАННЫХ ОБ ЭВОЛЮЦИИ ЗЕМЛИ

СЗУГМС,

Санкт-Петербург, Россия

Вопрос о характере эволюции Земли в ходе геологической истории оценивается неоднозначно разными исследователями и в целом остается открытым, хотя его история продолжается уже в течение более ста лет [1-5]. Расхождения в данном вопросе связаны главным образом с интерпретацией геофизических, палеонтологических и других данных наблюдений и появлением различных гипотез о возможном изменении объема планеты (расширение, пульсации и т. д.).

Гипотеза расширения Земли, в принципе, позволяет разрешить противоречия, с которыми сталкиваются как фиксистские, так и мобилистские концепции тектонического развития Земли, но слабым местом этой гипотезы является отсутствие однозначного ответа на вопрос о причинах расширения. Вместе с тем имеются некоторые основания (см. Приложение) полагать, что если расширение планеты и другие глобальные эволюционные эффекты действительно имеют место, то их причины носят нелокальный характер, а могут быть связаны с космологической эволюцией. В контексте данной работы гипотеза расширения Земли используется как рабочая гипотеза с целью предварительной оценки того, насколько геофизические явления, трактуемые некоторыми исследователями [1] в пользу расширения Земли, согласуются количественно между собой.

В качестве метода такой оценки предлагается использовать представление о действии на характеристики планеты некоторого единого дискретного оператора (оператора космологической эволюции S), собственные функции которого налагают на различные характеристики планеты внешние (космологические) эволюционные изменения. При таком подходе собственные функции оператора S могут быть выявлены эмпирически из анализа данных наблюдений за изменениями различных характеристик планеты. Предварительные теоретические обоснования возможного вида оператора космологической эволюции приводятся в Приложении к настоящей работе.

Одно из геофизических явлений, на которое может оказывать ощутимое влияние оператор S - замедление угловой скорости вращения Земли. Обычно, эффект замедления вращения Земли связывается, исключительно, с не сохранением момента импульса планеты за счет приливного трения в системе Земля-Луна, что было достаточно точно оценено количественно Ньюкомом по историческим данным об изменении фаз Луны [6]. Если N - порядковый номер года, то продолжительность года в сутках определяется соотношением $n = 365 + 6.14 \cdot 10^{-8} N$ (аддитивная постоянная опущена как несущественная). Однако имеются свидетельства того, что продолжительность года фактически изменялась быстрее.

Информацию об этом дает подсчет количества межгодовых ребер роста ископаемых кораллов [7-9], приведенный в таблице 1. Различия палеонтологических данных об ископаемых кораллах с формулой Ньюкома существенны, и если формула Ньюкома верна, они могут быть связаны только с согласованным изменением угловых скоростей системы Земля-Луна. Следовательно, причина различия имеет далеко нелокальный характер. Предположим, что она связана с космологической эволюцией, то есть с действием на физические характеристики небесных тел оператора S .

Таблица 1

Количество межгодовых ребер роста ископаемых кораллов и продолжительность года

№	Метод	Возраст кораллов (млн.лет)	Количество ребер		Продолжительность года (сутки)		
			Наблюдение	Аппроксимация	По Ньюкому	Космологический эффект	Сумма
1	Уэллс (1937)	500	412	412	396	23	419
2	Скраттон (1965)	370-385	400	397-399	388-389	16-17	404-406
3	Скраттон (1965)	285-310	385-390	388-391	382-384	13-14	395-398
4	Бовэ и Шевалье (1980)	220-230	380	381-384	378-379	10-12	388-391
5	Уэллс (1937)	0	360	358	365	0	365

Можно ожидать, что продолжительность года n в ходе космологической эволюции изменится обратно пропорционально $\sqrt{1-2H_0N}$ (см. Приложение), и приведенные в таблице 1 данные о количестве межгодовых ребер роста ископаемых кораллов описываются функцией вида:

$$n = \frac{n_0}{\sqrt{1-2H_0N}} + 6.14 \times 10^8 N,$$

где H_0 - размерная постоянная

Первый член отражает эффект космологической эволюции, второй - не сохранение импульса в системе Земля-Луна. При этом параметр H_0 должен быть равен постоянной Хаббла [10].

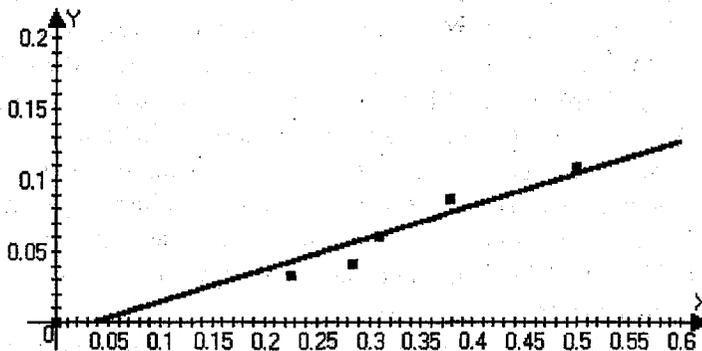


Рис. 1 - Результаты линейной аппроксимации данных подсчета межгодовых ребер ископаемых кораллов

Обработка данных таблице 1 выполнялась следующим образом. Функция $n(N)$ линеаризовалась заменой переменной, выражающейся для дискретных точек в виде

$$y_i = 1 - \left(\frac{n_0}{n_i - 61.4N_i} \right)^2$$

где N_i - время в млрд. лет.

После выполнения линейной регрессии данных подсчета межгодовых ребер ископаемых кораллов получена зависимость вида $y = 0.225N - 0.0087$ со стандартным отклонением 0.010, при-

веденная на рис 1. Отклонения носят случайный характер. Коэффициент аппроксимации 0.225 равен удвоенному значению постоянной Хаббла, выраженной в размерности 1/год

$$(1 \text{ год} = 3.15 \times 10^7 \text{ с}, \quad 1 \frac{\text{км/с}}{\text{Мпк}} = 3.24 \times 10^{-20} \text{ с}^{-1}).$$

Обработка данных таблице 1 дает для параметра расширения (постоянной Хаббла) значение $H_0 = 110 \text{ км/с/ Мпк}$ и обнаруживает систематическую погрешность данных подсчета количества межгодовых ребер по отношению к фактической продолжительности года, равную 7-ми суткам (учтена в таблице).

Другой след космологической эволюции связан с возможным изменением со временем линейных размеров Земли. В начале 70-х годов исследования по палеомагнетизму показали, что местоположения палеомагнитного полюса, найденные по намагниченности горных пород в разных местах планеты, отличаются от современного местоположения полюса, причем, чем больше возраст пород, тем больше отклонение палеомагнитного полюса от современного [1]. Это явление указывает на возможное изменение радиуса планеты со временем, в результате которого поверхность Земли растягивалась и намагниченные породы постепенно удалялись от магнитного полюса планеты. Если известен полярный угол отклонения намагниченных пород от магнитного полюса α , то радиус планеты в момент, когда породы, находящиеся сегодня на магнитном полюсе, и ранее намагниченные породы мысленно сходятся в одной точке определяется как: $R = R_0 \cos(\alpha/2)$. Некоторые палеомагнитные данные и соответствующие оценки радиуса Земли приведены в таблице 2.

Можно привести также оценки о размерах планеты в прошлом с еще большим масштабом времени, сделанные Р.Дэрнли по результатам исследования докембрийских складчатых поясов и приведенные в книге У. Кэри [1]. Из оценок Р. Дэрнли следует, что 650 млн. лет назад радиус Земли составлял 6000 км, а 2750 млн. лет назад – 4400 км. Кроме того, если предположить, что современные материки действительно представляют собой осколки некогда цельной коры планеты, сформировавшейся в архейскую эру, которые донесли до нашего времени информацию о размерах Земли в эпоху формирования гранитов, то соотношение общих площадей, занимаемых морями и океанами, представляется как природное «записывающее устройство» космологической эволюции, и современная относительная площадь материков, равная 0.29, является надежной оценкой размеров Земли приблизительно 3.8 млрд. лет назад - возраст самых древних континентальных пород. С этой точки зрения Тихий океан представляет собой наиболее древнее океаническое образование на Земле, начало формирования которого можно отнести также к возрасту самых древних пород на континентах, равного 3.8 млрд. лет. Если убрать эффекты экваториального кручения, то форма Тихого океана оказывается круглой [1] с полярным угловым размером (угол раскрытия) около 130° . Таким образом, начальный радиус Земли, оцененный по формуле $R = R_0 \cos(\alpha/2)$, должен был составлять 2700 км.

В таблице 2 приведены сводные геофизические и палеомагнитные данные об изменении относительного радиуса Земли. Можно ожидать, что эти далеко неполные оценочные данные отражают зависимость от времени вида $R = R_0 \sqrt{1 - 2H_0 N}$ (см. Приложение) и дают возможность определить еще одну собственную функцию оператора космологической эволюции.

Изменение линейных размеров Земли по геофизическим данным

№	Способ оценки	Параметр оценки	Время млн. лет	Значение параметра оценки	Относительный радиус Земли		Примечания
					Оценка	Аппроксимация	
1	Отклонение местоположения намагниченных пород от магнитного полюса Земли	Полярный угол отклонения (град)	1	1.5	0.9999	0.9999	Отметка времени относится к середине соответствующей эры геохронологической таблицы
			3.5	3.5	0.9995	0.9993	
			14.5	6	0.9986	0.9984	
			84	12	0.9945	0.9894	
			176	16	0.9903	0.9822	
			226	20	0.9848	0.9771	
265	25	0.9763	0.9732				
2	Исследование докембрийских складчатых поясов		650	-	0.9355	0.9327	
			2750	-	0.6875	0.6708	
3	Соотношение общих размеров материков и Мирового океана на Земле	Относительная площадь материковой коры	3800	0.29	0.5385	0.4900	Отметка времени отнесена к возрасту древнейших материковых пород
4	Размеры Тихого океана	Полярный угол раскрытия океана (град)	3800	130	0.4226	0.4900	

Стандартный анализ сводных данных с использованием безразмерной переменной $y = 1 - (r/r_0)^2$, линеаризующей указанную зависимость для радиуса Земли, дает линейную аппроксимацию данных таблицы вида $y = 0.202x - 0.0065$ со стандартным отклонением 0.024. Коэффициент 0.202 определяет постоянную Хаббла, которая получается равной $H_0 = 98 \text{ км/с Мпк}$. Сводные данные о размерах планеты по геофизическим данным и соответствующая аппроксимация приведены на рис. 2.

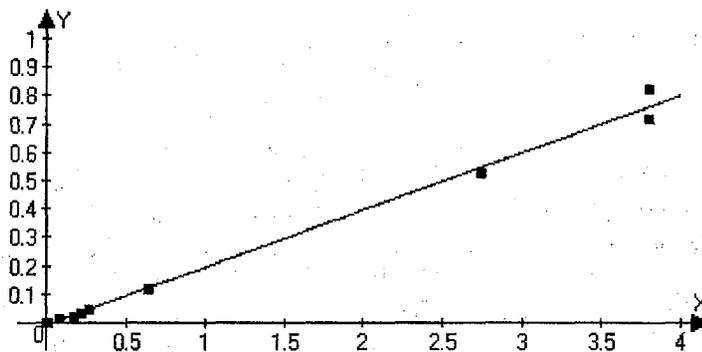


Рис. 2 - Результаты линейной аппроксимации данных о линейных размерах Земли.

Среднее значение постоянной Хаббла по двум рассмотренным группам данных составляет 104 км/с/Мпк , что практически совпадает со сделанной в Приложении оценкой постоянной Хаббла на основе максимального возраста метеоритов как самых древних современных объектов (105 км/с/Мпк).

Сопоставляя полученные результаты с результатами оценок, сделанными на основе изучения динамики астрономических систем (110 км/с/Мпк) [10, 11], а также со сводными данными о параметре расширения, полученными на основе оптических методов астрономии (95 км/с/Мпк) [12], можно убедиться, что геофизические и палеонтологические способы оценки постоянной

Хаббла, основанные на предположении о действии на физические величины оператора S , не противоречат астрономическим методам. Привлеченные для анализа данные совершенно разнородны и независимы, и тот факт, что они не только согласуются между собой, но также согласуются с результатами полученными в другой области знаний – астрономии, представляется аргументом в пользу существования оператора космологической эволюции.

Выполненный анализ геофизических, палеонтологических и палеомагнитных данных носит лишь предварительный, оценочный характер. Необходимы детальные исследования заинтересованных специалистов в рассмотренном в данной работе направлении с привлечением различных данных, которыми располагают в настоящее время науки о Земле.

Согласно классической теории нестационарной Вселенной, при параметре ускорения равном единице решения уравнений гравитационного поля Вселенной имеют вид [13-14]:

$$H = \frac{c}{a}, \quad \rho = \frac{3H^2}{4\pi G}, \quad q = \frac{aa''}{(a')^2} = 1$$

где $H = a'/a$ - параметр расширения Вселенной (постоянная Хаббла), c – скорость света, ρ - средняя плотность вещества во Вселенной, G - гравитационная постоянная, q - параметр ускорения.

Данные решения имеют одну интересную особенность, выражающуюся в том, что между параметрами Вселенной и их производными существует простая однородная связь. Так радиус кривизны пространства, его первая и вторая производные по времени связаны между собой соотношениями вида:

$$a' = Ha, \quad a'' = -\frac{(a')^2 q}{a} = -Ha',$$

откуда непосредственно следует уравнение для параметра расширения:

$$H' = -2H \cdot H$$

Скорость света и ее производная связаны между собой аналогичным образом:

$$c = Ha = a', \quad c' = a'' = -Hc,$$

Производную плотности вещества ρ можно также записать в виде

$$\rho' = -4H\rho.$$

Приведенные соотношения наводят на мысль, что радиус кривизны пространства a , его производная по времени a' , параметр расширения H , скорость света c и плотность вещества вселенной ρ , т.е. основные параметры вселенной, представляются как собственные функции оператора $S = H^{-1} d/dt$ с собственными значениями $s = 1, -1, -2, -1, -4$, соответственно, т.е.:

$$c = \frac{c_0}{\sqrt{1+2H_0 t}}, \quad a = a_0 \sqrt{1+2H_0 t}, \quad H = \frac{H_0}{1+2H_0 t}, \quad \rho = \frac{\rho_0}{(1+2H_0 t)^2},$$

где c_0, H_0, a_0, ρ_0 - современные значения скорости света, параметра расширения, радиуса кривизны пространства и плотности вещества Вселенной. При таком виде функциональных зависимостей от времени для наблюдаемых характеристик Вселенной решения уравнений гравитационного поля при параметре ускорения $q = 1$ оказываются инвариантными относительно преобразований во времени и сводятся к соотношению между наблюдаемыми характеристиками при $t = 0$ в любой момент времени t :

$$H_0 = \frac{c_0}{a_0}, \quad \rho_0 = \frac{3H_0^2}{4\pi G}$$

Современные значения наблюдаемых характеристик Вселенной оказываются для данных динамических условий ($q = 1$) фундаментальными физическими постоянными. Действие оператора космологической эволюции S не изменяет отношения наблюдаемых параметров вселенной c, H, a, p . Иными словами, как для наблюдателя в глубоком прошлом, так и для наблюдателя, находящегося от нас на расстояниях в миллионы мегапарсек, Вселенная одинакова — и ее динамические свойства не меняются.

Эволюция в таком случае не может быть связана с динамическими факторами, следовательно, природа оператора S может быть только релятивистской, так как она заложена в основы общей теории относительности, на которой построена классическая теория гравитации. Это дает основание утверждать, что эволюция вселенной в данном частном случае является чисто релятивистским эффектом для современного наблюдателя.

Необходимо отметить, что наряду с известными релятивистскими эффектами, проявляющимися в пространстве, такими как замедление времени при движении материального объекта в пространстве относительно наблюдателя или искривление пространства гравитационным полем, данный релятивистский эффект специфический — он связан только с перемещением наблюдателя во времени.

Более того, естественно предположить, что если оператор S воздействует на динамические характеристики наблюдаемой Вселенной, то временной релятивистский фактор должен воздействовать точно также на все наблюдаемые физические величины. Иными словами, все наблюдаемые физические величины должны быть собственными функциями оператора S , имеющего дискретный спектр собственных значений: $s = 0, \pm 1, \pm 2, \dots$. Заметим в связи с этим предположением, что оператор S вносит естественным образом, через физические величины, во все физические уравнения необратимость во времени.

Вид собственных функций оператора космологической эволюции S приводит к достаточно очевидному выводу о существовании временного горизонта для наблюдателя:

$$T = -\frac{1}{2H_0}.$$

Существование временного горизонта означает, что мы не можем наблюдать объекты старше T . Этот вывод дает в руки, возможно, наиболее точный физический способ определения постоянной Хаббла. Он заключается в том, что необходимо найти из того, что попадает в руки, самый древний материал, точно определить его возраст t_{\max} , пользуясь соответствующими методами анализа вещества, и вычислить постоянную Хаббла, приравняв t_{\max} и T . Наиболее древним из известных сегодня материалов является метеоритное вещество, возраст которого составляет 4.55 млрд. лет [15]. Для постоянной Хаббла указанный способ дает значение 105 км/с/Мпк.

Рассмотренная особенность данного частного решения уравнений гравитационного поля Вселенной дает для этого решения теоретические и эмпирические преимущества с точки зрения решения проблемы выбора модели Вселенной. Как известно, в настоящее время не удастся измерить астрономическими методами точные значения средней плотности вещества Вселенной и параметра ее расширения. Маловероятно, чтобы только этот путь привел к надежному результату, так как во Вселенной достаточно много невидимого вещества и всегда будут оставаться сомнения — все ли вещество идентифицировано и учтено [16]? Вместе с тем, если модель Вселенной с параметром ускорения равным единице адекватна реальности, то можно ожидать, что оператор S проявляет себя в физических явлениях локального пространственного масштаба и геологического масштаба времени, в том числе, на Земле. В этом отношении геофизика может, с одной стороны, оказать неоценимую помощь космологии, астрофизике и астрономии, а с другой стороны, укрепить собственные теоретические основы.

ЛИТЕРАТУРА

1. У. Кэри. В поисках закономерностей развития Земли и Вселенной. – М., Мир. – 1991, с. 169-173.
2. Милановский Е.Е. Некоторые закономерности тектонического развития и вулканизма Земли в фанерозое (проблемы пульсаций и расширения Земли)// Геотектоника, N 6 - 1978.. - с. 3-15.
3. Милановский Е.Е. Пульсации Земли// Геотектоника, N 5. - 1995. - С. 3-24.
4. Сорохтин О.Г., Ушаков А.Д. Глобальная эволюция Земли. - М.: МГТУ, - 1991. 446 с.
5. Hide P, Dickey O // *Sciense*, V. 253. – 1991. - p. 629
6. И.А. Климишин. Календарь и хронология.- М.: Наука.- 1985.
7. Wells J.W. // *Nature*, v. 197, № 4871. - 1963. - p. 948.
8. Scrutton C. T. // *Paleontology*, v. 7, № 4. - 1965. - p. 552-557.
9. Beauvais L., Chevalier J. P. // *Bul. Soc. Zool., France*, v. 105, № 2. – 1980. - p. 301.
10. Lynden-Bell D. // *Nature*, v. 270, № 396.- 1977
11. Линден-Белл Д. О Магеллановом потоке, массе Галактики и возрасте Вселенной//Крупномасштабная структура Вселенной.- М.: Мир, 1981, с 154
12. Van den Berg S. // *Nature*, v. 225 № 503. - 1970
13. А.А. Фридман. // Избранные труды. М.: Наука.- 1966.- с.229-238
14. Я.Б. Зельдович, И.Д. Новиков. Строеение и эволюция Вселенной.- М.: Наука.-1975.-736 с.
15. Putterson C. // *Geochim. et Cosmochim.* – Acta, , v. 10, № 230. - 1970
16. П. Пиблс. Физическая космология. – М.: Мир.-1975.- 305 с.

СЕКЦИЯ 4

ОБРАЗОВАНИЕ И ПОДГОТОВКА КАДРОВ ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ

УДК 378.1

В.В. Дмитриев

СТРАТЕГИЯ РАЗВИТИЯ УНИВЕРСИТЕТСКОГО ОБРАЗОВАНИЯ В РОССИИ И МЕЖДУНАРОДНОЕ СОТРУДНИЧЕСТВО

Санкт-Петербургский государственный университет,

Российский государственный гидрометеорологический университет,

Санкт-Петербург, Россия

Образование и подготовка кадров для решения экологических проблем, в том числе проблем городов и промышленных зон, неразрывно связаны со стратегией университетского образования в России и международным сотрудничеством. О сотрудничестве можно говорить как в плане становления единого образовательного пространства для подготовки высококвалифицированных кадров, способных решать географо-экологические проблемы, так и в плане интернационального обеспечения глобального и регионального мониторинга природных и общественных явлений и процессов.

Здесь мне бы хотелось попытаться охарактеризовать основные черты и перспективы развития университетского образования с акцентом на указанные направления с учетом новых возможностей международных связей, попытаться наметить перспективы экологизации российского образования.

ОСНОВНЫЕ ЧЕРТЫ СОВРЕМЕННОГО ОБРАЗОВАТЕЛЬНОГО ПРОСТРАНСТВА В РОССИИ.

Становление российской государственности в условиях демократии и рынка сопровождается формированием новых взглядов на образование и развитие науки в стране. При этом мы спрашиваем себя: есть ли у нас общие цели и смысл развития (миссия); каковы критерии оценки ведущего университета начала XXI века и с кем мы себя сравниваем; где мы находимся; кто и как оценивает эффективность нашей работы и каковы наши корпоративные и конкурентные стратегии.

Уже несколько лет в средствах информации и в 1125 ВУЗах России (50 % которых составляют государственные ВУЗы) дискутируются эти проблемы. Министр образования В.М. Филипов, несколько не умаляя достижений отечественной системы образования, пытается сделать достоянием общественности идею интеграции отечественной и европейской образовательных систем на основе Болонской декларации 1999 г, в которой закреплен переход на двухуровневую систему высшего образования. Минобразования проводит в регионах эксперименты по Единому госэкзамену в школах и в ВУЗах, готовится к созданию Федеральных исследовательских университетов и реорганизует головные советы и их тематические направления. Заметим, что и четвертый и последний варианты реорганизации, разработанные Мин.образования далеки от идеала. В последнем варианте, например, и «Экология» и «Экология и природопользование» не представлены в головном совете по Наукам о Земле (они отошли в здравоохранение). При этом в пределах других головных советов первоначально допускалось дублирование областей знаний. Приказ Минобразования России от 16.10.02 №3609 утвердил перечень из 21 головного совета. Из головного совета

№4 «Здравоохранение, экология, системы жизнеобеспечения и безопасность деятельности человека» исчезла «Экология» как область знания, сохранилась лишь «Экология человека». В головном совете №10 «Науки о Земле» первоначально имелась область знания «Геоэкологии», которая затем вообще исчезла. Таким образом, в советах вообще не предусмотрена смычка географо-экологических (эколога-географических) исследований. Удивительно, что в приложении 1 к письму Минобразования от 18.10.02 руководителям научных организаций в перечне Головных советов указаны ориентировочные тематические направления.

Модернизация университетского образования в современных условиях в последнее время рассматривается чаще всего одновременно под углом реформирования и развития образования. При этом в дискуссиях обсуждаются и другие, родственные и важные проблемы. Что такое классический университет и классическое университетское образование сегодня; каким должно быть соотношение фундаментальной и прикладной составляющих в современной науке и образовании; каковы приоритеты в развитии естественных и гуманитарных наук и как видится инновационность в образовании; нужен ли госзаказ в образовании, вводить или не вводить в классических университетах Систему открытого образования; в чем состоит миссия каждого конкретного образовательного учреждения и его стратегическая цель и т.д.

Все это происходит в условиях нищенского госбюджетного финансирования работы профессорско-преподавательского состава и студенчества, устаревшей материально-технической базы 550 государственных ВУЗов, возрастания конкурентной борьбы между ВУЗами за абитуриента и неразвитости студенческого самоуправления. Уже к 2006-2007 гг. социологи предрекают нам ситуацию, когда количество выпускников школ сравняется с количеством мест в ВУЗах.

Постепенно происходит переосмысление и перестройка традиционных вузовских структур. Болезненно осознается, что уже не Кафедра, а Программа может стать ядром и центром образовательного процесса в ВУЗе.

Мы осознаем, что у нас нет средств на образование, мы еще не умеем работать в условиях рынка, и при этом являемся поставщиками высококлассных специалистов для Запада, а 1,5 бюджета Минобразования тратится жителями РФ ежегодно на обучение за рубежом. В России потеря престижа преподавателя, профессора университета (во Франции статус учителя выше статуса госслужащего, в Германии они приравнены друг к другу). Ежегодные потери Россией капиталов, утекающих за границу до 2002 года, оценивались цифрой порядка 30 млрд. \$. Но это мелочи по сравнению с утечкой интеллекта («мозгов»). За последние годы порядка 20 тыс. лучших специалистов уехали из России в основном в США и Германию (по средним оценкам 3 тыс. чел/год). Для них сегодня приемлема простая схема: «Жить нормально и жить не дома». Для возрождения России нужна другая схема: «Жить дома и жить нормально». В телепередаче «Культурная революция» 14.10.02 с названием «Утечка мозгов полезна для России» по российскому телевидению никто даже не попытался ответить на вопрос, как и нужно ли остановить «утечку мозгов», обвиняя правительство в бездействии. А нужно ли останавливать, если 50% европейцев, обучающихся в США, остаются там работать, а 75% немцев и 35% британцев возвращаются на родину. В Евросоюзе сегодня говорят об «обмене мозгами», а самый модный термин здесь «циркуляция мозгов». Есть над чем задуматься. Все это заставляет нас осознавать, что прошло (именно прошло, а не еще не наступило) время, когда государство являлось единственным и основным источником финансирования образования государственных ВУЗов. Сегодня, чтобы выжить и развиваться университеты должны стать корпорациями, университетская культура должна стать корпоративной, а руководитель вузовской структуры должен стать менеджером, строящим корпоративные отношения, как в среде преподавателей, так и в среде студентов.

Модернизация университетского образования протекает в условиях неразработанности законодательной и правовой базы системы образования. ВУЗы как корпорации должны иметь несколько источников финансирования. У нас нет прибыли и себестоимости. У нас нет возможности соединить в единый бюджет все поступления. Многоканальная система финансирования должна иметь возможность многоцелевого расходования средств. Казначейская система исполнения бюджета не готова сегодня для таких инноваций в образовании. Доход с предпринимательской

деятельности ВУЗов должен быть особенным и предполагать реинвестиционные возможности (вложение доходов в образовательный процесс). Мы приходим к выводу о недопустимости объявления ВУЗов «государственными учреждениями». Им и другим учреждениям сферы образования и культуры должен быть присвоен новый статус «государственной организации» с новыми возможностями работы в условиях рынка.

Развитие старейших университетов в России всегда основывалось на концепции классического университетского образования и на признании единства учебного и научного процессов. Приверженность этой традиции – гарантия сохранения и укрепления авторитета университетских структур и в будущем. Сегодня можно встретить, по крайней мере, три идеи развития взаимоотношений Университетов с системой РАН. Первая идея – постепенное создание учебно-научных конгломератов на базе Федеральных исследовательских Университетов. Это потребует изменения статуса Университетов, как единых учебно-научных структур с единым научно-педагогическим составом.

Вторая идея связана с переводом образовательного процесса в систему Академии наук, где в настоящее время не так актуальна как в ВУЗах проблема сохранения и развития научных школ. На мой взгляд, функционирование научных школ не должно определяться уровнем финансовых возможностей их поддержки. Школы заявили о себе, и теперь реализуют себя, как в учебном процессе, так и в научной работе. Но несомненно, что работу научных школ необходимо поддерживать в университетах.

Третья идея – интеграция научно-образовательного процесса в рамках государственных программ (например, программы «Интеграция»), в которой Университеты и институты РАН выступают как равноправные партнеры в решении актуальных и приоритетных научных направлений. К сожалению, на сегодня программа «Интеграция» практически не реализуется.

ПЕРСПЕКТИВЫ И СТРАТЕГИЯ РАЗВИТИЯ УНИВЕРСИТЕТСКОГО ОБРАЗОВАНИЯ

Перспективы модернизации российского образования связаны с признанием индустрии образования как отрасли экономики России. Образовательные услуги необходимо рассматривать как товар. Не надо этого стыдиться, но не надо и абсолютизировать этот тезис. Дело не в провозглашении новой концепции образования под лозунгом «Да здравствует всеобщее платное образование в России», а в признании необходимости многоканального финансирования государственных ВУЗов.

Стратегия развития образования предполагает создание в РФ в ближайшие годы **Федеральных исследовательских Университетов** (порядка 25 на РФ, концепция сейчас разрабатывается) и **Федеральных научно-образовательных центров**. В нашем регионе «центры роста» обозначатся после создания недавно **Центра стратегических разработок Северо-Запада** (СЗ федеральный округ включает 71 ВУЗ). Центр будет взаимодействовать с созданным недавно **Советом Ректоров СЗ**.

Общие цели и смысл развития (миссия) классических российских университетов мне видится сегодня в обеспечении **устойчивого развития национальной образовательной системы (учебной и научной подсистем) в условиях рынка и становления европейского и мирового образовательного пространства**. При этом мне кажется вполне естественным, постепенное изменение акцента миссии в сторону интернационализации образования с сохранением автономий и традиций мировых образовательных центров.

Ключевыми пунктами модернизации университетского образования в современных условиях, и здесь я согласен с разработчиками университетской стратегии развития СПбГУ, является приверженность трем «И»: **инновационность, интернационализация, информатизация**.

Понятие **инновация (нововведение)** в наши дни пришло на смену понятию научно-технический проект. **Инновация** это первое применение совершенно нового продукта, технологии, услуги. Таким образом, наши проекты и предложения, заявляемые в проектах и грантах должны предусматривать коммерческое освоение новых разработок. Таким образом, они стано-

вятся инновационными, и значит современными. Считаю, что инновационные научные разработки заставят нас осознать, что нет фундаментальной и прикладной науки. Есть наука и ее практические приложения. Основными исследовательскими проектами для Университетов могут быть международные и национальные гранты, гранты РФФИ и Минобразования, проекты «Университеты России», целевые федеральные программы («Интеграция») и т.д. Необходимо помнить, что инновационная политика должна быть согласована с лицензионно-патентной деятельностью ВУЗа. Вероятно, это потребует дополнительного создания в стране инновационных центров, парков, фондов и т.п.

Но инновационность проявляется не только в научной, но и в образовательной сфере. Университеты не только должны пересмотреть свои возможности позиционирования на профильных рынках образовательных услуг, выявить свои конкурентные преимущества, они должны в целом **отказаться от идеологии «университетов-проигравших» и стать «университетами-корпорациями»** со своим бюджетом, брэндом, рынком рабочей силы. Выше шла речь о необходимости развития многоканального финансирования университетов. Уже сегодня применим у нас *fundraising* (специальная компания по привлечению дополнительных средств от частных лиц и компаний). Фандрейзинг принес Гарварду за 1979-1984 гг рекордную сумму в \$356 млн. СПбГУ получил за счет фандрейзинга порядка \$6,5 млн. для создания в университете современной школы бизнеса (по нашему – факультета менеджмента). Факультет был создан в 1993 г и заработал в 2001 г \$1,2 млн. только от платного обучения и порядка \$2 млн. - от фандрейзинговой деятельности.

Формирование единых позиций на географо-экологическое образование в большинстве ведущих российских университетов реализует УМО университетов России по классическому университетскому образованию, которое объединяет около полусотни Университетов. Совсем недавно УМО по экологическому образованию было переименовано в УМО по экологии и устойчивому развитию. О перспективах географического и экологического образования много говорилось на юбилейном заседании по случаю 30-летия УМО по географии весной этого года. Переход на учебные планы 2-го поколения у географов СПбГУ практически завершен. На очереди новые горизонты планов 3-го поколения.

С нашей стороны за год сделано многое. На факультете географии и геоэкологии СПбГУ открывается новое направление «География и картография» (это 4-е направление), и специальность «Прикладная информатика в географии» (это 9-я специальность). Разработано и утверждено дополнение к ГОС по гидрометеорологии, введена новая специализация в рамках этого направления «Полярные и морские исследования». Открыта новая кафедра «региональной диагностики и политической географии». Впервые выполнены ремонтные и строительные работы на ф-те на сумму свыше 3,5 млн.руб., финансируемые по нескольким каналам. Доходы от внебюджетной деятельности с апреля 2001 г. по октябрь 2002 г. возросли с 1,6 до 4,4 млн.руб. Впервые в этом году оплачен труд преподавателей, работающих со студентами-контрактниками. Будет оплачиваться их работа и в будущем. Введены новые платные образовательные услуги для студентов.

Однако следует признать, что мы разошлись с нашими московскими коллегами в оценке современной ситуации нашего образования, вернее пошли разными путями. В МГУ в этом году ввели отдельный прием на 1 курс на общественно- и естественно-географические направления и специальности и вообще отказались от бакалавриата. Сохраняется специалитет, есть магистратура, но магистратура на геофаке МГУ теперь – это второе высшее образование. Географы-литерцы СПбГУ пошли другим путем, сделав упор, во-первых, на введение новых специальностей, направлений, специализаций, и, во-вторых, сохранив у себя все возможности многоуровневого высшего образования и все его формы (и это несмотря на то, что министерство отказало нам во введении на ОЗО специальности «География»). Мы хорошо понимаем, что бакалавры сегодня не востребованы в российском и европейском образовательном пространстве (например, в Германии 95% бакалавров – безработные), но делаем другое: нам не придется переучивать чужих бакалавров и специалистов, мы используем бакалавриат только как ступень для наших студентов к получению диплома специалиста или магистра. Мы и не загоняем в бакалавриат, если студент, например,

хочет получить диплом специалиста. Можно сказать, что двухуровневая система высшего образования на факультете географии и геоэкологии СПбГУ стала сегодня преобладающей. Это в нашем понимании является необходимым условием для интеграции в европейскую систему образования.

Интеграционные процессы обуславливают также возможность открытия новых специализаций в университетах совместно несколькими факультетами. Такие предложения поступили в этом году к нам от биолого-почвенного и от исторического факультетов. Можно дискутировать сегодня и о необходимости развития прикладных географо-экологических направлений на кафедрах и в университетских НИИ, разумном сочетании фундаментальных и прикладных направлений и исследований. На очереди введение других инноваций в ВУЗах.

Интернационализация. Опыт создания и поддержки «центров роста» в рамках финансируемых проектов и традиционных внутри и междууниверситетских связей доказывает, что сегодня такими центрами могут стать международные программы, реализуемые в российских Университетах. Примером такого интернационального сотрудничества является сотрудничество МГУ с итальянскими университетами. На факультете географии и геоэкологии СПбГУ таким примером является новая международная магистерская программа «Полярные и морские исследования», которую мы запустили 1 октября 2003г. совместно с университетами и исследовательскими центрами Германии. Введение международной программы помогает нам осознать, что рынок востребованности наших образовательных услуг является глобальным. Это может гарантировать ВУЗу в перспективе устойчивые позиции, как на национальном, так и на региональном рынке.

Инновационными являются наши идеи по реализации этой программы. Есть успехи и на кафедрах. Развивается сотрудничество с ВУЗами и НИИ Китая. Реализуются две программы сотрудничества с ВУЗами Германии. Налажены контакты с университетами г. Йонсу (Финляндия), г. Вена, (Австрия), г. Палермо (Италия) и др.

Не оправдались наши надежды на «центры роста» в рамках реализации ФЦП «Интеграция». Актуальным и реальным на перспективу остаются создание на основе «центров роста» базовых кафедр ЮНЭСКО, базовых кафедр для выполнения интеграционных программ международных союзов (союза «Россия-Белоруссия»), базовых кафедр для институтов географо-экологического профиля РАН. Интеграционные процессы необходимы и для реализации обучения в рамках отдельных направлений в магистратуре и, особенно, в аспирантуре и докторантуре с введением в Диссертационных Советах специальности 25.00.36 геоэкология.

Несомненно, что в интернационализации образовательных систем остается много вопросов. Нужны ли единые дипломы, нужно ли взаимное признание учебных программ, нужно ли читать все курсы на одном (английском) языке, нужны ли свободные потоки студентов из страны в страну, как соотносить образовательные стандарты разных стран, как оценивать знания и вводить ли у нас систему кредитов и т.д.

Информатизация. С этим понятием также связана надежда на изменение возможностей университетов на рынке образовательных услуг. Здесь пора уже говорить о возможности развития системы открытого образования в Университетах, о новациях в учебном процессе на основе компьютеризации кафедр и факультетов в целом, о создании информационной инфраструктуры учебного процесса. Ростки и успехи есть и СПбГУ и в РГГМУ: это участие в конкурсе Создания системы открытого образования, создание компьютерных обучающих систем, компьютерных лекционных курсов и практикумов, элементов ГИС-технологий на кафедрах и т.д. Уже сейчас используются в учебном процессе компьютерные курсы на кафедрах многих факультетов.

Чего не хватает в этой концепции трех «И» и о чем мне в последнее время приходится говорить со студентами? Прежде всего - необходимости сохранения и формирования «современных нематериальных активов, человеческого капитала» — имиджа современного преподавателя и студента, соответствующего лучшим традициям Университетов и российского образования. Делая сегодня акцент на создание брэнда ВУЗа (рыночной стоимости товарного знака ВУЗа), мы часто отодвигаем на вторые позиции высокие требования к студентам и преподавателям классических Университетов, их культурным традициям и огромной ответственности перед российским образованием в целом. Да, мы заботимся о брэнде, об умении работать в условиях рынка, о маркетинго-

вой и PR-деятельности в управлении, о новациях в образовательных программах, компьютеризации учебного процесса. Без этого сегодня не прожить, но одновременно зачастую не препятствуем превращению учебного процесса в клуб встреч студентов за кружкой пива в наших столовых, не заботимся об их культуре и духовном развитии. Здесь тоже много новых идей. В частности речь может идти о создании студенческих советов Университетов (как в МГУ), студенческих парламентов (как в Гамбургском университете), можно работать и через профсоюзы студентов.

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ОБРАЗОВАНИЯ И ЕЕ ПЕРСПЕКТИВЫ

Время бесконечных разговоров и писаний о том, что надо беречь природу России сильно затянулось. Уже давно пора ответить на вопрос, как ее сберечь - разработать безотказный механизм охраны природных и жестко связанных с ними на всем пространстве России культурных ценностей от всей совокупности отрицательных воздействий человека, создать для этого мощную структуру со всеми необходимыми для ее функционирования средствами, полномочиями и обязанностями.

Нами предлагается ответ на поставленный вопрос - как сберечь природу и одновременно культуру России, вкладывая в это самое важнейшее дело тот нравственный и интеллектуальный потенциал, который еще имеется в наличии в системе отечественного образования и окружающей ее культурной среде.

Современная география рассматривается нами как система физико-географических, экономико- и социально-географических дисциплин, изучающая процессы (зачастую необратимые) и явления в географической оболочке Земли и социальной сфере, возникающие в результате интенсивного антропогенного воздействия, а также риски, близкие и отдаленные последствия таких воздействий и ущерба от них. При этом она по-прежнему является интегративной формой выражения, как общего географического знания, так и знаний смежных естественных и общественных наук. Так называемый геоэкологический подход, на основе которого реализуются географо-экологические исследования последних лет, исходит из наиболее общего понимания геоэкологии как междисциплинарного направления, всесторонне рассматривающего взаимодействия человека (общества) и окружающей среды в локальном, региональном и глобальном масштабах. Искусственно навязываемое членение геоэкологии на геологическую и географическую составляющие не идет на пользу общему делу.

Однако до сегодняшнего дня в России не существует единой системы слежения за экологическим состоянием природной среды и городских территорий и государственной службы экологического мониторинга окружающей человека природной среды. Федеральные программы «Экология России» и «Экологическая безопасность России» должны были заложить основы единой государственной системы экологического мониторинга России. Федеральная комплексная научно-техническая программа "Экологическая безопасность России" предусматривала в 1993-1995 гг. разработку концепции и системного проекта Единой Государственной Системы Экологического Мониторинга (ЕГСЭМ) России. Но реализация концепции и системного проекта ЕГСЭМ не были завершены. Не были разработаны также общие положения и методологические основы экологического мониторинга в целом. Поэтому отдельные функции ЕГСЭМ сегодня выполняет МЧС России, другие - различные природно-ресурсные сети.

Экологическая служба Российской Федерации должна быть ответственна за: а) фиксацию экологической ситуации и ее изменений в режиме составления дежурных (общегеоэкологических) карт, б) мониторинг над естественными и техногенными, санитарно-эпидемиологическими процессами, явлениями и образованиями в репрезентативных точках, в) охрану всех геокомпонентов (недр, почв, растительности, животного мира, недр, воздуха и вод), природных, исторических и культурных памятников, развитие традиционных ремесел, разных видов культурной деятельности, г) планирование рационального природопользования, д) экологические оценки земель или ландшафтов, условий и последствий в них различных видов жизнедеятельности человека (сельскохозяйственного, промышленного производства, строительства и др.), е) прогнозы изменения

экологической ситуации и предложение мер по ее улучшению. В результате функционирования этой службы должны решаться актуальные проблемы экологического воспитания и образования человека, без чего все выше перечисленное теряет смысл.

Современная экологическая деятельность и наука разрознены: то и другое представлено "отраслевой" экологией, специальными службами по борьбе с отдельными экологическими преступлениями, техногенными и природными катастрофами. Малочисленные экологические чиновники сами обычно изыскания не проводят, а свою задачу они видят в основном в «контроле за загрязнениями». Обладание разрешительными функциями при решении вопросов нового строительства, эксплуатации тех или иных ресурсов, а также отсутствие регионально обоснованных экологических стандартов и норм, учитывающих предысторию загрязнения среды и биоты, создают условия для расцвета чиновного произвола.

Экологическая служба должна состоять из специалистов с высшим и средним образованием, включать в себя идеологов-теоретиков, методистов - создателей методических указаний, рекомендаций и требований по проведению конкретных ландшафтно-геоэкологических исследований и работ, "гуманитариев", обеспечивающими решение гуманитарных (этических, юридических и др.) аспектов экологии, разработчиков измерительной аппаратуры, инструкторов-преподавателей и собственно наблюдателей, а также инспекторов, проверяющих работу отдельных звеньев данной службы. Создание такой службы "с нуля" нереально даже для таких благополучных стран, как США, Великобритания, ФРГ и другие. Вместе с тем, можно считать, что она уже имеется или может быть отобилизована на основе экологизации всей средней школы, педучилищ, техникумов, вузов, университетской науки и образования. Проект данной службы предусматривает охват совокупности названных учебных заведений на всей территории России и объединение их в единую, независимую от ведомств, общественно-государственную систему, направленную на решение главных взаимосвязанных проблем - экологическое воспитание и образование, сбережение природы, ресурсов, морали, исторических и естественных памятных мест, т. е. всех компонентов национальной культуры, экономики и благосостояния.

В университетах общего профиля, которых большинство за пределами двух столиц и педвузах есть необходимые специалисты, которые могут за несколько лет вооружить выпускников и уже работающих учителей необходимыми экологическими знаниями и провести их специальную аттестацию. Те же, в свою очередь, могут обучить нужное число наблюдателей-старшеклассников, которые должны обладать необходимыми навыками: а) фиксации на карте меняющейся обстановки в своем районе, б) замеров экологически значимых параметров на репрезентативных точках, в) ввода данных в компьютер и перевода их с помощью Интернета в центры сбора и анализа экоинформации.

В настоящее время педвузы не способны обеспечить решение вышеуказанной задачи, ибо экологическое образование в них не может считаться полным, систематическим, необходимым и достаточным, а скорее характеризуется ущербностью и однобокостью вследствие межфакультетской и межкафедральной разобщенности, а также отсутствием необходимой координации и управления, что требует создания соответствующих организационных структур, несущих ответственность за конечный образовательный результат. Наряду с этим имеются ВУЗы с экологическими факультетами или межфакультетскими кафедрами экологии, как, например, СПбГУ, РГГМУ, Казанский университет и др. В Токийском университете такой факультет, объединяющий специалистов разного профиля, был создан еще в 1978 г.

Подобные взгляды высказывались и ранее, но реальное воплощение их в жизнь, равно как и Постановлений Правительства РФ от 03.11.94 "О мерах по улучшению экологического образования населения" и Министерств образования и природных ресурсов РФ (№ 4/1-6 от 30.03.94) преступно затягивается. Вместо трех обязательных экологических школьных курсов - "биоэкологии" (9 кл.), "геоэкологии" (10 кл.) и "социоэкологии" (11 кл.) мы имеем лишь первый и то на правах рекомендованного.

Естественно, что школе и даже педвузу не справиться со всеми экологическими проблемами без привлечения специалистов, включаемых в экспертные экологические советы. Особую ответ-

ственность должны нести специалисты, владеющие багажом знаний последних стадий системного анализа. Эти советы также должны быть дополнены краеведами, работниками культуры, садово-паркового хозяйства, но так, чтобы центрами экологической деятельности всегда была школа, университет, педвуз - их педколлективы и экологические советы.

Новых штатных единиц для создания экологической службы не требуется. Нужна ориентация вузовских и школьных преподавателей на разработку методики преподавания и непосредственное участие в решении местных экологических проблем, которое следует рассматривать как дело чести и как служение своему Отечеству. Предлагаемая система потребует существенных затрат только на разработку и серийный выпуск приборов для экспресс-анализов, тиражирование методических пособий и инструкций, создаваемых на основе принятых стандартов, унифицированных легенд карт, программного обеспечения и перевод всего этого в электронную форму. Необходимы затраты и на прогнозные сценарии развития экологических ситуаций специалистами на основе собранной информации.

Данная служба представляется в виде иерархии центров: ВУЗы, училища, техникумы и средние школы, где системообразующими единицами являются последние. Право на их участие в экологических исследованиях должно подтверждаться лицензиями; предусматривается контроль над экологической деятельностью нижестоящих центров и право пересматривать их экологические оценки, решения и рекомендации. У проекта есть и прецеденты: в Англии в 40-е гг. XX века 22 тыс. школьников добровольно работали при составлении карт земельных угодий.

Кардинально в лучшую сторону изменится статус учителя и преподавателя, а также школы в целом как коллективного создателя культурной жизни, объединяющей школьников, студентов и учащихся педвузов и университетов, их наставников, деятелей культуры, группирующихся вокруг данных центров. Значение учителя изменится, если он будет играть роль наблюдателя, эксперта, а также своеобразного инспектора деятельности всех хозяйствующих предприятий и исполнительной власти. Коллективное решение экологического совета должно носить обязательный характер и может быть обжаловано только в «вышестоящие» экологические центры и в судебном порядке.

Конечно, предлагаемая система может функционировать только на основе соответствующего закона и юридических норм. Проекты организации работы подобных школ - центров экологического образования уже разработаны (например, СПбГУПМ, СПбГТУ, СПТУРП) и реализованы в некоторых ВУЗах (школах). Но речь идет не о перестройке экологического образования в какой-либо отдельной показательной школе района, а во всех без исключения средних школах страны и, кроме того, не о разовых мероприятиях, а о постоянной работе.

Факультет географии и геоэкологии СПбГУ совместно с другими факультетами университета (геологическим, биологическим, юридическим, медицинским и др.), а также РГГМУ по квалификации профессорско-преподавательского состава могут претендовать на разработку данного проекта во всех его деталях для предоставления его в высший законодательный орган страны.

Важным является и то, что в Университетах накоплен значительный материал натуральных наблюдений, обобщенный в виде компьютерных баз данных. В эти базы включены как данные, опубликованные в научных работах, справочной и каталожной литературе, а также результаты натуральных наблюдений, собранных студентами и школьниками в полевых условиях в разные годы. Накопленный нами опыт дает основание считать, что изложенные в статье идеи можно реализовать в рамках города, области, Северо-Запада и в перспективе в России в целом.

РАЗРАБОТКА ИНТЕРАКТИВНЫХ УЧЕБНИКОВ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ОБРАЗОВАНИЯ

1-Научно-исследовательский Центр экологической безопасности РАН

2-Центр переподготовки и повышения квалификации научно-педагогических кадров

по естественно-научным направлениям СПбГУ,

Санкт-Петербург, Россия

В рамках Федеральной целевой программы "Государственная поддержка интеграции высшего образования и фундаментальной науки" (ФЦП Интеграция) в 1998 – 2000 гг. авторами было разработано три интерактивных учебника для экологического образования:

А.С.Сеннов. "Математическое моделирование в геоэкологических исследованиях";

В.В.Растоскуев. "Информационные технологии экологической безопасности";

В.В.Растоскуев, Е.В.Шалина "Обработка данных дистанционного зондирования с помощью ГИС IDRISI".

Эти учебники размещены в сети Интернет на учебно-научном экологическом сервере по адресу <http://www.ecosafe.nw.ru>. Основываясь на опыте разработки интерактивных учебников, в статье обсуждается желательная структура таких учебников и наиболее эффективные пути их разработки и использования.

С нашей точки зрения [1], основные проблемы при создании интерактивных учебников, в особенности дистанционных систем обучения, проистекают из-за недостаточной разработанности методических вопросов - неясно на какой круг обучаемых должны быть ориентированы такие учебники, какова мотивация потенциальных студентов, не отработаны методы проверки их знаний. Кроме того, весьма сложным вопросом остается финансирование разработки дистанционных систем обучения, т.к. после завершения их разработки и размещения в сети Интернет, они оказываются доступными для копирования. Поэтому единственно приемлемой формой финансирования таких разработок остаются гранты. Как уже отмечалось выше, финансирование наших разработок осуществлялось в 1998 – 2000 гг. в рамках ФЦП "Интеграция", а разработка новой версии учебника "Информационные технологии экологической безопасности" продолжается в настоящее время (2002 – 2003 гг.) в рамках программы "Университеты России". Недостаточная проработанность методических вопросов и проблемы с финансированием существенно сдерживают развитие дистанционных средств обучения в нашей стране.

Одним из возможных путей преодоления возникающих сложностей могло бы стать создание многоцелевых интерактивных учебных пособий, ориентированных как на очную форму обучения, так и на дистанционное обучение и совмещающих достоинства учебника, монографии, гипермедийного справочника и обучающей программы. По мере уточнения форм обучения (очное, заочное, дистанционное) учебники могут дорабатываться. Так интерактивные учебники, разработанные авторами, первоначально разрабатывались как дистанционные средства обучения [1, 2]. В настоящее время они в основном ориентированы на поддержку лекционных курсов и практических занятий для студентов СПбГУ, но, размещенные в сети Интернет, они остаются доступными и для дистанционного обучения.

По мере совершенствования учебных пособий стало представляться целесообразным, что учебники также должны включать информацию, необходимую студентам при выполнении курсовых работ, способствуя формированию у них навыков проведения научных исследований. Это обстоятельство предопределяет структуру последних версий учебников. В этих версиях материал организован на трех уровнях. На первом уровне материал организован в виде учебника, т. е. содержит основные понятия и определения, в доступной форме рассказывает о системах управления

базами данных, пакетах для обработки данных экологического мониторинга, географических информационных системах и т.п. В конце каждой главы, как правило, приведены вопросы, обеспечивающие возможность самопроверки знаний. На втором уровне учебного пособия (оформленном в виде обзоров, статей или пакетов программ) материал организован так, как это принято в научных монографиях, т.е. содержит описание решаемых задач, используемых методов и получающихся результатов, имеет ссылки на оригинальные работы, опубликованные в научных журналах или размещенные на узлах сети Интернет. На нижнем уровне размещаются первичные данные экологического мониторинга - спутниковые данные, результаты экспедиций, статистические данные и т. п. В отличие от учебника и приложений к нему, данные экологического мониторинга не размещаются (во всяком случае, пока) в сети Интернет, а хранятся на компакт-дисках (CD R). Данные связываются ссылками с основными материалами и используются при проведении лабораторных работ и в научных исследованиях студентов.

Рассмотрим подробнее такую структуру учебников на примере учебника по ГИС IDRISI. Первая версия учебника по ГИС IDRISI была написана на английском языке для сопровождения лекций студентам Laboratory of Land Resource Sciences (The University of Tokyo). Он назывался "Remote Sensing Data and Geographic Information Systems", был рассчитан на размещение в сети компьютерного класса, а затем на помещение на веб-сайте лаборатории с расчетом на свободный доступ через Интернет, где он лежит до сих пор [3]. Русская версия этого учебника появилась в 2000 г. [4]. Нужно отметить, что при разработке русской версии структура учебника была частично изменена, чтобы не дублировать материал, включенный в написанный ранее учебник "Информационные технологии экологической безопасности" [5]. Другим отличием русского учебника от англоязычного прототипа является то, что он постоянно совершенствуется, исходя из опыта преподавания и из меняющихся представлений авторов о том, 1) как надо учить современного студента и 2) как сделать обучение географическим информационным системам наиболее эффективным. В настоящее время учебник используется при проведении занятий со слушателями Центра переподготовки и повышения квалификации научно-педагогических кадров по естественнонаучным направлениям СПбГУ, а также со студентами факультета географии и геоэкологии СПбГУ и факультета технической кибернетики СПбГТУ. Для поддержки этих занятий был создан компакт-диск (CD R), на котором записаны не только обе версии описываемого учебника, но и различные вспомогательные и дополняющие материалы, в частности – упомянутое выше пособие "Информационные технологии экологической безопасности", где изложены все базовые понятия, относящиеся к географическим информационным системам.

Русскоязычный учебник имеет название «Обработка данных дистанционного зондирования с помощью ГИС IDRISI» и имеет целью обучение принципам и навыкам обработки спутниковых данных с помощью упомянутой ГИС. Материал в учебнике организован на трех уровнях, причем основным является верхний уровень системы, где размещен собственно учебник. Там собраны основные понятия и определения, касающиеся излучения, которое измеряют приборы, установленные на спутниках; рассказано об основах дистанционного зондирования и, наконец, даны сведения по особенностям использования ГИС IDRISI для обработки данных дистанционного зондирования, включая предварительную обработку и анализ изображений. На втором уровне учебного пособия (оформленном в виде обзоров, копий статей или пакетов программ) содержится описание отдельных задач, решаемых с помощью данных дистанционного зондирования, используемых методов и получающихся результатов, имеет ссылки на оригинальные работы, опубликованные в научных журналах или размещенные на узлах сети Internet. Материалы второго уровня рассчитаны на студентов, имеющих определенный опыт научной работы, на аспирантов, а также, разумеется, на специалистов, занимающихся схожими проблемами. Наконец, третий уровень учебного пособия составляют спутниковые данные. Это отдельные сцены, снятые приборами высокого и среднего разрешения. Все они относятся к региону Санкт-Петербурга, то есть к региону, где происходит обучение и где находятся студенты. Это способствует максимальной заинтересованности при работе с данными, т.к. дает возможность самостоятельно исследовать собственную среду обитания. В результате студенты не только получают знания о средствах дистанционного зондирования

ния, навыки работы со спутниковыми данными с помощью ГИС, но и имеют возможность самостоятельно выработать знания о среде, которая их окружает.

Собственно учебник состоит из четырех глав:

1. Основы дистанционного зондирования.
2. Ввод и отображение спутниковых данных в ГИС IDRISI.
3. Предварительная обработка спутниковых данных с помощью ГИС IDRISI.
4. Анализ изображений с помощью ГИС IDRISI.

В первой главе излагаются наиболее общие сведения об электромагнитном излучении и его трансформациях (рассеяние, поглощение) в атмосфере. Кроме того, в этой главе дается обзор современных систем дистанционного зондирования и основных этапов обработки данных дистанционного зондирования с помощью ГИС. Во второй главе объясняются структура основных файлов ГИС IDRISI, импорт спутниковых данных и карт, а также вопросы создания и редактирования файлов палитры и условных знаков. В третьей главе обсуждаются различные аспекты трансформаций изображений в ГИС IDRISI - геометрическая коррекция данных, повышение контрастности и фильтрация изображений. В четвертой главе излагаются вопросы классификации изображений и определения характеристик подстилающей поверхности.

Пятая глава и дополнения к учебному пособию содержат обзоры оригинальных научных работ авторов учебника, посвященные различным вопросам обработки спутниковых данных в исследованиях окружающей среды, а также описания и исходные тексты программ на языке С. Тексты программ являются дополнительным учебным материалом. Они реализуют отдельные процедуры обработки спутниковых данных, которые не могут быть выполнены в рамках системы IDRISI.

Как было отмечено выше, учебное пособие (учебник, научные материалы и данные дистанционного зондирования) размещено на компакт-диске. Там же размещены материалы из сети Internet, посвященные обработке спутниковых данных и использованию ГИС. Важным элементом обучающего процесса являются лабораторные работы. Их описания также размещены на диске.

Совмещение на одном CD R спутниковых данных, описаний научных исследований, основанных на этих данных и обучающих текстов, объединенных системой гиперссылок, позволяет говорить о разработанном нами компакт-диске как об информационной системе. Структурная схема этой системы представлена на рис. 1.

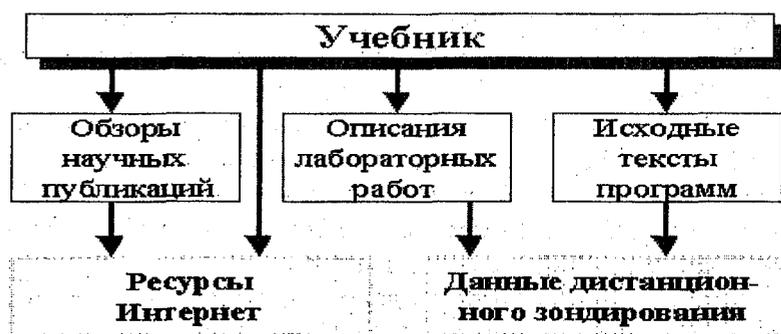


Рис. 1 - Структурная схема организации информации на компакт-диске

Учебник имеет стандартный для такого типа изданий пользовательский интерфейс. Пример оформления одной из страничек представлен на рисунке 2.

Основное преимущество электронных учебников перед бумажным аналогом заключается в возможности их постоянного совершенствования. Например, в нашем случае при каждой новой записи электронного учебника на компакт-диск записывается пусть немного, но улучшенная версия. При этом учебник приобретает все больше свойств, характерных для информационной системы, таких как доступ к данным дистанционного зондирования, системы поиска и т. п. Материа-

лы, размещенные на компакт-диске, используются при проведении занятий со студентами, при выполнении ими лабораторных работ, а также при индивидуальной работе, в частности при написании курсовых и дипломных работ. Все это способствует формированию у студентов навыков работы с современными географическими информационными системами, и приобщает их к научным исследованиям на основе использования ГИС-технологий.

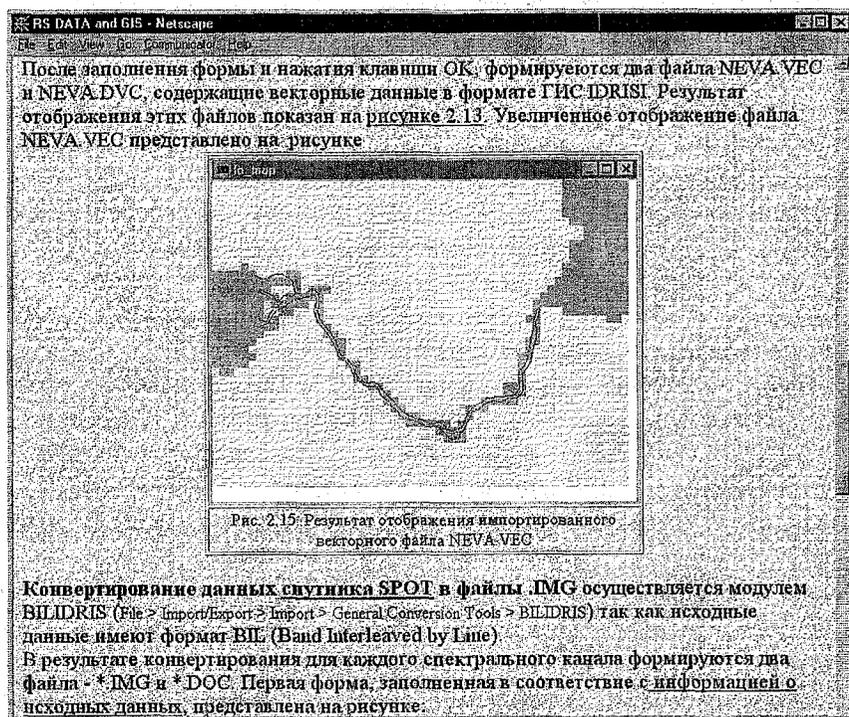


Рис. 2 - Пример оформления одной из страничек учебника.

ЛИТЕРАТУРА

1. Растоскуев В.В. Интерактивное учебное пособие "Компьютерные технологии экологической безопасности" // Тез. докл. Всероссийской научно-методической конференции "Интернет и современное общество", Санкт-Петербург, 7.12 - 11.12.98. - 94-95 с.
2. Растоскуев В.В., Сеннов А.С. Проблемы создания интерактивных учебников. // Тез. докл. Всероссийская объединенная конференция "Технологии информационного общества - Интернет и современное общество" (IST/IMS-2001). Санкт-Петербург, 20.11 - 23.11.2001. - 130-131 с.
3. Sato Y., Rastoskuev V., Shalina E. Remote Sensing Data and Geographic Information Systems - http://lee1.en.a.u-tokyo.ac.jp/Rs&gis/Engl/Read_me.htm (1999)
4. Растоскуев В.В., Шалина Е.В. Обработка данных дистанционного зондирования с помощью ГИС IDRISI. - http://www.ecosafe.nw.ru/win//RS&GISr/Read_me.htm (2000)
5. Растоскуев В.В. Информационные технологии экологической безопасности - http://www.ecosafe.nw.ru/win/ENV/Read_me.htm (2000)

ПОДГОТОВКА ПЕДАГОГИЧЕСКИХ КАДРОВ ДЛЯ ЭКОЛОГО-НАТУРАЛИСТИЧЕСКОЙ РАБОТЫ

Национальный эколого-натуралистический центр школьников
Министерства образования и науки Украины, г. Киев, Украина

Реализация новых требований во внешкольной эколого-натуралистической деятельности возможна лишь при определенных условиях, первоочередными среди которых: обновление содержания учебно-воспитательного процесса и использование педагогических технологий, которые определяют направление и формирование интеллектуального потенциала. Поэтому углубленное обучение целеустремленного ученика во внешкольном учреждении уже является той первой ступенью, которая ведет к определению будущей профессии, а, значит, и к качественной, допрофессиональной подготовке.

Все это требует систематизации наработанного опыта, разработки механизма диагностики и прогнозирования качества допрофессиональной подготовки, а также разработки рекомендаций по совершенствованию учебно-воспитательного процесса.

Всю систему образования можно поделить на три основные составные: **воспитание, обучение и просветительство (виталогия)**. Акцент только на одну из составных приведет к тому, что умный человек может не состояться. Поэтому все три составные системы образования должны внедряться одновременно, постоянно, начиная от семьи, со дня рождения человека, и непрерывно всю жизнь.

Эколого-натуралистическое **воспитание**, – ведущее направление внешкольного образования. Прежде всего, потому, что эколого-натуралистическое воспитание – интегральное явление в образовании. Его основная цель в формировании общей научной и экологической культуры личности за счет включения в этот процесс всего спектра самовыражения учеников, а также их взаимоотношение с природой. Оно предусматривает гибкость планов и программ учебно-воспитательного процесса; изменение методов и приемов преподавания; общие и индивидуальные учебные программы по естественным наукам; дифференциацию и профилирование; стандартизацию внешкольного эколого-натуралистического образования; подготовку учебных, наглядных пособий, справочников, словарей, определителей и т.п.

Поэтому проблемы эколого-натуралистического воспитания стали еще более актуальными и сложными. Основные из них:

- методическое обеспечение организации, создания, развития и координации работы руководителей творческих ученических объединений;
- разработка и совершенствование Государственных стандартов и учебных планов внешкольной эколого-натуралистической работы;
- подготовка, переподготовка педагогических кадров внешкольных учреждений по специальности “Внешкольное образование. Эколого-натуралистическая работа”;
- повышение квалификации педагогов творческих ученических объединений с учетом новых подходов, организация курсов и семинаров и т.п.;
- разработка и издание учебной литературы;
- генерирование идей, разработка сценариев тематических эколого-натуралистических радио- и телепрограмм и организация систематических показов учебных, учебно-практических и научно-популярных фильмов;
- привлечение талантливой молодежи к просветительской деятельности среди широких верст населения через клубную работу;
- разработка положения и механизма внедрения двухуровневых (обретение умений, навыков и углубленного образования) специализированных кружков эколого-натуралистического

профиля на основе интеграции разных типов учебных заведений в соответствии с социально-естественными особенностями регионов;

- формирование у школьников желания и умение защищать и сохранять единство экосистем Земли, уделяя особое внимание биологическому разнообразию и природным процессам, которые поддерживают жизнь;
- содействие становлению в учеников целостного экологического мировоззрения на основе усвоения системы интегрированных знаний о природе, человеке, обществе;
- содействие овладению познавательной и практической деятельностью;
- формирование готовности к сознательному выбору профессии.

Таким образом, отрыв воспитания от обучения и сведение его к манипулированию личностью по примеру того или другого культурного образца ведет фактически к педагогическому своеволию и угнетению любой индивидуальности. Единство в образовательном пространстве эколого-натуралистических и социокультурных принципов достигается пониманием единства обучения, которое развивается на основе научного познания и воспитания как целенаправленного влияния на учеников.

Наработанный опыт Национального эколого-натуралистического центра (НЭНЦ) дает возможность выделить два основных направления эколого-натуралистического воспитания:

- воспитание в духе общих идей охраны природы, рационального отношения к ней, отдельным объектам или к группе объектов и целых экосистем;
- обретение профессиональных специальных знаний об общих закономерностях существования природных и антропогенных систем.

Экологическое **образование** - это новая стратегия в общей системе образования, важная суть учебного процесса. При этом ведущими принципами наряду с экологизацией будут междисциплинарность, интеграция и гуманитаризация.

Во внешкольном эколого-натуралистическом образовании при решении этой проблемы отдельные направления учебного процесса становятся решающими:

- мировоззрение как философский фундамент, который опирается на достижение естественных наук;
- экологическая профессиональность в соответствии с характером будущей деятельности;
- практическая направленность, которая обеспечивает решение задач, связанных с взаимоотношениями человека и окружающей среды.

Учебный процесс может быть реализован в том случае, когда он будет не только учить технологиям, которые подчиняют мир человека, а и ощущению и пониманию этого мира. Новое мировоззрение, которое формируется посредством экологического образования, требует другого мышления. Ситуация с экологическим образованием очень сложная. В Украине она более или менее интенсивно стала вводиться в учебный процесс лишь с 1995 года. До этого времени она носила формально-эпизодический характер в виде отдельных элементов природоохранного образования.

Ныне экологическое образование охватывает глубинные корни нашей духовной жизни – естественнонаучной парадигмы, принципы методологии науки, и прежде всего в начальной, основной школах и во внешкольных учреждениях.

Не смотря на консервативность в общей системы образования в плане ее экологизации, внешкольные эколого-натуралистические учреждения (их сегодня 172) в творческих ученических объединениях как теоретически (лицее, заочные биологические школы, Малые академии наук и т.п.), так и практически (научно-исследовательские земельные участки, работа в теплицах, садах, фермах, экспедиции и др.) компенсируют эту потребность.

Программа действий Правительства относительно реализации Национальной доктрины развития образования Украины в XXI столетии на период 2001-2004 лет предусматривает создание Межведомственного координационного совета по проблемам внешкольного образования, основу, которой составляют нормативные документы созданные нашим учреждением. Это и Положение об индивидуальной и групповой форме обучения в системе внешкольного образования, Положе-

ние о Малой Академии наук, Концепция внешкольного эколого-натуралистического образования, профессиограммы педагога и работника внешкольного учреждения, Положение об образовательном технопарке и Государственный стандарт внешкольного образования эколого-натуралистического профиля.

Отрадно, что в программе деятельности Правительства относительно развития высшей школы уже запланировано упорядочение и обобщение перечня специализаций и специальностей. Напряженной остается ситуация с кадровым обеспечением учебных заведений. Наметилась тенденция старения научно-педагогических кадров. Решение коллегии МОН от 16.08.02 “Об итогах 2001/2002 учебного года и задачи на новый учебный год” среди приоритетных направлений деятельности в высшем образовании основной акцент направлен на подготовку специалистов по специальностям, которые обеспечивают стабильное развитие экономики Украины.

Ныне в 172 областных, городских и районных внешкольных учреждениях только эколого-натуралистического направления работает свыше 2000 педагогических работников. Однако, почти 50 процентов из них не имеют естественно-педагогического образования, 20 процентов методистов и руководителей ученических объединений имеют лишь общее или профессиональное среднее образование; 40 процентов - работники пенсионного возраста. В целом во внешкольных учреждениях работают учителя - предметники и специалисты непедagogического направления (зоотехники, агрономы, лесники и др.), которые не имеют специальной подготовки для работы в системе внешкольного образования. Более того, в высших педагогических учебных заведениях не ведется подготовка специалистов для внешкольного образования, а в Перечне направлений и специальностей, за которыми осуществляется подготовка специалистов, нет соответствующей специальности.

Экологическое образование в творческих ученических объединениях возникает не как самоцель, а как решающее средство формирования экологической культуры человека, которая имеет “два основных измерения: с одной стороны – это совокупность определенных действий, технологий освоения человеком природы, которые обеспечивают и умножают именно ее существование; с другой – это теоретическая отрасль знаний о местонахождении человека в биосфере как существа деятельного, которое организует ее системы - главный фактор их развития” (3).

Если обучение рассматривать как процесс передачи знаний разными формами и методами, то просветительство оказывает содействие отражению в форме идей, теорий, навыков и целостного знания всего того, что человек приобрел в процессе воспитания и обучения.

Цель экологизации воспитания и обучения сводятся к следующему:

- помочь людям осознать реальность того вреда, который наносится природе;
- прийти к выводу, что человек только тогда достигает наилучших положительных результатов, используя объекты окружающей среды, когда относится к ним с уважением;
- формировать понятия ценности жизни и здоровья человека;
- доносить до широких слоев населения идею необходимости поддержки, охраны и восстановления окружающей от “маленькой родины” к планете в целом.

Мощное развитие производительных сил ставит под угрозу существование самой жизни на Земле. Отмечаются одна за другой волны естественного кризиса. Даже высокоразвитые страны охватываются ею. В результате перед человечеством возникает ряд сложно решаемых проблем, которые вызывают беспокойство за судьбы нынешнего и будущего поколений. Поэтому наряду с учебно-воспитательным процессом возникает потребность просветительства, а иногда и переориентации взрослого населения в связи с основными социальными запросами со стороны общества.

Положение экологии сегодня стает частью нового способа мышления; экологическая культура – частью общечеловеческой культуры, а в связи с этим, начиная с начала 80-х годов прошлого столетия, резко возросла потребность в экологическом образовании каждой личности в отдельности и общества в целом. Необходимость ноосферной ориентации достаточно глубоко осознается не только в учебно-воспитательном процессе, а и во всех современных цивилизациях.

Учитывая Положение проекта Министерства образования и науки Украины о научном сопровождении внешкольного образования и воспитания, кафедрой нашего Центра разрабатывается

научная тема: «Формирование ноосферного мышления – императив внешкольной системы образования». Основной акцент направлен на интенсивное инфицирование школьников, студентов, педагогов передовыми научными знаниями. Обосновывается значение биологической безопасности как одной из проблем человечества, ведется подготовка чтений по научному наследию акад. В.И. Вернадского.

Просветительство – это то, что делает Человека разумным, а в условиях современной цивилизации, если инновационные технологии становятся доминирующими и очень сильно влияют на мир и личность, приобретает черты непрерывности и постоянной необходимости. Все это убедительно расставляет акценты внешкольного образования на необходимость формирования у детей, школьников, студентов новое отношение к природе, указывает пути их сосуществования с природой. Окружающая природа для педагогов внешкольных учреждений должна стать важным средством гармонического развития детей. В свое время К.Д. Ушинский (4) писал, что воспитатель, учитель не найдет более богатого материала, доступного для развития мышления и языка, как материал окружающей природы. Экологическое воспитание и образование должны оказывать воздействие формированию у детей, а через них и у широких слоев населения высоконравственные черты, экологическую культуру и ответственность перед собою и обществом о состоянии окружающей среды.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бауер М.Й. Методологія екологічної освіти. Чернівці, 2000. – 16-29 с.
2. Вербицький В.В. Еколого-натуралістична діяльність позашкільних закладів: шляхи розвитку. – Біологія і хімія в школі. – 1998. - №1. – 23-24 с.
3. Крисаченко В. Сучасні засади життєдіяльності людини: Освітньо-екологічні виміри. Зб. Довкілля життя: шляхи оптимізації, Чернівці: 1999. – 3-29 с.
4. Ушинський К.Д. Про сімейне виховання. – К.: Рад. школа, 1974. – 151 с.

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	3
--------------------------	---

Секция 1. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ И КАЧЕСТВО ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ И ПРИМЫКАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ

А.С. Гаврилов, Г.И. Воронов

Методология и информационные технологии краткосрочного прогноза загрязнения атмосферы городов	4
--	---

Б.Д. Белан, Т.М. Рассказчикова, Д.В. Симоненков, Г.Н. Толмачев

Состав шлейфов выбросов некоторых источников и структура аэрозольных полей над городами по самолетным данным	9
---	---

В.И. Стурман, Л.Г. Кузнецова

Динамика загрязнения воздушного бассейна г. Ижевска за десятилетний период реформ	15
--	----

М.Х. Мохаммед, В.А. Васильев

Климатические характеристики условий рассеивания примесей, поступающих в атмосферу от энергетических объектов, расположенных на территории Ирака	19
---	----

О.Е. Клименко, Н.И. Клименко

Состав атмосферных осадков и воздействие его кислотных компонентов на растения персика	23
---	----

Л.Н. Гинзбург

Городские агломерации: новые подходы к оценке качества экосистем	27
---	----

А.Д. Горбовская, В.Н. Мовчан, В.Ю. Третьяков, С.М. Юрчило

Оценка загрязнения центра Севастополя по степени ферментативной активности почв	31
--	----

Ю.И. Скорик, Н.Ю. Быстрова

Факторы, определяющие уровень негативного воздействия захороненных отходов на окружающую среду	35
---	----

Д.М. Белов, Д.А. Кошелев

Расчет предельно-допустимого размещения отходов (ПДРО) от воинской части	38
---	----

В.С. Ежов, В.В. Ежов

Экологический мониторинг радиоактивного фона на транспортных магистралях	41
---	----

Секция 2. ВОЗДЕЙСТВИЕ БОЛЬШИХ ГОРОДОВ И ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОН НА ПРИМЫКАЮЩИЕ ВОДНЫЕ АКВАТОРИИ И РЕЧНУЮ СЕТЬ

В.В. Гальцова, Л.В. Кулангиева, Д.К. Алексеев

Оценка экологического состояния шельфовой зоны арктических морей в условиях антропогенной нагрузки	43
---	----

В.В. Гальцова, Л.В. Кулангиева, Н.Ю. Ваганова

Оценка экологического состояния водотоков Санкт-Петербурга на основе гидрохимических и гидробиологических методов	49
--	----

В.Г. Гутниченко, Е.А. Кострова

Динамика загрязнения реки Лубья	53
--	----

В.Г. Гутниченко, Н.М. Торопова

Исследование загрязнения р. Охты и ее притоков биогенными веществами	57
---	----

М.В. Леонова, Г.Т. Фрумин

В.А. Шелутко, Е.В. Колесникова

Характеристика основных источников загрязнения поверхностных вод в бассейне р. Охты	64
--	----

<i>Н. В. Агапова</i>	
Сообщества макрофитов верховья реки Ордеж: анализ современного состояния под антропогенным воздействием.....	69
<i>Д.М. Белов, И.Г. Сивова</i>	
Особенности влияния портового строительства на состояние окружающей среды	74
<i>Г.Н. Белозерский, А.Л. Никулина</i>	
Оценки последствия захоронения химического оружия в Балтике на экологическую ситуацию в регионе.....	77
<i>В. В. Гальцова, Л. В. Кулангиева, В. Б. Погребов</i>	
Мейобентосные сообщества Баренцева и Карского морей в условиях радиоактивного загрязнения	82
<i>Г.Н. Белозерский, И.В. Половодова</i>	
Сравнительные оценки загрязнения региона Баренцева моря радионуклидами, ртутью и кадмием.....	89
<i>В.Ю. Третьяков, Е.Л. Хоценко</i>	
Оценка водного объекта при помощи индекса загрязнения	93
<i>А.Л. Троекашин</i>	
Анализ качественного состояния вод речной сети Курганской области	97
<i>Т.Н. Филатова, Н.М. Аршаница, В.В. Кузьмин, А.Г. Лобанова, М.В. Нечаев, М.Л. Пидгайко, Э.А. Румянцева, В.Н. Солнцев, А.А. Шлапак</i>	
Изменение гидролого-экологического состояния озер-охладителей Калининской АЭС за время ее эксплуатации.....	100
<i>Ю.В. Листратенко, В.В. Дмитриев</i>	
Разработка компьютерной системы оценки качества природных вод.....	106
<i>И.В. Бухаров</i>	
Алгоритмическая реализация боксовой модели биогеохимических циклов биогенных элементов в экосистеме Белого моря.....	109

Секция 3. РАЗЛИЧНЫЕ АСПЕКТЫ ГИДРОМЕТЭКОЛОГИИ

<i>А.Д. Викторов, Д.А. Будранов, Э.Л. Кустова, А.Д. Шишкин</i>	
Вибрационная нагрузка на городскую среду.....	115
<i>М.М. Горохов, А.А. Бас, А.А. Микрюков</i>	
Программный комплекс экологического мониторинга промышленных регионов.....	119
<i>В.С. Комаров, В.И. Акселевич, С.Н. Ильин, В.А. Кураков, В.В. Курьшев, Ю.Б. Попов, А.И. Попова</i>	
Пространственный прогноз мезометеорологических полей на основе динамико-стохастического подхода в задачах атмосферно-экологического мониторинга ограниченных территорий	121
<i>Ю.И. Скорик, Н.Ю. Быстрова, Л.С. Венчулис</i>	
Оценочные критерии воздействия отходов на окружающую среду	126
<i>А.С. Карташов</i>	
О согласованности геофизических и палеонтологических данных об эволюции Земли.....	130

Секция 4. ОБРАЗОВАНИЕ И ПОДГОТОВКА КАДРОВ ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ

<i>В.В. Дмитриев</i>	
Стратегия развития университетского образования в России и международное сотрудничество	137
<i>В.В. Растоскуев, А.С. Сеннов, Е.В. Шалина</i>	
Разработка интерактивных учебников для экологического образования	145
<i>В.В. Вербицкий</i>	
Подготовка педагогических кадров для эколого-натуралистической работы.....	149

НАУЧНОЕ ИЗДАНИЕ

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
БОЛЬШИХ ГОРОДОВ И ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОН**

Международная научная конференция 15-17 октября 2002 г.

Сборник трудов

Компьютерный набор
Е.В. Колесникова

ЛР № 020309 от 30.12.96.
Подписано в печать 22.05.04. Формат 60х90/8 Бумага офсетная.
Гарнитура Таймс. Объем 19,5 п.л. Тираж 150 экз. Зак 232
195196. СПб, Малоохтинский пр. 98. РГГМУ
ООО «Аспринт»

