

**МАТЕРИАЛЫ МЕЖДУНАРОДНОЙ  
НАУЧНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ  
ГОСУДАРСТВ-ЧЛЕНОВ ОДКБ**

# **ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**



**ЦЕНТР ЭКОЛОГО-НООСФЕРНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ НАН РА  
АРМЯНСКОЕ НАЦИОНАЛЬНОЕ ПРЕДСТАВИТЕЛЬСТВО ИНСТИТУТА  
ОРГАНИЗАЦИИ ДОГОВОРА О КОЛЛЕКТИВНОЙ БЕЗОПАСНОСТИ  
(ИНСТИТУТ ОДКБ В РА)  
РОССИЙСКИЙ ЦЕНТР НАУКИ И КУЛЬТУРЫ В ЕРЕВАНЕ**

**МЕЖДУНАРОДНАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ  
ГОСУДАРСТВ-ЧЛЕНОВ ОДКБ**

**ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ  
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

**Сборник статей**

Ответственный редактор  
доктор геолого-минералогических наук, профессор А.К. Сагателян

Ереван  
Издательство «Гитутюн» НАН РА  
2016

УДК 502/504:06

ББК 20.1

П 781

П 781 **Проблемы безопасности окружающей среды:** Сборник статей. / НАН РА  
Центр эколого-ноосферных исследований; Отв. ред.: А.К. Сагателян. – Ер.:  
Изд-во «Гитутюн» НАН РА, 2016. – 266 с.

В сборнике опубликованы статьи по материалам международной научной конференции государств-членов Организации договора о коллективной безопасности «Проблемы безопасности окружающей среды», организованной Центром эколого-ноосферных исследований НАН РА, Армянским национальным представительством Института ОДКБ и Российским центром науки и культуры в г. Ереване, состоявшейся в г. Ереване 27-29 сентября 2016 г. В конференции приняли участие ученые из Армении, Российской Федерации, Казахстана, Таджикистана.

Сборник представляет интерес для широкого круга специалистов: экологов, биологов, географов, специалистов по мониторингу окружающей среды, представителей природоохранных организаций, а также для студентов и преподавателей высшей школы.

Сборник опубликован по решению Ученого совета Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА.

Конференция проведена при финансовой поддержке Государственного Комитета по науке Министерства образования и науки РА.

УДК 502/504:06

ББК 20.1

ISBN 978-5-8080-1228-8

© Коллектив авторов, 2016

© Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА, 2016

© Армянское национальное представительство Института ОДКБ, 2016

© Российский центр науки и культуры, 2016

## ОРГКОМИТЕТ КОНФЕРЕНЦИИ

- Торосян Н.С.** к.т.н., доцент, директор Армянского национального представительства Института Организации Договора о коллективной безопасности (Институт ОДКБ в РА), сопредседатель
- Калинин М.А.** директор Российского центра науки и культуры в Ереване, сопредседатель
- Аветисян М.Г.** к.г.н., старший научный сотрудник отдела Биоэнергии и кормовых ресурсов ЦЭНИ НАН РА, секретарь
- Шахбазова А.В.** заместитель директора Института Организации Договора о коллективной безопасности (Институт ОДКБ в РА)
- Геворкян Д.А.** заведующий общим отделом ЦЭНИ НАН РА
- Кафян М.О.** лаборант-исследователь ЦЭНИ НАН РА

## ПРОГРАММНЫЙ КОМИТЕТ КОНФЕРЕНЦИИ

- Сагателян А.К.** д.г-м.н., профессор, директор ЦЭНИ НАН РА, председатель
- Саакян Л.В.** к.г.н., руководитель отдела геохимии окружающей среды ЦЭНИ НАН РА, ученый секретарь
- Асмарян Ш.Г.** к.г.н., руководитель отдела ГИС и дистанционного зондирования ЦЭНИ НАН РА
- Беляева О.А.** к.б.н. руководитель отдела радиоэкологии ЦЭНИ НАН РА
- Оганесян А.А.** к.б.н., руководитель отдела биохимии ЦЭНИ НАН РА
- Пипоян Д.А.** к.в.н., руководитель информационно-аналитического Центра оценки риска пищевых цепей ЦЭНИ НАН РА

## РЕЦЕНЗЕНТЫ

*Латыпова В.З., член-корреспондент АН РТ, профессор кафедры прикладной экологии Казанского федерального университета, Николаев А.В., член-корреспондент РАН, главный научный сотрудник Института физики Земли РАН, руководитель сейсмологического центра ИГЭ РАН, Абрамян В.В., д.в.н., профессор Национального аграрного университета Армении, Агабабян А.А., д.т.н., профессор, декан факультета пищевых технологий Национального аграрного университета Армении, Балабекян А.Р., д.ф-м.н., заведующий кафедрой ядерной физики Ереванского Государственного университета, Гамов М.И., д.г-м.н., заведующий кафедрой месторождений*

полезных ископаемых Института наук о Земле ЮФУ, **Каплунов И.А.**, г.т.н., профессор, генеральный директор ООО “Фотоника”, **Корнилов А.Г.**, д.г.н., профессор, заведующий кафедрой географии, геоэкологии и безопасности жизнедеятельности Белгородского государственного университета, **Куролап С.А.**, д.г.н., профессор, заведующий кафедрой геоэкологии и мониторинга окружающей среды Воронежского государственного университета, **Межуниц Б.Х.**, д.с.-х.н., руководитель отдела биоэнергии и кормовых ресурсов ЦЭНИ НАН РА, **Орлов В.П.**, к.г.-м.н., д.э.н., Академик РАЕН, президент Российского геологического общества, **Панков В.А.**, д.м.н., заведующий лабораторией эколого-гигиенических исследований Восточно-Сибирского института медико-экологических исследований, **Петрищев В.П.**, д.г.н., заведующий кафедрой городского кадастра Оренбургского государственного университета, **Степанова Н.Ю.**, д.б.н., доцент, заведующий кафедрой прикладной экологии Института экологии и природопользования Казанского федерального университета, **Хаванский А.Д.**, д.г.н., профессор кафедры социально-экономической географии Института наук о Земле ЮФУ, **Чендев Ю.Г.**, д.г.н., профессор, заведующий кафедрой природопользования и земельного кадастра геолого-географического факультета Белгородского государственного университета, **Чеснокова И.В.**, д.г.-м.н., главный научный сотрудник Института водных проблем РАН, **Аветисян М.Г.**, к.г.н., старший научный сотрудник отдела биоэнергии и кормовых ресурсов ЦЭНИ НАН РА, **Арутюнян Д.**, к.х.н., заведующий центральной аналитической лабораторией ЦЕНИ НАН РА, **Барабошкина Т.А.**, к.г.-м.н., доцент, старший научный сотрудник кафедры экономики и экономической географии стран Азии и Африки МГУ им. Ломоносова, **Беляева О.А.**, к.б.н. руководитель отдела радиозоологии ЦЭНИ НАН РА, **Виденин С.А.**, к.т.н., генеральный директор ООО “Красноярский центр популяризации и оказания космических услуг”, **Григорьева И.Ю.**, к.г.-м.н., доцент кафедры инженерной и экологической геологии Геологического факультета МГУ им. Ломоносова, **Кошкарев А.В.**, к.г.н., ведущий научный сотрудник Института географии РАН, **Мнацаканян Р.А.**, к.х.н., старший химик-методист ЦЭНИ НАН РА, **Мурадян А.А.**, к.б.н., ученый секретарь ЦЭНИ НАН РА, **Мурадян В.С.**, к.г.н., старший научный сотрудник отдела ГИС и дистанционного зондирования ЦЭНИ НАН РА, **Оганесян А.А.**, к.б.н., руководитель отдела биохимии ЦЭНИ НАН РА, **Петреев И.В.**, к.м.н., директор Центра исследований и услуг в области медицины и экологии “САНС”, **Саакян Л.В.**, к.г.н., руководитель отдела геохимии окружающей среды ЦЭНИ НАН РА, **Тепаносян Г.О.**, к.б.н., научный сотрудник отдела геохимии окружающей среды ЦЭНИ НАН РА, **Хачатрян М.К.**, к.ф.-м.н., старший научный сотрудник ЦЭМИ РАН, **Шимко Т.Г.**, к.г.-м.н. ведущий научный сотрудник Лаборатории охраны геологической среды МГУ им. Ломоносова.

**Приветственное слово Посла Российской Федерации в Республике  
Армения господина Ивана Кирилловича Волынкина,  
участникам международной научной конференции  
государств-членов ОДКБ**

**«ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ»**

*Уважаемые участники конференции!*

*Дамы и господа!*



От лица Посольства Российской Федерации и от себя лично поздравляю Вас с открытием международной научной конференции государств-членов ОДКБ «Проблемы безопасности окружающей среды».

Как Вам известно, мы с вами, наши народы и наши страны в XXI веке переживаем эпоху трансформации системы международных отношений, нарастания противоречий,

связанных с перераспределением глобального потенциала и баланса сил. Общество сталкивается с необходимостью консолидированного противодействия новым вызовам и угрозам. Налицо эскалация международного терроризма, других глобальных угроз и рисков, таких как наркотрафик и производство наркотиков коррупция, международная информационная безопасность.

В этом контексте государства-члены Договора о коллективной безопасности продолжают взаимодействие по координации своих внешнеполитических позиций, наращивают поддержку усилий по поиску взаимоприемлемых решений проблем региональной и международной повестки дня.

Вместе с тем, на фоне процессов коллективного решения подобных глобальных вопросов, проблематике вопросов охраны окружающей среды, безопасности окружающей среды, к сожалению, не всегда уделяется должное внимание.

А прогнозы и оценки экспертов неутешительны: состояние окружающей среды на планете неуклонно ухудшаются, меняется климат, сокращаются площади лесов, разрушается озоновый слой, загрязняются мировой океан и атмосфера Земли. Очевидным становится тот факт, что глобальный экологический кризис поставит под угрозу как возможность устойчивого развития человеческой цивилизации, так и само ее существование.

В сложившихся условиях государства, международные и региональные организации должны выработать ясную и четкую стратегию обеспечения безопасности окружающей среды, дать конкретные рекомендации по решению таких вопросов, как, например, обеспечение радиационной и химической безопасности при проектировании, эксплуатации промышленных объектов, обеспечение экологической безопасности при разоружении, разработка и реализация мер по снижению и предотвращения экологического ущерба от деятельности национальных вооруженных сил и международных региональных объединений, разработка мер по предупреждению и ликвидации экологических последствий вооруженных конфликтов и т.п.

Позвольте пожелать Вам успехов в работе Международной научной конференции, найти возможные ответы на эти и другие вопросы современной повестки дня в области безопасности окружающей среды.

ПОСОЛ



И.К. Волынкин

**Обращение директора Армянского национального представительства  
института ОДКБ в РА Нвера Суреновича Торосяна к участникам  
международной научной конференции государств-членов ОДКБ**

**«ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ»**

*Уважаемые коллеги и гости конференции!*



Начинает свою работу конференция “Проблемы безопасности окружающей среды”. Состав организаторов конференции показывает актуальность и многоплановость тематики в научном, политическом и организационном аспектах и контексте международного сотрудничества.

Среди участников конференции представители научно-исследовательских институтов, университетов, организаций при органах госуправ-

ления. Отрадно видеть, что наряду с давними коллегами из Москвы на приглашение откликнулись специалисты из различных регионов России. Многие в Армении впервые, и я рад еще раз приветствовать Вас в Ереване. Надеюсь, что первое знакомство перерастет в сотрудничество и дружбу.

Нет нужды доказывать, насколько важна тема конференции. Достаточно отметить, что по мере научно-технического прогресса экологические вызовы во многих регионах и странах стали реальной угрозой безопасности населения, продовольственной безопасности, экономическому росту, целому ряду факторов, определяющих устойчивость развития и обороноспособность государства.

Многие экологические проблемы приобрели планетарный масштаб, многие имеют межрегиональный и трансграничный характер, что чревато политическими осложнениями и конфликтными ситуациями. И конечно, значение научно обоснованных подходов для решения все новых проблемных ситуаций трудно переоценить. В этом плане хочу особо отметить охваченный докладами широкий спектр дисциплин и методов исследований: природопользование, информационные технологии, геоэкология, дистанционный мониторинг, биоиндикация, оценка риска и еще целый ряд направлений, ориентированных на решение задач по обеспечению безопасности окружающей среды. Надеюсь, что одним из достижений конференций станет выработка новых идей и подходов, именно благодаря непосредственному общению носителей знания из различных областей и сферы наук об окружающей среде.

Желаю конференции успеха, а участникам и гостям – плодотворной работы, полезных дискуссий и благополучного возвращения домой.

Директор Армянского национального  
Представительства института ОДКБ в РА

A handwritten signature in dark ink, appearing to be 'N. S. Torosyan'.

**Н.С. Торосян**

## ОТ РЕДАКТОРА

В основу настоящего сборника статей положены материалы международной научной конференции “Проблемы безопасности окружающей среды” государств-членов Организации договора о коллективной безопасности, проведенной в Ереване 27-29 сентября 2016 г. Центром эколого-ноосферных исследований НАН РА, Армянским национальным представительством Институт ОДКБ и Российским центром науки и культуры в г. Ереване.

Выбранная тема весьма актуальна для государств-членов ОДКБ, так как после распада СССР тенденции переходного периода существенно изменили структуру промышленности, экономического уклада и социума, педалировали процессы деградации окружающей среды. К причинам ухудшения экологического состояния относятся нерациональное использование природных ресурсов, слабость мониторинговых служб, высокий уровень коррупционных рисков. Серьезные проблемы наблюдаются в градостроительстве, где нарушаются строительные и экологические нормативы, сокращаются площади зеленых насаждений. Опасная ситуация сложилась во многих населенных пунктах с горнодобывающей, химической и перерабатывающей промышленностью, что вызывает тревогу, жалобы населения и ведет к росту социальной напряженности и нестабильности в обществе.

Поэтому одной из важных целей конференции является привлечение внимания разрабатывающих стратегию и принимающих решения лиц к проблемам, которые прямо или косвенно влияют на безопасность населения, продовольственную безопасность, воспроизводство и развитие социально-трудового потенциала, т.е. к факторам, обеспечивающим крепкий тыл и в конечном итоге – обороноспособность страны.

Более того, ряд ресурсно-экологических проблем приобретает трансграничный характер и трансформируется в геополитические риски, которые чреваты решением методами не только мирной политики. Таким образом, исходя из того, что стратегической задачей государств-членов ОДКБ является обеспечение безопасности, включение экологической компоненты в модель региональной системы коллективной безопасности будет способствовать росту значения ОДКБ как многофункциональной региональной организации.

Надеемся, что конференция позволит установить и укрепить новые связи между учеными и организациями государств-членов ОДКБ, ведущими исследования в области охраны окружающей среды и природопользования и даст новый импульс для разработки совместных проектов и программ.

Конференция проведена при финансовой поддержке Государственного Комитета по науке Министерства образования и науки РА, за что Организационный и Программный комитеты конференции выражают искреннюю благодарность.

Профессор А.К. Сагателян  
Директор Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА

## ВЫЩЕЛАЧИВАНИЕ МАКРОКОМПОНЕНТОВ ИЗ ГОРНО-ЛУГОВЫХ ПОЧВ АРАГАЦКОГО МАССИВА

*Аветисян М.Г.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

Рассматриваются особенности водной миграции макрокомпонентов в альпийском и лугоstepном поясах Арагацкого горного массива. Установлены некоторые закономерности выщелачивания макрокомпонентов из горно-луговых почв с учетом их поступления с атмосферными осадками, распределения и выщелачивания в инфильтрационные воды. Полученные результаты дают информацию о миграционных свойствах и выщелачивании макрокомпонентов из почв, что особенно необходимо учитывать при балансовых расчетах и контроле за состоянием природной среды.

*Avetisyan M.H. Leaching of macro components from mountain meadow soils of Aragats massif.* The article considers peculiarities of water migration of macro components in alpine and meadow steppe belts of the Aragats mountain massif. The research allowed to establish some regularities of macro component leaching from mountain meadow soils in terms of their entering with atmospheric precipitation, distribution and leaching into infiltration waters. The results obtained provide information about migration potential and leaching of macro components from soil to be taken into account when doing balance calculations and controlling environmental status.

### ВВЕДЕНИЕ

За последние десятилетия увеличение негативных антропогенных воздействий на окружающую среду привело к радикальным изменениям горных экосистем республики.

Горно-луговые почвы имеют значительный удельный вес в земельном фонде Армении и являются основной базой кормопроизводства.

В ряде горных массивов республики бессистемное использование лугов и пастбищ привело к их деградации. В процессе деградации ухудшаются не только многие свойства почвы, но и происходит дегумификация (снижение содержания органического вещества), увеличиваются потери питательных веществ, что приводит к падению продуктивности лугов, вытеснению ценных в кормовом отношении видов растений, разрушению дернового слоя, сползанию дерна и к развитию эрозии почв [1]. При этом снижение плодородия почв и продуктивности растений обусловлено невосполнимостью потерь, связанных с выносом из почвы макрокомпонентов с биомассой растений, а также вымыванием их из почвы [3, 4].

Одним из факторов, определяющих вынос макрокомпонентов, является внутрипочвенный сток. Его изучение лизиметрическим методом является

одним из важнейших информативных источников при исследовании состояния и функционирования горных экосистем. Лизиметрические растворы характеризуют не только вертикальную миграцию потока веществ, но и дают прямую информацию о величине почвенного потока, химическом составе и миграции элементов почвенных вод [8].

С целью исследования вымывания макрокомпонентов из горно-луговых почв Арагацкого массива была изучена особенность их миграции с учетом поступления макрокомпонентов с атмосферными осадками, распределения и выщелачивания в инфильтрационные воды.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Исследования проводились в одном из сложных в экологическом плане физико-географических субрегионов республики – в альпийском (3250 м н.у.м.) и лугостепном (2085 м н.у.м.) поясах Арагацкого горного массива.

В альпийской зоне почвы представлены горно-луговыми дерновыми, а в лугостепном – лугово-степными типами. Отбор и анализ проб почв выполнены по общепринятым методам ландшафтно-геохимических и агрохимических исследований [5, 11].

Сбор атмосферных осадков и лизиметрических вод проводился в указанных поясах на метеостанциях Арагац (3250 м н.у.м.) и Амберд (2085 м н.у.м.).

Изучение вертикального почвенного стока проводилось лизиметрическим методом, который позволяет оценить потери питательных веществ вследствие выщелачивания в условиях, близких к природным [10]. Плосковрезанные лизиметры были установлены в почву на глубине 0-50 см почвенного слоя, при этом в наименьшей степени деформируя строение и сложение почвы.

Определение макрокомпонентов в пробах воды выполнялось по стандартным гидрохимическим методикам [2, 9].

В статье обсуждаются средние значения результатов исследований за 2012-2013 гг.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Формирование химического состава атмосферных осадков Арагацкого горного массива определяется характером региональных процессов перемещения воздушных масс, поскольку в зависимости от географического положения региона, здесь характерны контрастные сезонные изменения атмосферы, где в зимне-летний период преобладают воздушные массы [1, 3].

Проведенные исследования позволили установить, что с годами содержание химических веществ в атмосферных осадках увеличивается и возрастает степень минерализации. По средним содержаниям среди катионов преобладают кальций и магний, из анионов – сульфаты. Убывающий порядок катионов представляет следующий нисходящий ряд:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ , а анионов –  $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$ . Несмотря на то, что в обоих поясах катионы и анионы расположились одинаково в убывающих рядах, по сравнению с альпийским поясом, в лугостепном – наблюдались высокие содержания химических

веществ. Основные различия были связаны с концентрациями сульфат- и хлор-ионов, а также с содержанием  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$ . Концентрации  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$  в атмосферных осадках тесно связаны с количеством пыли и ее частичным растворением.

Было также установлено поступление большого количества гидрокарбонатов и сульфатов в составе с атмосферными осадками (табл. 1).

**Таблица 1** Поступление, выщелачивание и баланс макрокомпонентов в альпийском и лугостепном поясах Арагацкого горного массива в кг/га\* (средние значения за 2012-2013 гг.)

| Место пробоотбора                 | Макрокомпоненты             | $\text{NH}_4^+$ | $\text{K}^+$ | $\text{Ca}^{2+}$ | $\text{Mg}^{2+}$ | $\text{Na}^+$ | $\text{HCO}_3^-$ | $\text{SO}_4^{2-}$ | $\text{NO}_3^-$ | $\text{HPO}_4^{3-}$ | $\text{Cl}^-$ |
|-----------------------------------|-----------------------------|-----------------|--------------|------------------|------------------|---------------|------------------|--------------------|-----------------|---------------------|---------------|
| Альпийский пояс<br>3250 м н.у.м.  | поступление с атм. осадками | 4.8             | 7.5          | 28.1             | 8.7              | 5.8           | 36.7             | 53.2               | 5.1             | 0.5                 | 11.3          |
|                                   | выщелачивание лиз. водами   | 0.5             | 3.9          | 21.2             | 5.5              | 4.1           | 36.1             | 40.7               | 4.6             | 0.7                 | 6.2           |
| Баланс элементов                  |                             | 4.3             | 3.6          | 6.9              | 3.2              | 1.7           | 0.6              | 12.5               | 0.5             | -0.2                | 5.1           |
| Лугостепной пояс<br>2085 м н.у.м. | поступление с атм. осадками | 5.6             | 10.2         | 33.4             | 12.5             | 8.3           | 59.4             | 64.8               | 11.2            | 0.8                 | 23.1          |
|                                   | выщелачивание лиз. водами   | 3.2             | 3.1          | 36.2             | 13               | 4.9           | 62.5             | 71.2               | 15.8            | 1.02                | 11.6          |
| Баланс элементов                  |                             | 2.4             | 7.1          | -2.8             | -0.5             | 3.4           | -3.1             | -6.4               | -4.6            | -0.22               | 11.5          |

\* При подсчете поступления химических веществ на Арагацкий горный массив, нами учитывались количества атмосферных осадков, выпадающих в течение года.

Первоначально атмосферные осадки проходят через слой опада и подстилки на почвенный покров, где происходят высвобождение минеральных компонентов и растворимого органического вещества, а также формирование гумусовых и органических соединений в результате биохимических процессов минерализации и выщелачивания.

Интенсивность поступления химических элементов в миграционные потоки, в большинстве случаев, зависит от агрохимических показателей почв, от форм соединений химических элементов, от воздействия водного фактора на вертикальную миграцию элементов, от степени ионного обмена и т.д. [6].

На основании исследований водной миграции химических элементов в почвах альпийского и лугостепного поясов установлено высокое их содержание в лизиметрических водах (на глубине 0-50 см) почв лугостепного пояса, что объясняется более активными темпами процессов разложения и минерализации опада данного пояса (табл. 1).

Как видно из таблицы, лизиметрические воды почв обоих поясов характеризуются высокими содержаниями  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  и  $\text{Ca}^{2+}$ . Низкое содержание нитратов в лизиметрических водах почв альпийского пояса объясняется низкой нитрификационной способностью почв, что, в основном, обусловлено кислой реакцией и низкой температурой этих почв.

Поступление сульфатов в лизиметрические растворы, в основном связано с атмосферными осадками. Другой источник сульфатов в лизиметрических водах – это их поступление в процессе минерализации, выщелачивания и трансформации органического вещества [7]. Следует отметить, что повышенное содержание сульфатов в лугостепном поясе обусловлено поступлением с аэрозольными выбросами и загрязнением атмосферы диоксидом серы.

Миграция химических веществ сопровождается их перераспределением в почве, в результате процессов растворения, осаждения, выноса и закрепления взвешенных частиц.

Сопоставление поступления и выноса элементов показывает, что наиболее высокое содержание характерно для гидрокарбонат- и сульфат-ионов (табл. 1). Кальций, с одной стороны выносится со стоком и, в то же время, в значительном количестве аккумулируется в экосистеме (почве, биомассе, подстилке). Калий и магний, несмотря на высокую миграционную подвижность и значительные запасы в почве, в основном закрепляются в почве и не выносятся из нее. Баланс калия для обоих поясов положительный, а магния для альпийского пояса положительный, для лугостепного – отрицательный. Хлор, являясь активным водным мигрантом [7], тем не менее, в обоих поясах проявляет положительный баланс, т.е. хлор задерживается в экосистеме.

Наиболее значимые различия установлены для  $\text{NO}_3^-$  и  $\text{HPO}_4^{3-}$ . Баланс для обоих ионов и поясов отрицательный. При этом высокие потери для  $\text{NO}_3^-$  отмечаются в лугостепном поясе, что связано с высокой нитрификационной способностью почв, а в альпийском поясе значительные потери наблюдаются в случае  $\text{HPO}_4^{3-}$ .

По результатам исследований (табл. 1) вынос нитратов из почвы больше, чем поступление с осадками. Что касается миграции  $\text{HPO}_4^{2-}$ , она слабо выражена, в отличие от нитратов ( $\text{NO}_3^-$ ), которые не поглощаются почвенными коллоидами и не образуют труднорастворимые соли, следовательно, за счет высокой подвижности они легко выщелачиваются из корнеобитаемого слоя в грунтовые воды, где и становятся недоступными для растений и, могут быть причиной загрязнения подземных вод [7].

## ВЫВОДЫ

Сравнение состава миграционных потоков веществ от входа в экосистему (атмосферные осадки) до выхода из нее (почвенный фильтрат) показало, что их наибольшая трансформация происходит в почвах лугостепного пояса Арагацкого горного массива.

Анализ данных баланса элементов показал, что экосистемы альпийского пояса по сравнению с экосистемами лугостепного пояса в основном являются аккумулятивными.

Полученные результаты дают представление о выщелачивании важнейших питательных элементов из разного типа почв и позволяют полнее расшифровать их миграционную способность, что особенно необходимо для контроля

состояния природной среды и предотвращения загрязнения грунтовых и поверхностных вод.

Итак, исследования водно-миграционного потока биогенных элементов с учетом их поступлений с атмосферными осадками и выщелачиванием их в инфильтрационные (лизиметрические) воды в горно-луговых почвах может служить основой для балансовых расчетов определения доз удобрений с целью повышения плодородия горно-луговых почв и увеличения продуктивности горных лугов.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аветисян М.Г., Погосян Т.Э.* 2014. О водно-миграционном потоке макрокомпонентов в Арагацском горном массиве. // Псковский регионологический журнал, № 20, с. 88-95.
2. *Алекин О.А.* 1954. Химический анализ вод суши. – Л.: Изд-во Гидрометеиздат, 223 с.
3. *Араратян Л.А., Аветисян М.Г., Сакоян А.Г.* 2014. Трансформация потоков биогенных элементов в высокогорных экосистемах по вертикальной поясности. // Географический вестник Пермского государственного национально-исследовательского университета, т. 28, № 1, с. 94-100.
4. *Араратян Л.А., Сафразбекян Э.А., Аветисян М.Г., Погосян Т.Э.* 2015. Особенности миграции важнейших питательных элементов в высокогорных экосистемах. Науки о Земле, № 1, с. 82-90.
5. *Аринушкина Е.В.* 1970. Руководство по химическому анализу почв. – М.: Изд-во МГУ, 487 с.
6. *Ковда В.А.* 1985. Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 263 с.
7. *Перельман А.И.* 1975. Геохимия ландшафта. – М.: Высш. шк., 342 с.
8. *Ревазян Р.Г.* 2001. Биосферология и проблемы охраны окружающей среды. // Доклады НАН Армении, т. 101, № 2, с. 158-163.
9. *Резников А.А., Муликовская Е.П., Соколов И.Ю.* 1963. Методы анализа природных вод. – М.: Госгеолтехиздат, 334 с.
10. *Шилова Е.И.* 1972. Применение лизиметрических методов в почвоведении, агрохимии и ландшафтоведении. – Л.: Наука, с. 1-21.
11. *Юдин Ф.А.* 1971. Методика агрохимических исследований. – М.: Колос, 272 с.

## АГЕНТНАЯ МОДЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕРНИЗАЦИИ ПРЕДПРИЯТИЙ РЕСПУБЛИКИ АРМЕНИЯ

*Акопов А.С.<sup>1</sup>, Бекларян Л.А.<sup>1</sup>, Сагателян А.К.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Центральный экономико-математический институт РАН

<sup>2</sup>Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА

Данная работа посвящена разработанной агентной имитационной модели экологической модернизации предприятий, реализованной для Республики Армения. Подобная система и модель позволяют, в частности, осуществлять поиск оптимальных по Парето решений для бикритериальной оптимизационной задачи рассматриваемой эколого-экономической системы.

*Akopov A.S., Beklaryan L.A., Saghatelyan A.K.* **Agent-based model of ecological modernization of enterprises for the Republic of Armenia.** This work is devoted to the developed agent-based simulation for ecological modernization of enterprises, which has been implemented for the Republic of Armenia. Such system and model allow searching the Pareto optimal decisions for the bi-objective optimization problem of the considered ecological-economic system.

### ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время актуализируются задачи повышения безопасности окружающей среды и вопросы устойчивого развития эколого-экономической системы Республики Армения (РА). Решение подобных задач должно основываться на поиске наилучших альтернатив по экологической модернизации предприятий РА. Поиск таких альтернатив представляет собой сложную задачу математического программирования, требующую разработки имитационной модели агентного типа, интегрированной с генетическим алгоритмом и другими подсистемами для управления динамикой перехода (трансформации) предприятий от исходного неэкологического состояния к целевому состоянию экологически чистого производства.

Нами разработана имитационная модель эколого-экономической системы РА [1-2], реализованная в виде программного комплекса ([www.smartersim.com/ecmodel](http://www.smartersim.com/ecmodel)). Данный программный комплекс был впервые представлен на ведущей международной конференции «*The International Society for Ecological Modelling Global Conference 2016*» в Университете Тоусона, США. Применение такой системы позволяет осуществлять интеллектуальный поиск и отбор оптимальных по Парето решений (в рамках сформулированной бикритериальной оптимизационной задачи) по модернизации предприятий РА [3] на основе реальных данных с визуализацией динамики эволюции агентов-предприятий на карте РА и поддерживает сценарное моделирование важнейших характеристик эколого-экономической системы, в том числе совокупных выбросов вредных веществ в атмосферу, количества диагностированных заболеваний и др.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Основным методом исследования является имитационное, в частности, агентное моделирование в совокупности с методами системной динамики [4]. При этом агентами в модели являются агенты-предприятия, являющиеся основными стационарными источниками выбросов, и государство, выполняющее функцию экологического регулирования. Отметим, что методы агентного моделирования применяются для исследования характеристик сложных эколого-экономических систем [6]. Также мы используем генетические оптимизационные алгоритмы класса SPEA [5] для обеспечения процедуры поиска оптимальных по Парето решений по модернизации предприятий РА.

Перейдем к формальному описанию основной задачи эколого-экономической системы РА. Для исследования были выбраны 270 агентов-предприятий, являющихся основными стационарными источниками выбросов вредных веществ в РА. Также имеется агент-государство, осуществляющее внешнее управление за счет механизма экологического регулирования (посредством штрафов, субсидий, платежей за выбросы и др.).

Введем следующие обозначения:  $j \in \{1, 2, \dots, J(t)\}$

- $j \in \{1, 2, \dots, J(t)\}$  – индекс агентов-предприятий, имеющих стационарные источники выбросов вредных веществ;
- $t \in \{t_0, t_0 + 1, \dots, t_0 + T\}$  – модельное время по годам ( $T$  – горизонт стратегического планирования, равный 10 годам: 2016 – 2025);
- $\delta_j(t) \in \{1; 0\}$  – матрица переходов между возможными состояниями для  $j$ -го агента-предприятия – *управляющий параметр*, устанавливаемый с помощью предложенного генетического алгоритма ( $\delta_j(t) = 1$  – переход от текущего к новым состояниям для  $j$ -го агента-предприятия разрешен, если  $\delta_j(t) = 0$  – переход запрещен);
- $st_j(t) \in \{1, 2, 3, 4\}$  – возможные состояния  $j$ -го агента-предприятия ( $st_j(t) = 1$  – неэкологическое производство,  $st_j(t) = 2$  – частичная модернизация,  $st_j(t) = 3$  – экологически чистое производство,  $st_j(t) = 4$  – закрытие предприятия);
- $E_j(st_j(t))$  – совокупные выбросы вредных веществ  $j$ -го агента-предприятия, зависящие от его текущего состояния  $st_j(t) \in \{1, 2, 3, 4\}$ . При  $st_j(t) = 1$  значение выбросов максимально возможное, при  $st_j(t) = 4$  выбросов нет, таким образом;

- $V_j(st_j(t))$  – объем выпуска  $j$ -го агента-предприятия, зависящий от его текущего состояния  $st_j(t) \in \{1, 2, 3, 4\}$ . При изменении состояния агента меняется объем его выпуска, зависящий от размера имеющихся производственных ресурсов (снижающихся в процессе экологической модернизации) и фондоотдачи (возрастающей в процессе экологической модернизации за счет технологической составляющей);
- $V_j(t-1)$  – объем выпуска  $j$ -го агента-предприятия за предыдущий год;
- $\lambda_j(t)$  – доля субсидий в инвестиционных затратах  $j$ -го агента-предприятия, выплачиваемых в случае перехода предприятия к состоянию частично модернизируемого производства, устанавливаемая агентом-государством ( $0 \leq \lambda_j(t) \leq 1$ );
- $\eta_j(t)$  – доля штрафов в прибыли  $j$ -го агента-предприятия, выплачиваемых в случае превышения предельно допустимых уровней выбросов, устанавливаемая агентом-государством ( $0 \leq \eta_j(t) \leq 1$ );

**Задача.** Требуется максимизировать Интегральный Индекс Физического Объема Промышленного Производства и минимизировать Интегральные Совокупные Общие Выбросы вредных веществ для популяции агентов-предприятий:

$$\begin{cases} \max_{\delta_j(t)} \left[ \sum_{t=t_0}^{t_0+T} \sum_{j=1}^{J(t)} \frac{V_j(t)}{V_j(t-1)} \right], \\ \min_{\delta_j(t)} \left[ \sum_{t=t_0}^{t_0+T} \sum_{j=1}^{J(t)} E_j(t) \right], \end{cases} \quad (1)$$

при ограничениях:

$$\delta_j(t) \in \{1; 0\},$$

$$st_j(t) \in \{1, 2, 3, 4\},$$

$$0 \leq \eta_j(t) \leq 1, 0 \leq \lambda_j(t) \leq 1,$$

$$j \in \{1, 2, \dots, J(t)\}, t \in \{t_0, t_0 + 1, \dots, t_0 + T\}.$$

и других ограничениях, имеющих понятный экономический смысл (в частности, ограничений на инвестиционный капитал и др.).

Подробное описание динамики ключевых характеристик эколого-экономической системы Республики Армения представлено в работе [1].

Разработанная модель эколого-экономической системы РА была реализована на платформе имитационного моделирования *AnyLogic* (рис. 1).

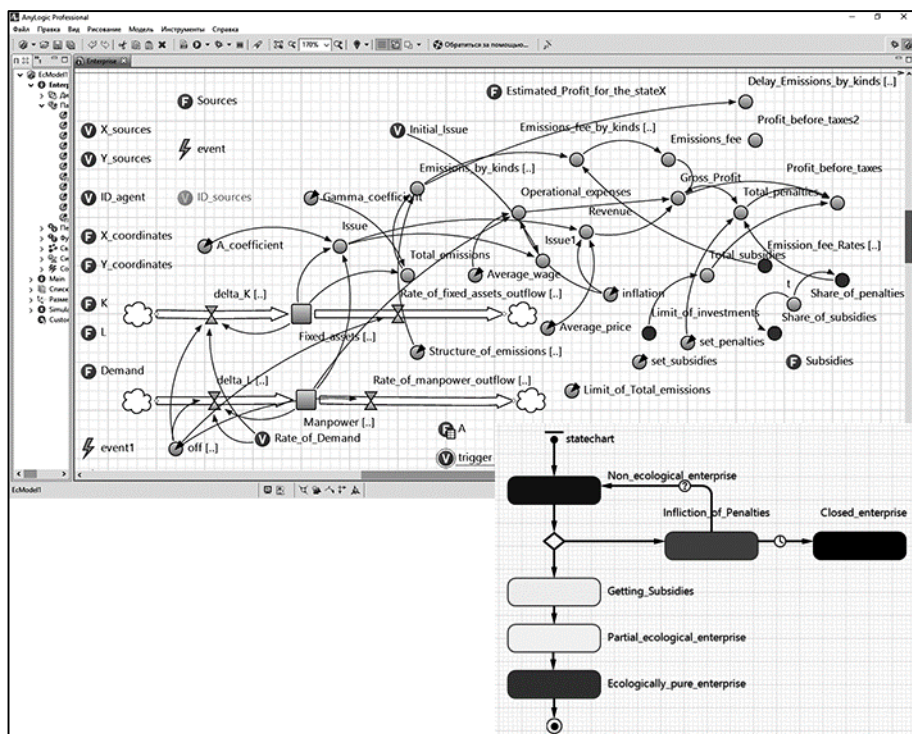


Рис. 1 Реализация модели эколого-экономической системы РА в системе AnyLogic.

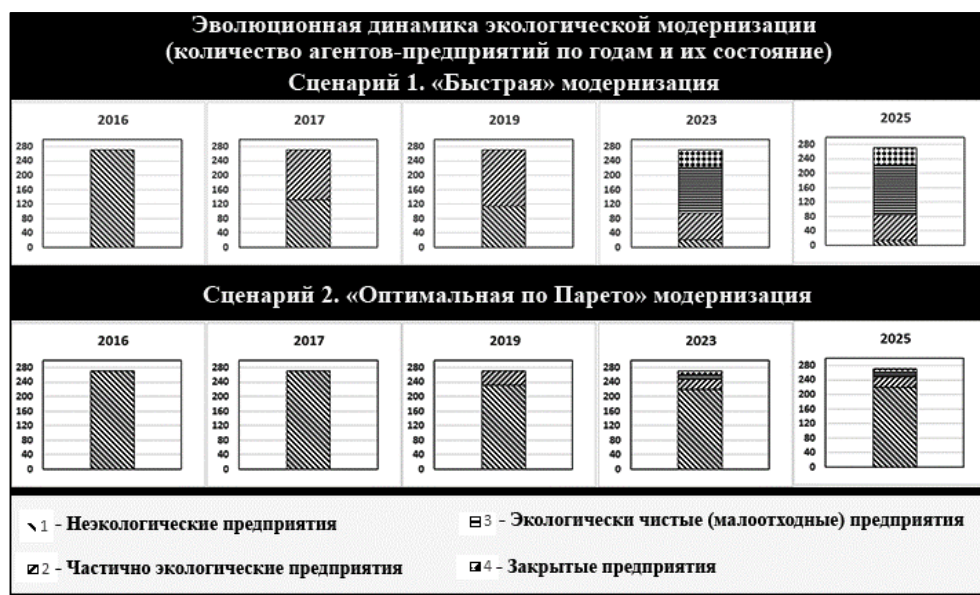
Важнейшим элементом модели является стейтchart (карта состояний) агента, обеспечивающая механизм перехода каждого агента-предприятия из исходного неэкологического состояния к целевому состоянию экологически чистого производства.

Особенностью данной модели является управление переходами между возможными состояниями агента-предприятия с помощью разработанного генетического алгоритма, предназначенного для поиска оптимальных по Парето решений для бикритериальной оптимизационной задачи рассматриваемой эколого-экономической системы. Предложенный алгоритм относится к классу алгоритмов SPEA, адаптирован для задачи бинарного управления эволюционной динамикой агентов, и обеспечивает высокую временную эффективность формирования решений вдоль границы Парето, в том числе за счет отсутствия необходимости кодирования хромосом при оценке фитнес-функций, вычисляемых как результат работы модели с учетом характеристик каждого агента.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В результате имитационного моделирования на реальных данных было установлено, что наилучшим сценарием для эколого-экономической системы Республики Армения является сценарий так называемой «оптимальной по

*Парето модернизации*», при котором обеспечивается снижение *Интегрированных Совокупных Выбросов* вредных веществ не менее чем на 25% (по сравнению с базовым сценарием отсутствия экологической модернизации) при позитивной динамике промышленного производства (когда индекс физического объема промышленного производства превышает 100%). Пример визуализации эволюционной динамики агентов-предприятий представлен на рис. 2.



**Рис. 2** Визуализация эволюционной динамики агентов-предприятий РА при различных сценарных условиях.

На гистограммах рис. 2 (с накоплением) визуализирована динамика количества агентов-предприятий и их состояния (с 2016 по 2025 гг.). *Наклонным влево штрихом* обозначено количество неэкологических предприятий (без модернизации), *наклонным вправо штрихом* – количество частично экологических предприятий (частичная модернизация), *горизонтальным штрихом* – количество экологически чистых (малоотходных) предприятий, *мелким ромбом* – количество закрытых предприятий. Отметим, что сценарий «быстрой» модернизации (рис.2), при которой переход к целевому состоянию экологически чистого производства для рассматриваемой популяции агентов-предприятий осуществляется без учета каких-либо внутренних ограничений на темпы модернизации, не является оптимальным решением с точки динамики интегрированного индекса физического объема промышленного производства. Более приемлемым является сценарий 2, при котором, как было отмечено ранее, данный индекс превышает 100% при одновременном 25%-м сокращении интегрального объема совокупных выбросов.

Также визуализированы альтернативные решения для эколого-экономической системы РА, полученные с помощью предложенного генетического алгоритма с возможностью выбора и анализа локальных решений вдоль границы Парето (рис. 3).

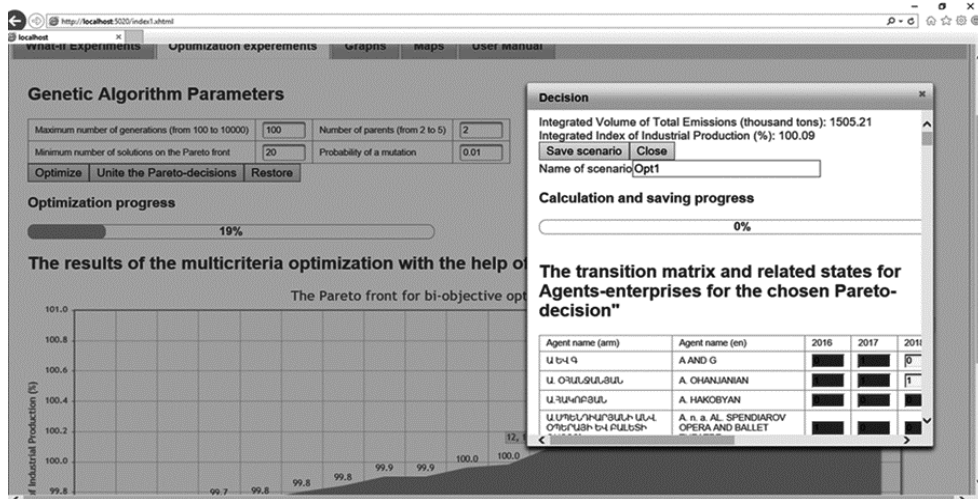


Рис. 3 Визуализация альтернативных решений для эколого-экономической системы Республики Армения.

## ВЫВОДЫ

Разработан и апробирован новый программный комплекс, предназначенный для изучения динамики экологической модернизации предприятий Республики Армения. Полученные результаты свидетельствуют о наличии предпочтительного, «оптимального по Парето» сценария экологической модернизации предприятий РА, при котором обеспечивается существенное снижение уровня совокупных выбросов вредных веществ в атмосферу при сохранении позитивной динамики промышленного производства.

Дальнейшим направлением исследования является комплексное математическое и компьютерное моделирование всех остальных факторов загрязнения окружающей среды, влияющих на характеристики социально-экономической системы РА (в частности, загрязнение почвы, водных ресурсов и др.), а также более точное моделирование влияния выбросов вредных веществ на долгосрочную динамику заболеваний (вызванных выбросами) и характеристики отдельных отраслей экономики (существенно зависящих от экологии региона), в частности, сельского хозяйства, туризма и др.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Акопов А.С., Бекларян Л.А., Бекларян А.Л., Сагателян А.К. 2014. Укрупненная модель эколого-экономической системы на примере Республики Армения. // Компьютерные исследования и моделирование, Т. 6. № 4. С. 621-631.

2. *Акопов А.С., Бекларян А.Л., Бекларян Л.А., Сагателян А.К.* 2016. Моделирование региональной эколого-экономической системы с механизмом государственного регулирования на примере Республики Армения. // Экономическая наука современной России. Т. 72, № 1, с. 109-119.
3. *Акопов А.С., Бекларян А.Л.* 2015. Многокритериальная оптимизация эколого-экономической системы: на примере Республики Армения. Устойчивость и процессы управления: Материалы III международной конференции (Санкт-Петербург, 5-9 октября 2015 г.) / Под общ. ред.: А.П. Жабко, Л.А. Петросян. – СПб.: Изд. дом Федоровой Г.В., с. 401-403.
4. *Акопов А.С.* 2014. Имитационное моделирование. Учебник и практикум для академического бакалавриата. – М.: Юрайт, 389 с
5. *Bleuler S., Brack M., Thiele L., Zitzler E.* 2001. Multiobjective Genetic Programming: Reducing Bloat by Using SPEA2. In Congress on Evolutionary Computation (CEC 2001), Piscataway, NJ, p. 536-543.
6. *Heckbert S., Baynes T., Reeson A.* 2010. Agent-based modeling in ecological economics. Annals of the New York Academy of Sciences, vol. 1185, p. 39-53.

## ГИС И ДИСТАНЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ – СОВРЕМЕННЫЕ ПОДХОДЫ К РЕШЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ

*Асмарян Ш.А., Мурадян В.С., Тепаносян Г.О., Овсепян А.А.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

В статье рассматриваются основные направления применения ГИС и дистанционных технологий для решения экологических проблем в Республике Армения. Обсуждаются основные направления развития дистанционных методов и распределенной ГИС среды – инфраструктуры пространственных данных (ИПД), которые в будущем обеспечат надежную научно-методическую основу для создания дистанционной мониторинговой системы, а также будут способствовать более эффективному управлению экологически значимой информации в Армении и тем самым принятию решений в этой области.

*Asmaryan Sh.G., Muradyan B.S., Tepanosyan G.H., Hovsepyan A.A., Saghatelyan A.K.* **GIS and remote sensing technologies: Modern approaches to solution of environmental problems.** The article considers main areas of application of GIS and remote sensing technologies for solution of environmental problems in the Republic of Armenia and discusses general trends of development of remote sensing methods and distributed GIS environment – spatial data infrastructure (SDI), which will then both assure a reliable scientific and methodological base for building a remote monitoring system and contribute to

more efficient management of environmental data in Armenia and therefore decision making in this area.

Среди всего многообразия традиционных областей использования геоинформационных систем (ГИС) и дистанционных технологий заметно доминирует новая её отрасль – экологическая. Использование геоинформационных систем позволяет оперативно получать информацию по запросу и отображать её на картооснове, оценивать состояние экосистемы и прогнозировать её развитие [4]. Экологические проблемы часто требуют действий, эффективность которых связана с получением, оперативностью обработки и представления информации. Но необходимы современные средства, чтобы связать разнородные данные друг с другом, сравнить, проанализировать, просто просмотреть их в удобном и наглядном виде, создать на их основе необходимую информацию (таблицу, схему, чертеж, карту, диаграмму) и управлять этот постоянно растущий поток и использовать ее для принятия решений [15].

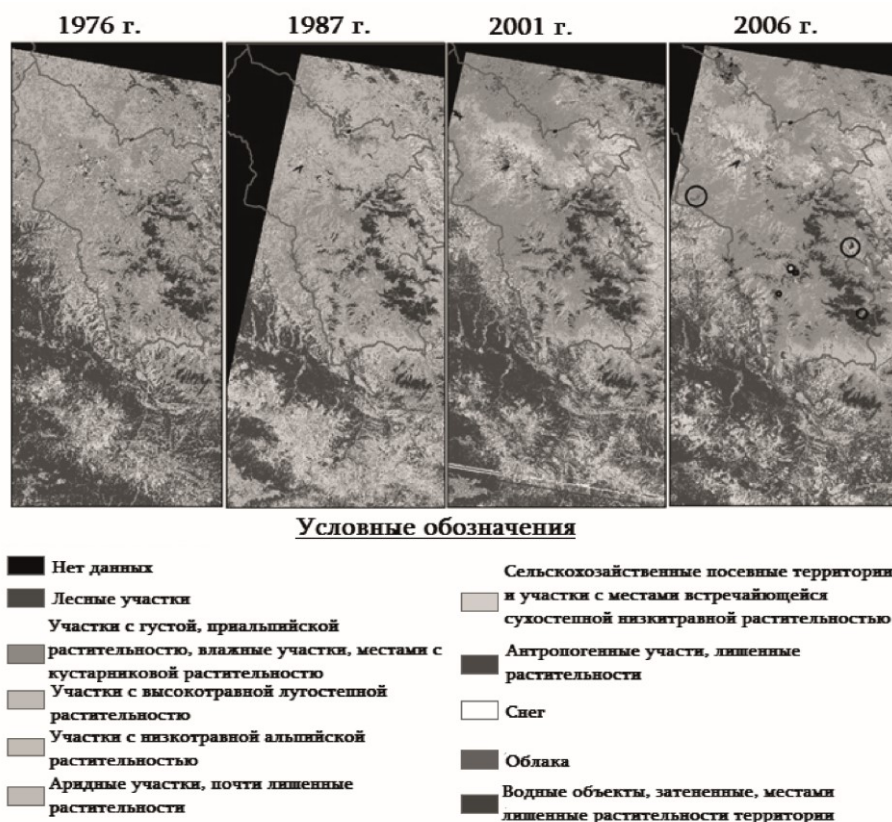
Технологии дистанционного зондирования (ДЗ) Земли в силу своих уникальных особенностей (широкий территориальный охват, оперативность, контроль за отдаленными районами и т. д.) имеют важное значение для контроля и мониторинга в разных сферах социально-экономической деятельности и в работах по оценке антропогенного и техногенного воздействия на окружающую среду [11]. Экосистемы, отраженные на многозональных космических снимках, представляют собой совокупность объектов, отличающихся по цвету и яркости, что позволяет использовать данные дистанционного зондирования (ДДЗ) для изучения их антропогенной трансформации [14]. В этом плане ДДЗ являются лидерами, предоставляющими информацию, отражающую реальную картину действительности.

В Центре эколого-ноосферных исследований НАН РА применение технологий ДЗЗ в экологических исследованиях началось с 80-ых годов прошлого века и как показывает практика, охватывает довольно широкий спектр проблем. На основе сопоставления спутниковых и наземных данных выполнены и ведутся разработки дистанционных методов в направлении:

- оценки и выявления динамики изменения ландшафтов;
- аэрокосмического мониторинга экологического состояния растительности (контаминация, запыление);
- оценки состояния современного землепользования и рациональности функционального зонирования территорий для решения вопросов территориального планирования;
- оценки степени эродированности высокогорных пастбищ;
- оценки продуктивности пастбищ и сенокосов.
- оценки риска отдельных промышленных объектов.

Дистанционные методы оценки динамики изменения ландшафтов основаны на анализе спектральных кривых и вегетационных индексов. В частности, вегетационный индекс NDVI (Normalized Difference Vegetation

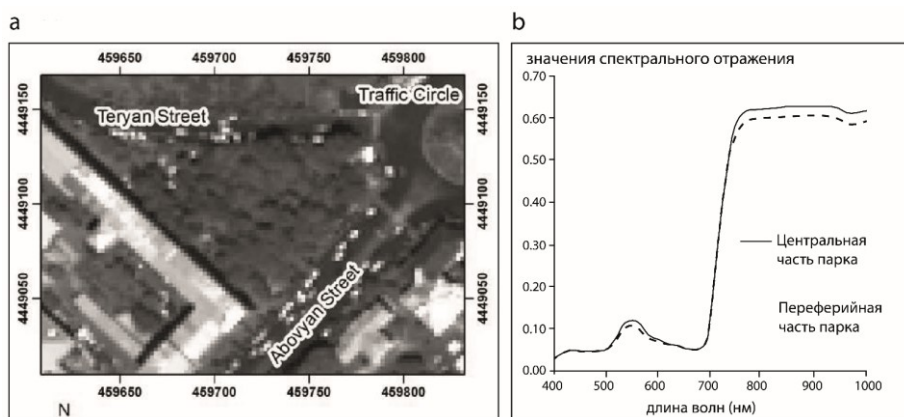
Index) – простой показатель количества фотосинтетически активной биомассы, один из самых распространенных и используемых индексов для количественной оценки экосистем [18]. На примере Сюникского марза в южной части Армении методом классификации объектов с обучением (Supervised classification) и с помощью вегетационных индексов выделены классы и проведен анализ спектральных кривых, которые характеризуют отражательную способность объектов в разных зонах спектра и являются одним из важнейших дешифровочных признаков природных и антропогенных объектов [8, 10]. В результате выявлена пространственно-временная динамика изменения ландшафтов в данном регионе за период с 1976-2006 гг. (рис. 1).



**Рис. 1** Оценка динамики экосистем Сюникского марза методом классификации с обучением многоспектральных космических снимков LANDSAT

В последние годы в аспекте дистанционного зондирования спектральные характеристики растительности изучались многими рабочими группами как в лабораториях, так и на природных полигонах [8, 10-11, 17]. С целью разработки методов дистанционного мониторинга экологического состояния г. Еревана, основываясь на результатах биогеохимических исследований, проведена спектрофотометрическая съемка для выявления особенностей

спектральной отражательной способности листьев деревьев отдельных видов (ясень обыкновенный, вяз мелколистный). На выбранном участке городского парка исследованы листья деревьев в зонах с различной степенью загрязнения (рис. 2) [3]. Сопоставлением данных биогеохимических исследований со спектральными данными, выраженными на многозональном космическом снимке WorldView2 высокого пространственного разрешения (0.46 м), а также сравнением кривых спектрального отражения листьев деревьев данного вида с суммарным коэффициентом загрязнения ТМ, выявлена обратная корреляционная связь между коэффициентами загрязнения и значениями спектрального отражения в ближнем инфракрасном диапазоне электромагнитного спектра (рис. 2) [16].



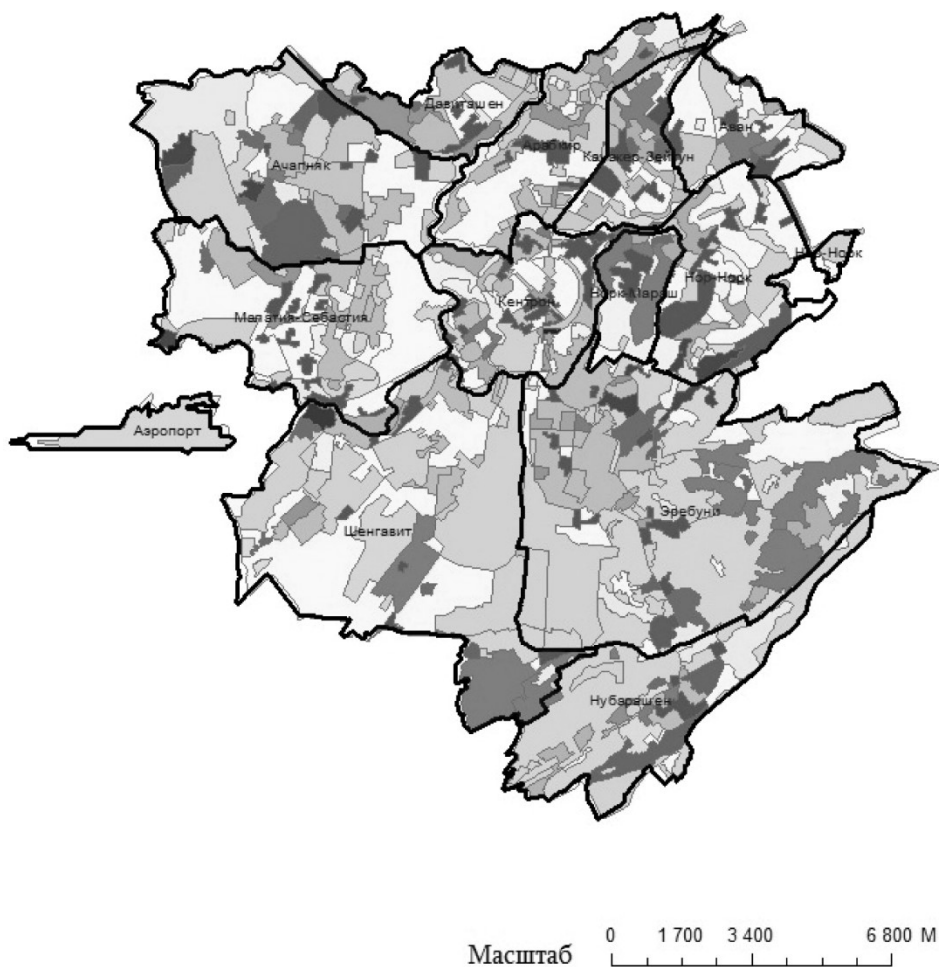
**Рис. 2** Дешифрирование загрязнения растительности городского парка:

*а) многозональный космический снимок WorldView2 модельной территории, б) спектральные кривые значений листьев деревьев, отражающие разницу спектральных значений в зеленом, красном и инфракрасном диапазонах в разных частях исследуемого участка*

Необходимым условием улучшения городской среды является рациональность её территориальной организации, для определения которой проведено функциональное зонирование - пространственная организация основных видов деятельности – труда, быта, отдыха [1-2, 9]. Функциональное зонирование территории города проводилось путем дешифрирования объектов землепользования по космическим снимкам QuickBird с применением трехуровневой системы Европейской номенклатуры земного покрова и землепользования CORINE LULC (Coordination of Information on the Environment land/use, land cover) (рис. 3).

Целесообразность применения к номенклатуре землепользования CORINE обусловлена рядом ее свойств, прежде всего, относительной простотой, универсальностью, применимостью к задачам ландшафтоведения и, что немаловажно, возможностью распознавания тех или иных категорий земель по данным дистанционного зондирования [5-6].

**Карта землепользования территории города Еревана по трехуровневой  
Европейской классификации CORINE**



**Рис. 3** Карта землепользования территории города Еревана по трехуровневой

Принятые в Армении кадастровые описания не совпадают с классификатором CORINE и вовсе не ориентированы на оценку текущего и динамического состояния земель. Поэтому распознавание соответствующих классов земель по материалам спутниковых съемок является самостоятельной задачей с целым рядом возможных фундаментальных и практических приложений. Функциональное зонирование территории города дало возможность определить степень функциональной нагрузки на морфо-литологическую систему г. Еревана и рациональности пространственной организации города [12-13].

## Условные обозначения

### Трехуровневая система классификации CORINE LULC

| 2-й уровень                                                                                                                                                                                   | Классы                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | 4-й уровень                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                                                                                                                                                                               |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>Жилая непрерывная городская застройка</li> <li>Жилая непрерывная городская застройка средней плотности</li> <li>Жилая прерывистая городская застройка</li> <li>Жилая прерывистая разреженная городская застройка</li> <li>Промышленная зона</li> <li>Коммерческая деятельность</li> <li>Услуги</li> <li>Археологические памятники</li> <li>Культовые здания и сооружения</li> <li>Неозелененные кладбища</li> <li>Стационарные лечебно-профилактические учреждения</li> </ul> |
|                                                                                                                                                                                               | <ul style="list-style-type: none"> <li>Аэропорты</li> <li>Открытые горные выработки</li> <li>Свалки</li> <li>Строительные площадки</li> <li>Заброшенные земли</li> <li>Зеленая зона города</li> <li>Рекреационные и спортивные сооружения</li> <li>Виноградники</li> <li>Сады</li> <li>Комплексное использование</li> <li>Сельскохозяйственные земли со значительной частью природной растительности</li> <li>Широколиственные леса</li> <li>Смешанные леса</li> <li>Естественные кормовые угодья</li> <li>Скалы</li> <li>Территории с разреженным растительным покровом</li> <li>Болота</li> <li>Водоемы</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Озелененные кладбища</li> <li>Парниково-тепличные хозяйства</li> <li>Комплексное использование без расселения</li> <li>Комплексное использование с рассеянным расселением</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>Пашни</li> <li>Многолетние насаждения</li> <li>Травянисто-кустарниковая растительность</li> <li>Территории с незначительной растительностью</li> </ul> |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |

Границы административных районов

Европейской классификационной системе CORINE.

Для эффективного контроля и управления высокогорными пастбищами необходима система мониторинга, неотъемлемым компонентом которой являются ГИС и дистанционные технологии с их мощным программно-аппаратным потенциалом. Неумеренное использование легко достигаемых пастбищ в Армении привело к потере их продуктивности с серьезными экологическими и экономическими последствиями. Кроме того, не в полном объеме используется основная часть пашен, которые являются основным источником высококачественного корма. В ЦЭНИ разработана методика оценки экологического состояния высокогорных пастбищ с применением ГИС и дистанционных

технологий, на основе которой выполнена оценка экологического состояния пастбищ для 80 сельских общин. С применением морфологических и морфометрических методов выполнена дифференциация и картографирование пастбищных участков, а оценка их экологического состояния (общая каменистость и степень деградации) проводилась в полевых и камеральных условиях с помощью замеров и визуального дешифрирования космических снимков [19].

Помимо вышеприведенных основных примеров практического применения дистанционных методов в ЦЭНИ имеются базовые научно-технологические ресурсы для развития в перспективе других направлений, таких как:

1. разработка дешифровочных признаков (прямых и косвенных) загрязнения почв тяжелыми металлами;
2. разработка дистанционных методов оценки качества воды в водоемах;
3. разработка дистанционных методов оценки энергетического потенциала кормовых угодий;
4. дистанционная диагностика болезней растений и распространения вредителей;
5. разработка дистанционных методов прогнозирования засух.

Но параллельно возрастающая необходимость создания надежной и эффективной инфраструктуры хранения и управления геопространственных данных, в том числе и экологически значимой информации позволило перейти на новый уровень использования ГИС технологий в ЦЭНИ и подумать о создании распределенной ГИС среде – инфраструктуре геопространственных данных (ИПД). Последние включают такие передовые достижения как распределенные базы данных, распределенные вычисления, стандарты взаимодействия открытых систем [9].

Итак, с 2011 года в ЦЭНИ ведутся интенсивные работы по установке ИПД с принятием международных стандартов для управления пространственными данными. Необходимые аппаратные и программные средства составляют сервер, рабочие стационарные компьютеры и программный пакет Geoserver: OpenGeo Suite – интегрированный программный пакет, обеспечивающий легкое в установке решение для отображения картографических данных и их совместного использования [20]. Эти приложения позволяют веб-серверу хранить и документировать данные и услуги в базе данных PostgreSQL / PostGIS, а также публиковать данные и метаданные, используя OGC и ISO стандарты (например, Web Map Service, Web Feature Service, Web Coverage Service).

Геопространственные и экологические данные и связанные с ними метаданные непрерывно вводятся в ИПД по международным стандартам OGC (WMS, WFS, WCS) и ISO 19139, 19115. В настоящее время наборы данных, которые составляются на основе этих стандартов, публикуются через веб-сервисы ([www.geoserver.cens.am](http://www.geoserver.cens.am), [www.opengeo.cens.am](http://www.opengeo.cens.am)) (рис. 4).

Последующая регистрация геопространственных данных в Глобальной Системе Систем Наблюдения Земли (GEOSS) и их наличие будут способствовать повышению значимости геопространственных данных в региональном и глобальном информационном пространстве, учитывая тот факт, что с 2014 года Армения является полноправным членом Группы по наблюдениям Земли (GEO) [21].

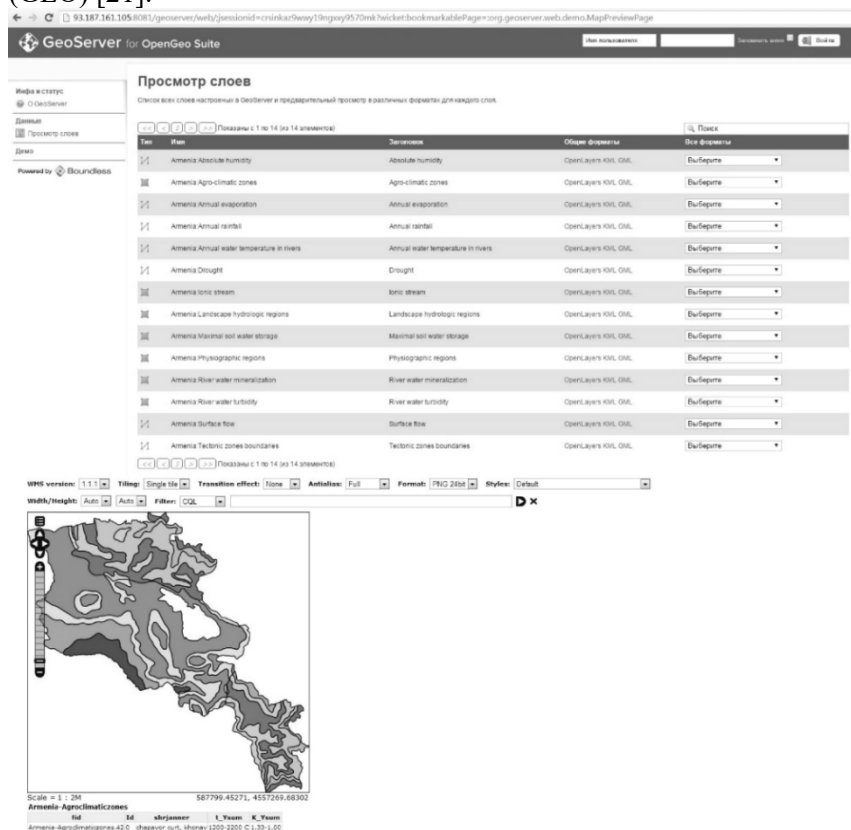


Рис. 4 Геопространственные данные в сетевой среде

В заключение можно констатировать, что:

- комплексование наземных и космических данных и междисциплинарный подход проэкологических исследований обеспечивают надежную научно-методическую основу для совершенствования дистанционных методов и создания на этой основе дистанционной мониторинговой системы с целью поддержки решения проблем экологической безопасности, территориального управления и вопросов устойчивого развития.
- инструментальные средства ИПД будут способствовать укреплению научно-исследовательского потенциала, предлагая инновационные подходы решения проблем обновления и обмена данными, а также управления постоянно растущим потоком экологически значимой информации в Армении.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Антипова А.В., 1998. Карты использования земель: принципы создания и применение в эколого-географических исследованиях. // Геодезия и картография, №1 стр.14-32.
2. Асмарян Ш.Г., 2007. Эколого-геоморфологическая оценка территории г. Еревана. / Материалы междуна. молодеж. конф. "Горные территории - экологические проблемы городов".- Ереван: Изд-во ЦЭНИ, стр. 96-100.
3. Асмарян Ш.Г., Мурадян В.С., Бужделев В.В., 2012. Оценка экологического состояния озелененных территорий города Еревана методом дистанционного зондирования (на примере Кольцевого парка и парка им. Абовяна). // Агронаука, N 11-12, стр. 752-755.
4. Берлянт А.М., 1997. Геоинформационное картографирование. - М.: 64 стр.
5. Гурьянова Л.В., 2008. Использование ГИС и данных дистанционного зондирования для мониторинга застроенных территорий. // Вестник Белорусского государственного университета, сер. 2, №3, стр. 107-112.
6. Лурье И.К., Косиков А.Г., 2003. Теория и практика цифровой обработки изображений: Дистанционное зондирование и географические информационные системы. – М.: Изд-во Научный мир, 168 стр.
7. Кошкарев А. В., Медведев А. А., Сагателян А. К., Асмарян Ш.Г., Мурадян В. С., 2014. Геоэкологическое картографирование в сетевой среде. // Геодезия и картография, N 6, стр. 14-19.
8. Кронберг П., 1988. Дистанционное изучение земли. – М.: Изд-во Мир, 352 стр.
9. Макаров В.З., Новаковский Б.А., Чумаченко А.Н., 2002. Эколого-географическое картографирование городов. – М.: Изд-во Научный мир, 194 стр.
10. Мищенко Н.В., Трифанова Т.А. Карева М.М., 2008. Оценка состояния растительности и почв на основе данных дистанционного зондирования. // Вестник Московского Университета, сер. 17, Почвоведение № 3, стр. 14 – 19.
11. Николаева Е.А., 2000. Индикация техногенного загрязнения компонентов тундровых экосистем по данным цифровой космической съемки. // Известия Академии Наук, Серия географическая, № 6, стр. 89 – 97.
12. Овсепян А.А., Асмарян Ш.Г., 2015. Применение ГИС для оценки устойчивости городского ландшафта. / Материалы 8-й международной молодёжной школы-конференции "Меридиан", Изд-во ИГ РАН, стр. 74-78.
13. Тепаносян Г.О., Мурадян В.С., Асмарян Ш.Г., 2015. Картографирование землепользования территории г. Еревана на основе классификационной системы CORINE LU/LC с применением ГИС и дистанционных технологий. / Материалы 8-й международной молодёжной школы-конференции "Меридиан", Изд-во ИГ РАН, стр. 91-93
14. Трифанова Т.А., Мищенко Н.В., Краснощекоев А.Н., 2005. Геоинформационные системы и дистанционное зондирование в экологических исследованиях. – М.: Изд-во Академический Проект, 348 стр.
15. Ципилева Т.А., 2004. Геоинформационные системы. Учебное пособие. – Томск: Изд-во Томский межвузовский центр дистанционного образования, 162 стр.

16. *Asmaryan Sh., Warner T., Muradyan V., Nersisyan G.*, 2013. Mapping tree stress associated with urban pollution using the WorldView-2 Red Edge band. // *Remote Sensing Letters*, V. 4, N2, p. 200-209.
17. *Euyoung Ch., Freek M., Frank R., Harald W., Woudewijn S., Kyoung – Woond K.*, 2008. Mapping of heavy metal pollution in stream using combined geochemistry, field spectroscopy and hyperspectral remote sensing: a case study of the Rodalquilar mining area, SE Spain. // *Remote sensing of environment*, № 112, p. 3222 – 3233.
18. *Giannico C.*, 2007. Remote sensing of vegetation in the Calabrian region. // *Acta Astronautica*, № 60, p. 119-131.
19. *Saghatelyan A.K., Asmaryan Sh.G., Muradyan V.S.*, 2014. The Utility of GIS for assessing the ecological state and managing Armenia's farmlands. // *Journal of Geological resource and engineering*, Vol.2, No.4, p. 222-229.
20. <http://openeo.org>
21. [https://www.earthobservations.org/documents/geo\\_xi/geoxi\\_armenia\\_statement.pdf](https://www.earthobservations.org/documents/geo_xi/geoxi_armenia_statement.pdf)

## ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ: ГИДРОХИМИЯ РЕКИ РАЗДАН В ПРЕДЕЛАХ ГОРОДА ЕРЕВАН

*Бабаян Г.Г., Саакян Г.А.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

Изучено качество воды р. Раздан в пределах города Ереван по гидрохимическим показателям. Проведен анализ пространственно-временной изменчивости по пунктам наблюдений (8 пунктов) и за многолетний период (за 2002-2005 и 2012-2015 гг.) методом кластерного анализа. Построены геохимические ряды тяжелых металлов по показателю коэффициента концентрации. Оценено качество воды реки с использованием региональных (экологических) нормативов. Показана доминирующая роль антропогенного загрязнения в формировании качества воды реки на урбанизированной территории. Результаты исследований могут быть использованы для проведения водоохранных мероприятий, ориентированных на повышение качества воды.

*Babayan G.H., Sahakyan G.A.* **Urban water bodies: hydrochemisry of river Hrazdan within the bounds of city of Yerevan.** River Hrazdan water quality by hydrochemical parameters within the bounds of Yerevan was studied. Through a cluster analysis, spatial and temporal changes by observation stations (8 in total) for a long-term period were studied. Geochemical series of heavy metals by a concentration coefficient index were made up. River water quality was assessed using regional (ecological) standards. A dominant role of man-caused pollution in formation of river water quality on urban site was demonstrated. The research results can be used in implementation of water protection measures aimed at water quality improvement.

## ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение водных объектов определяется мерой антропогенного воздействия, при превышении которой происходит нарушение устойчивого состояния экосистемы и ее естественного развития. Многолетнее воздействие антропогенных факторов приводит к сокращению связей антропогенно измененных ландшафтов бассейна с природными, дестабилизации химического состава воды, а при превышении границ адаптационной устойчивости формируется новая, обладающая иными свойствами природно-антропогенная водная экосистема [4].

Река Раздан берет начало из озера Севан и является самым длинным левосторонним притоком трансграничной р. Аракс в пределах Армении (бассейн р. Кура). Раздан входит в число главных природных богатств и главных природных ресурсов, определяющих существование и развитие экономики и самого человека на территории столицы республики – г.Еревана. Она является частью природной среды города, формирует его ландшафтный облик, выполняет инженерные, экологические, рекреационные функции. В то же время река в наибольшей степени испытывает влияние крупного города. В реку поступают промышленные и дренажные сточные воды, неорганизованные поверхностные (ливневые и талые) воды с городских территорий, недостаточно очищенные канализационные воды Ереванской станции аэрации. При этом объемы финансирования природоохранных мероприятий в последние годы находятся по-прежнему на низком уровне. Возрастающее ухудшение качества воды р.Раздан по ряду показателей представляет собой существенную и непрерывно растущую проблему для республики [6, 12].

Начиная с 2000г. в черте г.Ереван на 8 стационарных пунктах р.Раздан Центром эколого-ноосферных исследований НАН РА были организованы систематические наблюдения за качеством воды. Целью настоящих гидрохимических исследований является обобщение результатов наблюдений последних лет (2012-2015 гг.), выделение приоритетных загрязняющих веществ, неблагоприятных участков реки за многолетний период с использованием кластерного анализа, а также определение пригодности воды для целей водопользования.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Основные статьи водного баланса бассейна р.Раздан составляют площадь – 2565 км<sup>2</sup>, речной сток – 733 млн м<sup>3</sup>/год, атмосферные осадки – 1572 млн м<sup>3</sup>/год, испарение – 876 млн м<sup>3</sup>/год [11]. Речная сеть бассейна состоит из 541 рек с длиной 1262 км и плотностью сети – 0.49 км/км<sup>2</sup>. На территории города река с 1967 г. зарегулирована искусственным водохранилищем (Ереванское озеро) с зеркальной поверхностью 65 га. Питание реки смешанное, режим – с весенним половодьем, а также летне-осенней и зимней меженью [7].

В бассейне реки на территории г.Ереван размещены жилые, общественные (общественно-деловые) и рекреационные зоны, инженерные и транспортные

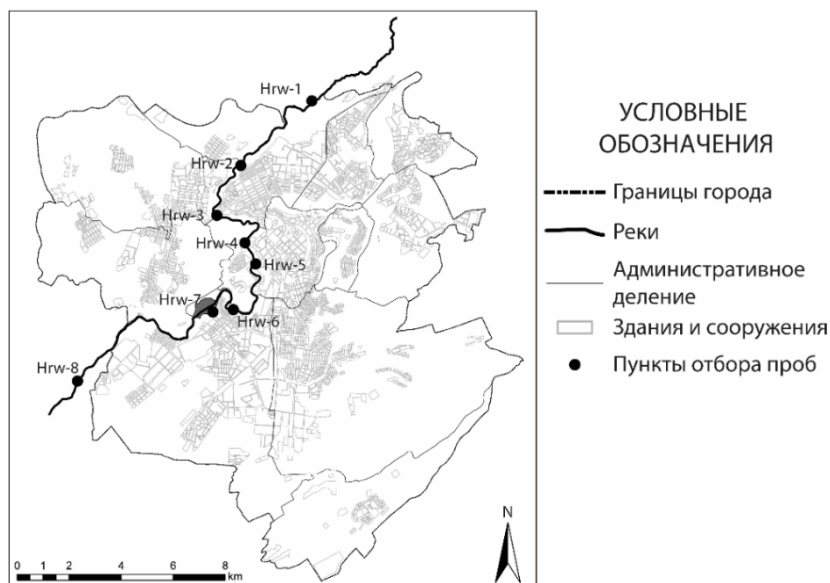
инфраструктуры. Ведется интенсивная и бесконтрольная застройка территории, создаются новые малые и средние предприятия. Водозабор из бассейна реки Раздан в черте города составляет 309.8, водопользование – 85.5, водоотведение 57.2 млн. м<sup>3</sup> (2014 г.) [12]. Состав сточных вод, поступающих в реку, крайне разнообразен, это производственные (промышленные и сельскохозяйственные) и хозяйственно-бытовые сточные воды. В бассейне реки находятся примерно 50-60% промышленных и коммунально-бытовых предприятий республики [6]. Промышленные воды отводятся как непосредственно в р.Раздан, так и в водоотводящие канализационные коллекторы. Сточные воды с территории города поверхностным стоком частично поступают в сеть городской ливневой канализации. Остальные дождевые и паводковые воды через открытые системы (кюветы, каналы, лотки дорог) без очистки отводятся в реку. Сточные воды централизованного водоотведения очищаются частично, поскольку Ереванская станция аэрации осуществляет только механическую очистку канализационных вод гг.Ереван, Чаренцаван, Абовян, Бюрегаван (около 900 тыс м<sup>3</sup>/год). Согласно данным водоканала (2014) процент снижения взвешенных веществ после очистной станции составляет 9.7%, БПК – 11%, общего азота – 8.6%, общего фосфора – 4.2%, нефтепродуктов – 3.8% (требования Директивы ЕС – взвешенные вещества – 90%, а ХПК – 75%) [7, 14].

В отличие от остальных поверхностных вод республики для воды в истоке р.Раздан характерны повышенные значения минерализации и выраженное превышение содержания магния над ионами кальция. Начиная с г.Раздан вниз по течению качество воды постепенно меняется под воздействием притока р.Мармарик, оставаясь примерно постоянным до входа в город Ереван (станция Канакер ГЭС) и совершенно другим – ниже по течению (ст.Масис). Согласно опубликованным данным (2014г.) государственного мониторинга качество воды у села Арзни до входа в город соответствует III классу (ХПК, нитраты, фосфаты), а после него – V классу по показателям аммиак, фосфаты, общий неорганический азот, взвешенные вещества [3, 12].

Выбор пунктов гидрохимических наблюдений на каждом городском участке реки проводился на основании базовой информации о плотности населения, видов хозяйственной деятельности, основных точечных и рассредоточенных источниках загрязнения, местах поступления сточных вод в реки, их количестве и предполагаемом качестве (рис. 1).

Ежегодный отбор проб проводился 2 раза: в весеннее половодье и летне-осеннюю межень. Контроль качества полевых работ осуществлялся анализом нулевых проб (Transport Blank, Equipment Blank и Transfer Blank). Пробы отбирались из центральных частей реки в 0.5-1.5 литровые полиэтиленовые бутылки. В качестве консерванта для тяжелых металлов использовалась концентрированная азотная, а для фосфатов – серная кислота. Пробы перевозились в холодильнике при температуре 4°C.

Анализ физико-химических показателей проводился в полевых условиях с помощью анализаторов Horiba и HACH SensION. Остальные показатели опре-



**Рис. 1** Схема р. Раздан в пределах г. Ереван и пункты отбора проб воды

делялись в лаборатории Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА (Сертификат 027/T-029 ИСО/IEC 17025-2005). Для анализа использовались общепринятые стандартизированные методы анализа воды (ИСО, ГОСТ): методы атомно-абсорбционной спектроскопии, пламенной фотометрии, спектроскопии, потенциометрии. Контроль качества лабораторных работ осуществлялся анализом повторных проб ( $\pm SD$ ,  $n=3$ ). В целом обобщены результаты анализа 128 проб воды за 2012-2015 гг., которые сопоставлены с данными за 2002-2005 гг.

Первичная обработка результатов анализов включала определение солевого состава воды, графическое его изображение с помощью построения трилинейных диаграмм [15], расчет статистических параметров. Для построения диаграмм солевого состава использована компьютерная программа GW-Chart, для статистической обработки данных – SPSS Statistics 20. При подготовке массива данных для статистической обработки очень высокие и очень низкие значения не были удалены, поскольку анализ их причин показал, что совокупность данных неоднородна по своему составу, возможно, по причине сильного антропогенного пресса со стороны водосбора. Пространственные и временные различия химического состава р. Раздан определены с использованием кластерного анализа по методу Уорда [5]. Сгруппированы гидрохимические показатели, пункты наблюдения в разные гидрологические сезоны, а также 4-летние тренды с 10-летним перерывом. Построены геохимические ряды тяжелых металлов по коэффициенту концентрации [9]. Для оценки качества воды максимальные концентрации изученных показателей (наихудшие условия) сопоставлены с действующими стандартами поверхностных и питьевых вод, в том числе с региональными (экологическими) нормативами

бассейна реки Раздан (среднего внутреннего потока реки) Разданского бассейна территориального управления [2, 8, 10, 13, 16].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Статистический анализ 4-летних (2012-2015гг.) экспериментальных данных показал, что пределы изменений величины водородного показателя составляют 7.36-8.56; электропроводности – 312-1124 мСм/см; мутности – 0-96 NTU; растворенного кислорода – 7.3-18.2 мг/дм<sup>3</sup>; минерализации – 225-706 мг/дм<sup>3</sup>; хлоридов 36.9-107.2 мг/дм<sup>3</sup>; сульфатов – 80.5-119.7 мг/дм<sup>3</sup>. общей жесткости - 2.6-6.46 ммол/дм<sup>3</sup>; солей аммония – 0.2-4.5 мг/дм<sup>3</sup>; нитритов – 0.01-0.50 мг/дм<sup>3</sup>; нитратов – 2.6-69.3 мг/дм<sup>3</sup>; фосфатов – 0.08-5.92 мг/дм<sup>3</sup>; марганца 1.2-110.0 мкг/дм<sup>3</sup>; цинка – 1.8-91.2 мкг/дм<sup>3</sup>; меди - 1.4-17.2 мкг/дм<sup>3</sup>.

Не обеспечены данными для статистического анализа серебро, с пределом обнаружения прибора <0.1 и максимальной концентрацией, равной 10.7; кадмий: <0.02 и 0.17; кобальт: <0.05 и 1,31; хром: <0,06 и 4.39; молибден – <0.05 и 10.0; никель – <0.03 и 5.12; свинец – <0.03 и 5.95 мкг/дм<sup>3</sup>. Концентрация ртути во всех пробах не превышала 0,6 мкг/дм<sup>3</sup>. Из всех анализируемых проб карбонаты обнаружены только в 7 случаях (максимальная концентрацией 18.5 мг/дм<sup>3</sup>).

По отдельным из изученных показателей получен большой разброс значений вокруг среднего, меньшая выравненность исследуемых значений и превышающая 33% величина коэффициента вариации. Повышенные значения коэффициента вариации были отмечены для специфических показателей коммунальных и производственных сточных вод, таких как нитриты (120.6), аммиак (119.5), фосфаты (106.0), марганец (92.2), цинк (82.1).

Изменение величины общей минерализации и соотношения ионов в солевом составе воды не подвергается четкой закономерности (рис. 2).

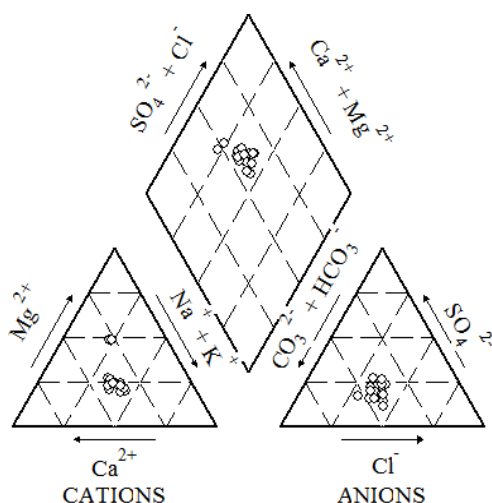


Рис. 2 Диаграмма Пайпера химического состава воды р.Раздан (Piper plot)

В большинстве исследованных проб на входе реки в город (пост Нrw-1) вода гидрокарбонатно-кальциевого, в некоторых случаях, как и для естественных условий – гидрокарбонатно-магниевого состава. Вниз по течению реки в черте города солевой состав воды изменяется: повышается доля хлорид- и натрий-ионов, понижается гидрокарбонат- и магний-ионов. Изменение соотношения главных ионов, а также повышение величины общей минерализации вниз по течению реки – результат загрязнения воды.

Для подтверждения объективности вывода о неоднородности качества воды по всем гидрохимическим показателям, по постам и годам наблюдения проведен кластерный анализ.

Получены три основные дендрограммы:

- дендрограмма I: по 20 гидрохимическим показателям и гидрологическим сезонам,
- дендрограмма II: по пунктам отбора проб и гидрологическим сезонам,
- дендрограмма III: по 4-летним трендам с 10-летним промежутком 2002-2005гг. и 2012-2015гг.

Для интерпретации результатов евклидовое расстояние на всех дендрограммах принято равным 15 и выделены следующие кластеры: а) 3 кластера – в паводок и межень соответственно (дендрограмма I); б) 2 кластера – в паводок и межень соответственно (дендрограмма II); в) 1 кластер - 2002-2005гг. и 2012-2015гг (дендрограмма III) (табл. 1).

**Таблица 1** Состав кластеров гидрохимических показателей р.Раздан

| N | Гидрохимические показатели                                                       |                                                                                           | N | Пункты отбора проб                   |                                      | N | Годы наблюдений              |                                              |
|---|----------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|---|--------------------------------------|--------------------------------------|---|------------------------------|----------------------------------------------|
|   | паводок                                                                          | межень                                                                                    |   | паводок                              | межень                               |   | 2002-2005                    | 2012-2015                                    |
| 1 | аммиак, фосфаты, сульфаты, температура, нитриты, медь, цинк, нитраты             | pH, электропроводность, гидрокарбонаты, карбонаты, магний, раств. кислород                | 1 | Hw-3<br>Hw-4<br>Hw-5<br>Hw-7<br>Hw-8 | Hw-3<br>Hw-5<br>Hw-6<br>Hw-7<br>Hw-8 | 1 | Hw-2<br>Hw-5<br>Hw-3<br>Hw-4 | Hw-5<br>Hw-6<br>Hw-7<br>Hw-2<br>Hw-3<br>Hw-4 |
| 2 | хлориды, электропроводность, кальций, TDS, натрий                                | медь, цинк, хлориды, нитраты                                                              | 2 | Hw-2<br>Hw-6                         | Hw-2<br>Hw-4<br>Hw-1                 | 2 | Hw-6<br>Hw-8                 |                                              |
| 3 | гидрокарбонаты, карбонаты, марганец, pH, магний, мутность, растворенный кислород | фосфаты, марганец, сульфаты, температура, аммиак, мутность, натрий, TDS, кальций, нитриты |   |                                      |                                      |   |                              |                                              |

Сходство химического состава воды (дендрограмма I) в сезон паводка характеризуется тремя кластерными единицами. В первую группу входят смешанные показатели: аммиак, фосфаты, сульфаты, нитриты, медь, цинк, нитраты, а во вторую и третью – в основном показатели солевого состава

воды. В этот сезон наиболее выражены связи аммиак-фосфаты, хлориды-электропроводность, минерализация-кальций, гидрокарбонаты-карбонаты. В межень картина несколько меняется: в первую группу входят только показатели солевого состава и растворенный кислород, а вторая и третья группа имеет смешанный состав. Тесные связи отмечены между водородным показателем-электропроводностью, карбонатами-кальцием, аммиаком-мутностью.

Распределение показателей солевого состава в группах и тесные связи между ними с одной стороны, отражают естественные взаимосвязи (связи между показателями солевого состава воды, минерализации, электропроводности), а с другой – их антропогенную природу (образование смешанных групп и тесные связи между азотсодержащими веществами и кальцием или аммиака с мутностью и др.). Различие между кластерами в паводок и межень можно также связать с изменением гидрологического режима: увеличение расхода реки “усредняет” концентрации изученных показателей в воде.

На формирование химического состава вниз по течению реки влияют морфологические и гидродинамические характеристики реки. Именно они определяют направленность процессов самоочищения или вторичного загрязнения воды. Качество воды основной реки меняется в результате поступления воды притоков, имеющих отличный от основной реки состав воды, загрязняющих веществ с водосборного бассейна (взвешенных веществ, легкорастворимых солей щелочноземельных металлов, хлоридов, органических веществ, соединений фосфора и азота, тяжелых металлов). Различия в процессах, в которых участвуют гидрохимические показатели и, как следствие, соотношений между гидрокарбонаты→карбонаты, гидрокарбонаты→→хлориды→сульфаты; магний→кальций→натрий, аммиак→нитриты→нитраты и др. приводят к образованию неоднородных кластерных групп.

Между выделенными по совокупности гидрохимических показателей группами постов вниз по течению р.Раздан в разные гидрологические сезоны (дендрограмма II) также наблюдаются значимые различия. Пространственные изменения гидрохимических показателей в сезон паводка по постам р.Раздан характеризуются следующими группами [Hw-3, Hw-4, Hw-5, Hw-7, Hw-8] и [Hw-2; Hw-6], а в сезон межени – [Hw-3, Hw-5, Hw-6, Hw-7, Hw-8] и [Hw-2, Hw-4, Hw-1]. Посты Hw-3, Hw-5, Hw-7 и Hw-8, а также Hw-2 в оба сезона находятся в тех же группах. Наиболее тесно взаимосвязаны между собой пункты Hw-3 - Hw-4 (паводок) и Hw-3 - Hw-5 (межень). Пункт Hw-1 в сезон паводка аномален и не входит ни в один из выделенных кластеров.

В пределах неоднородного в ландшафтно-геохимическом отношении городского участка р.Раздан резкая неравномерность распределения обусловлена в первую очередь изменениями поверхностного стока с городских территорий в зависимости от характера застройки, наличия промышленных предприятий и др. Загрязненные дождевые и паводковые воды рассеянным стоком поступают в реку как непосредственно, так и через частично действующую сеть городской ливневой канализации. В районе станции Hw-7 нагрузки со стороны водосбора увеличиваются за счет поступления более

загрязненных вод р.Гетар. Затем до станции Нw-8 сток регулируется Ереванским озером. После этого створа река принимает частично очищенные (механическая очистка) сточные воды Ереванской станции аэрации.

Динамика временной изменчивости (дендрограмма III) гидрохимических данных, сгруппированных по двум 4-летним отрезкам (2002-2005гг. и 2012-2015гг.) оказалась еще более хаотичной. В первый временной отрезок (2002-2005гг.) выделены две значимые кластерные системы со станциями [Нw-2, Нw-5, Нw-3, Нw-4] и [Нw-6, Нw-8], а во второй (2012-2015гг.) только одна – [Нw-5, Нw-6, Нw-7, Нw-2, Нw-3, Нw-4]. Наиболее тесная связь в первом случае отмечена между пунктами Нw-2 и Нw-5, а во втором - Нw-5 и Нw-6. Также существенно различается гидрохимический состав воды пункта Нw-7 (2002-2005гг.) и Нw-8 (2012-2015гг.) соответственно.

В последние годы изменения качества воды вниз по течению р.Раздан менее выражены и аномальны только на станции влияния сточных вод Ереванской станции аэрации (Нw-8). Такая динамика связана с выравниванием (снижением) антропогенного пресса на всем протяжении города в основном в связи с остановкой промышленных предприятий или сокращением объемов их производств. Реформирование коммунального хозяйства города привело к улучшению организации работ по сбору канализационных сточных вод и прочистке заторов водоотводящих сетей и коллекторов, выносу городского бытового мусора. Для более детального изучения антропогенной составляющей р.Раздан по тяжелым металлам рассчитан коэффициент концентрации и построены геохимические ряды. С учетом того, что в данном случае основной целью построения рядов является выявление приоритетных загрязнителей в черте города, в качестве фонового выбран Нw-1 – пункт, условно являющийся “входом” в город. Средние геохимические ряды представлены в таблице 2.

**Таблица 2** Ранжированные геохимические ряды тяжелых металлов, 2015г.

| Пункт          | Геохимический ряд                                                                         | Суммарный коэффициент ряда |
|----------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|
| <i>Паводок</i> |                                                                                           |                            |
| Нw-2           | Pb <sub>(5.75)</sub> – Mn <sub>(1.18)</sub> – Zn <sub>(1.05)</sub>                        | 7.98                       |
| Нw-3           | Mn <sub>(2.75)</sub> – Pb <sub>(2.23)</sub> – Zn <sub>(1.38)</sub>                        | 6.36                       |
| Нw-4           | Cr <sub>(1.04)</sub>                                                                      | 1.04                       |
| Нw-6           | Cr <sub>(1.85)</sub> – Zn <sub>(1.44)</sub> – Mn <sub>(1.33)</sub>                        | 4.62                       |
| Нw-7           | Pb <sub>(2.86)</sub> – Zn <sub>(1.27)</sub>                                               | 4.13                       |
| Нw-8           | Mn <sub>(2.40)</sub> – Zn <sub>(2.38)</sub> – Cu <sub>(1.00)</sub>                        | 5.78                       |
| <i>Межень</i>  |                                                                                           |                            |
| Нw-2           | Cu <sub>(1.38)</sub> – Mn <sub>(1.38)</sub>                                               | 2.76                       |
| Нw-3           | Cu <sub>(2.42)</sub> – Zn <sub>(1.64)</sub> – Mn <sub>(1.44)</sub>                        | 5.50                       |
| Нw-4           | Cu <sub>(2.11)</sub> – Zn <sub>(1.65)</sub> – Cr <sub>(1.29)</sub> – Mn <sub>(1.06)</sub> | 6.11                       |
| Нw-5           | Cu <sub>(1.97)</sub> – Zn <sub>(1.55)</sub> – Cu <sub>(1.25)</sub>                        | 4.77                       |
| Нw-6           | Cr <sub>(2.06)</sub> – Zn <sub>(1.96)</sub> – Cu <sub>(1.18)</sub>                        | 5.20                       |
| Нw-7           | Cu <sub>(2.07)</sub> – Mn <sub>(1.75)</sub> – Zn <sub>(1.65)</sub>                        | 5.47                       |
| Нw-8           | Ni <sub>(1.91)</sub> – Cu <sub>(1.74)</sub> – Zn <sub>(1.40)</sub>                        | 3.15                       |

Усредненные ряды представлены в следующем виде:

паводок:  $Pb_{(10.84)} - Mn_{(7.67)} - Zn_{(7.51)} - Cr_{(2.89)}$ ;

межень:  $Cu_{(12.86)} - Zn_{(9.87)} - Mn_{(5.63)} - Cr_{(4.59)}$ .

Доминирование Pb в паводок обусловлено высокой степенью загрязнения городских территорий, вследствие чего в период таяния снега и ливневых дождей поверхностный смыв резко обогащается свинцом.

Пункты мониторинга по уменьшению значений суммарного коэффициента концентрации располагаются в следующий ряд:

Hw-3→Hw-2→Hw-6→Hw-7→Hw-8→Hw-4→Hw-5.

Максимальные значения изученных гидрохимических показателей превышают экологические нормативы РА для среднего внутреннего потока реки бассейна р. Раздан [8], а по концентрациям аммония и нитратов – нормы для поверхностных вод РФ [2] и питьевой воды ЕС [13] (табл. 3).

**Таблица 3** Сравнительная характеристика максимальных значений гидрохимических показателей (2012-2015 гг.) с национальными и международными стандартами

| Показатель/<br>концентрация                        | Макс.<br>значения<br>по 8<br>постам<br>р.Раздан | Эконорма<br>* (2011)<br>РА [8] | Поверхно<br>стные<br>воды<br>(1991)<br>Россия<br>[2] | Питьевая<br>вода<br>(2002) РА<br>[10] | Питьевая<br>вода,<br>ВОЗ<br>(WHO)<br>(2006)<br>[16] | Питьевая<br>вода, дире<br>ктива<br>98/83/ЕС<br>[13] |
|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------|--------------------------------|------------------------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| pH                                                 | 8.58                                            | 6.5–9                          | 6.5–8.5                                              | 6–9                                   | –                                                   | 6.5–9.5                                             |
| Еw, $\mu S/cm$                                     | 1124                                            | 1500                           | –                                                    | –                                     | –                                                   | 2500                                                |
| Мутность, NTU                                      | 96                                              | –                              | –                                                    | 2.6                                   | 5                                                   | –                                                   |
| O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>                | 18.2                                            | >4                             | <4                                                   | –                                     | –                                                   | –                                                   |
| TDS, мг/дм <sup>3</sup>                            | 706.0                                           | 1500                           | 1000                                                 | 1000                                  | 1000                                                | –                                                   |
| Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>               | 153.1                                           | 200                            | 350                                                  | 350                                   | 250                                                 | 250                                                 |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup> | 142.0                                           | 250                            | 500                                                  | 500                                   | 250                                                 | 250                                                 |
| $\Sigma (Na^+ K^+)$ , мг/дм <sup>3</sup>           | <u>116.7</u>                                    | 52                             | 200                                                  | 200                                   | 200                                                 | 200                                                 |
| Жесткость, мг-экв/дм <sup>3</sup>                  | 7.90                                            | 40                             | –                                                    | 7                                     | –                                                   | –                                                   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>  | <u>4.50</u>                                     | 2.4                            | 2.0                                                  | –                                     | –                                                   | 0.5                                                 |
| NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>  | <u>0.50</u>                                     | 0.3                            | 3.3                                                  | 3.0                                   | 3                                                   | 0.5                                                 |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>  | <u>69.26</u>                                    | 11.3                           | 45                                                   | 45                                    | 50                                                  | 50                                                  |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/дм <sup>3</sup> | <u>5.92</u>                                     | 0.4                            | –                                                    | –                                     | –                                                   | –                                                   |
| Hg, мкг/дм <sup>3</sup>                            | ≥0.60                                           | 0.60                           | 0.5                                                  | 0.5                                   | 0.6                                                 | 1                                                   |
| Mn, мкг/дм <sup>3</sup>                            | <u>110</u>                                      | 40                             | 100                                                  | 100                                   | 50                                                  | 50                                                  |
| Cd, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 0.17                                            | 4.02                           | 1                                                    | 1                                     | 3                                                   | 5                                                   |
| Pb, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 6                                               | 50                             | 30                                                   | 30                                    | 10                                                  | 10                                                  |
| Ni, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 5                                               | 100                            | 100                                                  | 100                                   | 70                                                  | 20                                                  |
| Mo, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 7.25                                            | 56                             | 250                                                  | 250                                   | 70                                                  | –                                                   |
| Cu, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 17                                              | 100                            | 100                                                  | 100                                   | 200                                                 | 200                                                 |
| Zn, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 23                                              | 500                            | 100                                                  | 500                                   | 500                                                 | –                                                   |
| Cr, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 4                                               | 250                            | 50                                                   | 50                                    | 50                                                  | 50                                                  |
| Co, мкг/дм <sup>3</sup>                            | 1.3                                             | 1.12                           | 100                                                  | 100                                   | –                                                   | –                                                   |

\*) – приведены нормативы качества воды для орошения,

\*\*) выделены значения, превышающие нормы.

Пятый, плохой класс отмечен: нитраты и фосфаты – все посты наблюдения; натрий – Нw-2 по Нw-8; нитриты – Нw-2, Нw-7, Нw-8; марганец – Нw-1, Нw-3, Нw-8; аммоний – Нw-8. Четвертый неудовлетворительный класс: нитриты – Нw-1, Нw-3, Нw-4, Нw-5, Нw-6; марганец – Нw-2, Нw-4, Нw-7; натрий – Нw-1. Остальные показатели имеют третий средний, второй хороший (кальций, магний, кадмий, свинец, медь, цинк и хром, кобальт) и первый отличный (водородный показатель, растворимый кислород, ртуть, никель) статус. Поскольку, наличие всего одного показателя с неудовлетворительным качеством воды достаточно, чтоб изменить класс качества всего речного бассейна в худшую сторону можно заключить: качество воды р. Раздан, в целом, относится к V – плохому классу, ограничивающему сохранение водотоков, защиту водных экосистем и рыбоводство лососевых видов рыб (I и II класс), нормальное функционирование водных экосистем и рыбоводство карповых видов рыб (I, II и III класс) и что особенно важно – орошение (I, II, III и IV класс).

## ВЫВОДЫ

1. Пределы изменения водородного показателя р. Раздан за 2012-2015 гг. составляют 7.36-8.56; мутности – 0-96 NTU; минерализации – 225-706 мг/дм<sup>3</sup>; растворенного кислорода – 7.3-18.2 мг/дм<sup>3</sup>; хлоридов 36.9-107.2 мг/дм<sup>3</sup>; сульфатов – 80.5-119.7 мг/дм<sup>3</sup>. общей жесткости – 2.6-6.46 мг-экв./дм<sup>3</sup>. Солевой состав воды гидрокарбонатно-кальциевый. Пределы изменения ионов аммония 0.2-4.5; нитритов – 0.01-0.50; нитратов – 2.6-69.3; фосфатов – 0.08-5.92; марганца – 1.2-110.0; цинка – 1.8-91.2; меди – 1.4-17.2 мкг/дм<sup>3</sup>. Нижний предел концентраций остальных металлов лежит ниже чувствительности прибора, а максимально обнаруженные концентрации составляют: серебро – 10.7; кадмий – 0.17; кобальт – 1.31; хром – 4.39; молибден – 10.0; никель – 5.12; свинец – 5.95 мкг/дм<sup>3</sup>.

2. Пространственно-временная организация реки по результатам кластерного анализа – изменение ионного состава воды, увеличение величины общей минерализации, широкий разброс концентраций таких показателей как мутность, азотсодержащие вещества, фосфаты, тяжелые металлы – свидетельствуют о доминирующей роли загрязнения в формировании качества воды на урбанизированной территории. Именно антропогенные факторы, такие как изменение естественного гидрологического режима, регулирование стока, разновременность и неравномерность поступления загрязняющих веществ из рассеянных и точечных источников загрязнения и др. определяют аномалию распределения гидрохимических показателей по станциям отбора проб реки в различные гидрологические фазы и годы.

3. Геохимические ряды тяжелых металлов в паводок представлены следующей последовательностью: Pb<sub>(10.84)</sub> – Mn<sub>(7.67)</sub> – Zn<sub>(7.51)</sub> – Cr<sub>(2.89)</sub>, а в межень: Cu<sub>(12.86)</sub> – Zn<sub>(9.87)</sub> – Mn<sub>(5.63)</sub> – Cr<sub>(4.59)</sub>. Суммарная интенсивность ряда составляет 29.91 и 32.96 соответственно. Геохимические ряды тяжелых металлов по

постам составляют следующий убывающий ряд: Hw-3→Hw-2→Hw-6→Hw-7→Hw-8→Hw-4→Hw-5.

4. Изученные гидрохимические показатели в основном не превышают международные и национальные стандарты поверхностных и питьевых вод и превышают – сравнительно более строгие экологические нормативы РА. В наибольшей степени вода р. Раздан загрязнена взвешенными веществами, нитритами, нитратами, фосфатами, натрием, марганцем, т.е. показателями хозяйственно-бытовых и ливневых сточных вод. Концентрации тяжелых металлов не превышают нормативы второго хорошего класса воды. Пятый класс качества воды р.Раздан по нитратам и фосфатам (все посты наблюдения), натрию (Hw-2 по Hw-8), нитритам (Hw-2, Hw-7, Hw-8; марганцу (Hw-1, Hw-3, Hw-8), аммиаку (Hw-8) ограничивает охрану водотоков, нормальное функционирование экосистем и рыбоводство. Вода р. Раздан в черте города не может быть также использована для орошения.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас Армянской ССР. 1961. Ереван: Изд. АН Арм. ССР и Главного управления геодезии СССР. –, 103с.
2. Гигиенические требования к охране поверхностных вод (2001) Санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.5.980-00, <http://www.gosthelp.ru/text/SanPiN21598000Gigieniches.html>
3. Гидрохимический бюллетень. 1968-1985. Материалы наблюдений за загрязненностью поверхностных вод на территории деятельности Армянского УГКС.
4. *Одум Ю.* 1986. Экология. – М.: Мир, в 2-х томах
5. *Олдендерфер М.С., Блэшфилд Р.К.* 1989. Кластерный анализ / Факторный, дискриминантный и кластерный анализ. М.: Финансы и статистика, 5-77 с.
6. Отчет национального статистического управления за 2008-2014 / Окружающая среда и природные ресурсы (на арм. языке): <http://www.armstat.am/am/>
7. Официальный сайт ЗАО "Ереван Джур" <http://www.yerevandjur.am>
8. Постановление Правительства РА N 75-Ն от 27 января 2011 г. Об определении норм обеспечения качества вод для управления территорий отдельных водных бассейнов, в зависимости от особенностей местности, <http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?docID=65705>
9. *Саен Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П.* 1990. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 335 с.
10. СанПиН N2-III-A2-1 (2002) Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества (на арм.яз.)
11. Указ Правительства РА № 1749-Ն от 9 декабря 2004. О создании бассейнов территориального управления и утверждении планов управления, <http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?docid=79171>
12. Цент мониторинга воздействия на окружающую среду МОП РА (на арм. языке), официальный сайт: <http://www.armmonitoring.am/>

13. Council directive 98/83/EC (1998) on the quality of water intended for human consumption: EN Official Journal of the European Communities
14. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy: CELEX-EUR Official Journal L 327, 22 December 2000, p. 1-72.
15. Piper A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. Eos Trans. AGU, 25(6), 914–928, doi:10.1029/TR025i006p00914.
16. WHO (2006) Guidelines for drinking-water quality, volume 1.2000—recommendations, 3rd edn. World Health Organization, Geneva.

## МОНИТОРИНГ ЗАПРЕЩЕННЫХ ПЕСТИЦИДОВ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДЬЯХ РЕСПУБЛИКИ АРМЕНИЯ

*Бегларян М.М., Беляева О.А., Оганесян А.С., Пипоян Д.А.,  
Тепаносян Г.О., Саакян Л.В.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

Проведено пилотное исследование остаточных количеств пестицидов в почвах, ирригационных водах и продукции в сельскохозяйственных угодьях и почвогрунтах бывших хранилищ пестицидов Армении. Исследованы 17 запрещенных пестицидов, из которых обнаружен только ДДТ в 15.1% почвенных проб. В водах, овощах и фруктах пестициды не обнаружены.

*Beglaryan M.M., Belyaeva O.A., Hovhanissyan A.S., Pipoyan D.A., Tepanosyan G.O., Sahakyan L.V.* **Monitoring of forbidden pesticides in agricultural lands of the Republic of Armenia.** A pilot study has been conducted of residual pesticides in soils, irrigation waters of agricultural lands, farm produce, and soils of former pesticide storage facilities of Armenia. The samples were analyzed for 17 forbidden pesticides, but only DDT was detected in 15.1% of soil samples. No pesticides were identified in waters, vegetables and fruits.

### ВВЕДЕНИЕ

Стойкие органические загрязнители – СОЗ, являются наиболее распространенными и убикватарными загрязнителями окружающей среды. Они имеют тенденцию к биоаккумуляции в пищевой цепи и потенциал для нанесения вреда окружающей среде и здоровью человека [10]. В связи с этим, учитывая присутствие СОЗ в окружающей среде, в 2011 было принято Международное соглашение [12].

Изначально к СОЗ причислены 12 веществ, так называемая “грязная дюжина”: ДДТ, альдрин, дильдрин, эндрин, хлордан, мирекс, токсафен, гепта-хлор, гексахлорбензол, а также промышленные химикаты: полихлорированные бифенилы и их метаболиты (диоксины и фураны) [8, 12]. Большинство указанных СОЗ-ов являются запрещенными к использованию пестицидами в тех странах, в том числе и в Армении, которые присоединились к Стокгольмской конвенции.

СОЗ-ы негативно влияют на эндокринную систему, проявляя свойства так называемых эндокринных дисрапторов [9]. СОЗ-ы известны также как канцерогенные вещества. Экспериментальные данные выявляют положительную корреляцию между наличием некоторых пестицидов, в частности хлорорганических веществ в окружающей среде и канцерогенной опасностью для человека [4].

Согласно одному из современных подходов, мера стойкости загрязнителей в многокомпонентной окружающей среде вычисляется с помощью модели массового баланса в виде логнормального распределения периодов полураспада вещества в каждом отдельном компоненте окружающей среды [13]. Так как период полураспада в почвах наиболее длителен, почва является основным компонентом экосистем, аккумулирующим стойкие пестициды [6]. Накапливаясь в почве в течение длительного времени, пестициды оказывают негативное влияние на её качество, снижают плодородность и, наконец, переходя по пищевой цепи, могут угрожать здоровью человека [7].

Присутствие остатков пестицидов в пищевой продукции является одной из проблем здравоохранения, в особенности, если речь идет о потреблении свежих фруктов и овощей [2]. Данные ВОЗ указывают, что 220 тыс. смертельных случаев во всем мире – это результат отравления пестицидами [14].

Интенсивное применение хлорорганических пестицидов в Армении началось в 50-х гг. XX века и продолжалось вплоть до 70-х гг. [11]. По неофициальным данным в Армении по сей день используются неконтролируемые количества пестицидов советского производства.

Принимая во внимание стойкость ряда пестицидов в окружающей среде, можно предположить наличие загрязнителей в почвах традиционных сельскохозяйственных регионов Армении. В дополнение к историческому загрязнению на территории страны существуют заброшенные хранилища пестицидов с истекшим сроком годности [3], которые являются факторами риска загрязнения окружающей среды и здоровья человека.

К сожалению, различные стандарты и практики сельского хозяйства, такие как Добросовестная Сельскохозяйственная Практика (Good Agricultural Practice GAP), Комплексная Борьба с Вредителями (Integrated Pest Management), Органическое Сельское Хозяйство (Organic Agriculture) и пр. не распространены в Армении. Мониторинг остатков пестицидов в республике не осуществ-

ляется в соответствии с международными стандартами. Более того, мониторинг пестицидов в пищевых продуктах является вопросом трансграничной безопасности.

Исходя из вышеизложенного, целью настоящей работы является оценка уровня загрязнения СОЗ-ами почв, ирригационных вод и продукции сельскохозяйственных угодий Армении.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пространственно-сопряженный отбор проб ирригационных вод, почв, фруктов и овощей проводился в 2014–2015 гг. в 5 марзах (регионах) Армении: Араратском, Армавирском, Ширакском, Тавушском и Сюникском (рис. 1). Сельскохозяйственные угодья отбирались по занимаемой площади и производственному потенциалу. При отборе почв особое внимание уделялось бывшим заброшенным хранилищам пестицидов, некогда принадлежавшим научно-производственному объединению “Армсельхозхимия”, поскольку они являются факторами риска загрязнения пестицидами окружающей среды [3].

Для проведения работ по отбору и предварительной обработке проб в ЦЭНИ были разработаны стандартные операционные процедуры (СОП) и план обеспечения и контроля качества, основанные на национальных и международных стандартах, методах и директивах (табл. 1).

В целом, за период исследований отобрано 22 образца ирригационных вод, 152 – фруктов и овощей, 147 – почв. Дополнительно отобрано 5 образцов почв с территорий бывших хранилищ пестицидов, находящихся в 5 марзах Армении (табл. 2).



**Рис. 1** Расположение исследованных общин на территории Армении

Лабораторные работы выполнены в Центральной аналитической лаборатории ЦЭНИ, аккредитованной согласно ISO IEC 17025. В лабораторных условиях была проведена экстракция проб ирригационных вод, сельскохозяйственных почв, фруктов и овощей с целью определения наличия в пробах

17-ти пестицидов: ДДТ (суммарный), альдрин, дильдрин, 1,2-дихлорэтан, эндрин, каптафол, гептахлор, ГХЦГ (суммарный), паратион-метил, метамидофос, мирекс, паратион, пентахлорфенол, токсафен, хлордан, хлордекон, фосфамид.

**Таблица 1** Стандарты, указы, руководства и директивы, использованные в СОП-ах и программах обеспечения и контроля качества (QA/QC)

| Вид проб           | Стандарты                                                 | Указы                                            | Руководства                                                    | Директивы                          |
|--------------------|-----------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|------------------------------------|
| Ирригационная вода | ISO 5667-1:2006<br>ISO 5667-2:1991                        | –                                                | –                                                              | US EPA OSWER Directive #93240.0-05 |
| Почва              | ISO 10381-1:2002<br>ISO 10381-2:2002<br>ISO 103081-4:2003 | Указ Министра здравоохранения РА № 01-N, 2010 г. | US EPA. Field sampling guidance document #1205. Soil sampling. | –                                  |
| Фрукты и овощи     | ISO 874:1980                                              | –                                                | CAC/GL 41-1993<br>CAC/GL 33-1999                               | Commission Directive 2002/63/EC    |

**Таблица 2** Общее количество и вид проб, отобранных в пяти марзах Армении в 2014 и 2015гг.

| Марзы        | Названия населенных пунктов | Общее количество проб |            |                    |
|--------------|-----------------------------|-----------------------|------------|--------------------|
|              |                             | Фрукты и овощи        | Почвы      | Ирригационные воды |
| Арабат       | Кахцрашен                   | 49                    | 36         | 3                  |
|              | Нарек                       | 16                    | 10         | 1                  |
|              | Джрашен                     | 9                     | 10         | 2                  |
|              | <i>Всего</i>                | <i>74</i>             | <i>56</i>  | <i>6</i>           |
| Армавир      | Ханджян                     | –                     | 13         | 1                  |
|              | <i>Всего</i>                | <i>–</i>              | <i>13</i>  | <i>1</i>           |
| Ширак        | Ахурян                      | 11                    | 12         | 2                  |
|              | Азатан                      | 14                    | 14         | 2                  |
|              | <i>Всего</i>                | <i>25</i>             | <i>26</i>  | <i>4</i>           |
| Тавуш        | Ахтанак                     | 15                    | 19         | 1                  |
|              | Птгаван                     | 8                     | 12         | 1                  |
|              | Дехцаван                    | 5                     | 9          | –                  |
|              | <i>Всего</i>                | <i>28</i>             | <i>40</i>  | <i>2</i>           |
| Сюник        | сельская община Сюник       | 3                     | 5          | 4                  |
|              | Мегри                       | 17                    | 9          | 3                  |
|              | Карчеван                    | 4                     | 2          | 2                  |
|              | Агарак                      | 1                     | 1          | –                  |
|              | <i>Всего</i>                | <i>25</i>             | <i>17</i>  | <i>9</i>           |
| <b>ИТОГО</b> |                             | <b>152</b>            | <b>152</b> | <b>22</b>          |

Примечание: «–» пробы не отбирались

Экстракция и анализ проб проводились с использованием национальных и международных стандартов, приведенных в таблице 3.

**Таблица 3** Национальные и международные стандарты и методы анализа проб ирригационных вод, сельскохозяйственных почв, фруктов и овощей.

| Вид проб           | Стандарты                                                                        | Методы                                |
|--------------------|----------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| Ирригационная вода | AST ISO 6468-2005<br>US EPA 608<br>US EPA 625                                    | Жидкостная экстракция (LLE), GS-MS    |
| Почва              | AST ISO 10382-2005<br>ISO 11465:1993<br>ISO 14507:2003<br>US EPA 3546            | Микроволновая экстракция (MWE), GS-MS |
| Фрукты и овощи     | AST EN 12393-2-2011<br>AST EN 12393-3-2011<br>GOST 30349-1996<br>GOST 30710-2001 | GS-MS                                 |

После статистической обработки было проведено сравнение лабораторных данных с предельно допустимыми концентрациями (ПДК), принятыми в Армении [1]. Картирование выполнено с использованием программы ArcGIS.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В исследованных образцах ирригационных вод, овощей и фруктов запрещенных к использованию в Армении пестицидов не обнаружено.

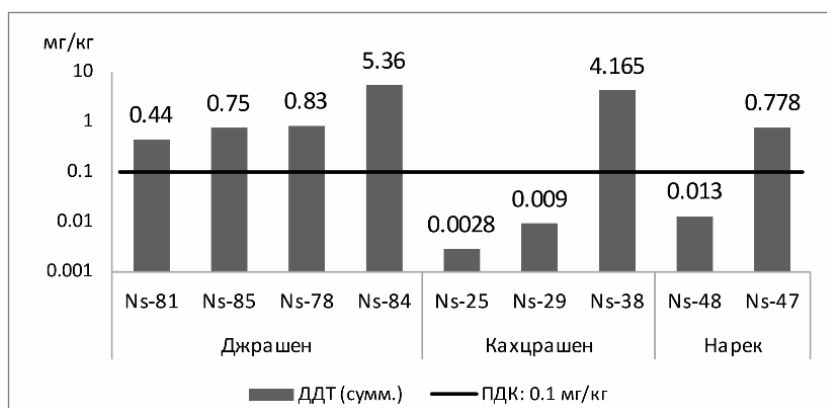
Из исследованных 17 пестицидов, запрещенных в Армении, в 23 (15.1%) из 152 почвенных проб обнаружены остаточные количества ДДТ и его метаболитов (ДДЭ, ДДД). Наибольшее число содержащих ДДТ проб почв зафиксировано в с. Ханджян (Армавир) и Джрашен (Арагат). В сс. Дехцаван, (Тавуш), Карчеван, гг. Мегри и Агарак (Сюник) ДДТ в почвах не обнаружен.

Концентрации ДДТ (сумм.) в сельскохозяйственных почвах колеблются в пределах от 0.0028 до 7.32 мг/кг; средняя концентрация ДДТ и его производных в загрязненных почвах составляет 1.4 мг/кг. Максимальная концентрация ДДТ зафиксирована в почвенной пробе Ns-25, отобранной в с. Кахцрашен Арагатского марза, минимальная – в почвенном образце Ns-89 из с. Ханджян Армавирского марза.

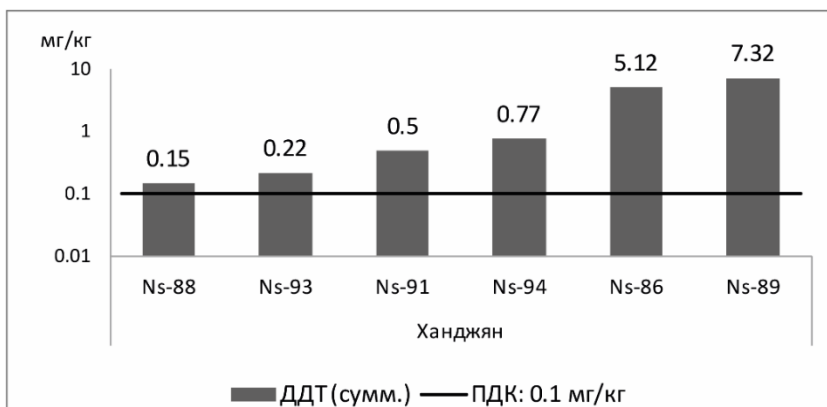
Зафиксированные концентрации ДДТ в исследованных почвах Арагатского марза колеблются в пределах 0.0028 до 5.36 мг/кг (рис. 2). Наиболее высокие значения зафиксированы для образцов Ns-84 (с. Джрашен) Ns-38 (с. Кахцрашен), которые превышают национальные ПДК (0.1 мг/кг) в 53.6 и 41.65 раза соответственно. Наиболее интенсивным загрязнением ДДТ выделяются почвы с. Джрашен, где зафиксировано наибольшее число проб с концентрациями ДДТ, превышающими ПДК. В сс. Кахцрашен и Нарек ДДТ обнаружен на территориях, использованный под посадки хлопчатника в 50-60-х гг XX века, тогда как на территориях, освоенных позднее (в 90-х гг.), ДДТ не зафиксирован.

На территории Араратского марза – традиционного сельскохозяйственного региона Армении, начиная с середины XX века ДДТ интенсивно использовался на данной территории для борьбы с вредителями хлопчатника. Наличие ДДТ в данных почвах, вероятно, является следствием этого исторического загрязнения.

В 54% почвенных проб, отобранных в с. Ханджян Армавирского марза, обнаружен ДДТ, превышающий ПДК от 1.5 до 73.2 раза (рис. 3). Достоверных данных об использовании хлорорганических пестицидов в с. Ханджян нет. Однако, учитывая, что сельскохозяйственное освоение земель началось в 50-х гг. прошлого столетия, можно предположить, что практически повсеместное загрязнение почв с. Ханджян – это следствие интенсивного применения ДДТ в советское время.



**Рис. 2** Концентрации ДДТ (сумм.) почвах исследованных сельскохозяйственных угодий Араратского марза.

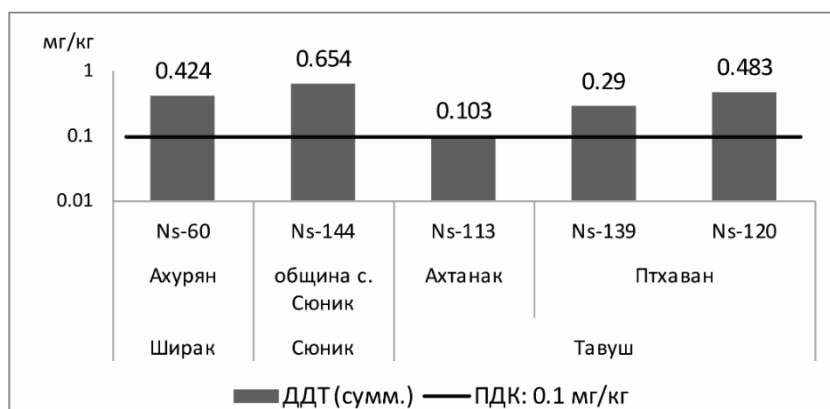


**Рис. 3** Концентрации ДДТ (сумм.) почвах исследованных сельскохозяйственных угодий Армавирского марза.

В почвах исследованных общин Ширакского, Тавушского и Сюникского марзов ДДТ обнаружен в меньшей доле проб (рис. 4). Это может быть

объяснено рядом причин. В частности, на территории сс. Ахурян и Азатан Ширакского марза ДДТ не имел широкого применения, так как не использовался для борьбы с вредителями сахарной свеклы, повсеместно культивируемой в советский период. В Тавушском марзе ДДТ обнаружен в 2 пробах, отобранных с территорий, используемых в сельскохозяйственных целях длительный период, тогда как в почвах, освоенных менее 20-ти лет назад, ДДТ не обнаружен.

Отсутствие ДДТ в почвах исследованных общин Сюникского марза объясняется тем, что исторически сельское хозяйство не является основным видом деятельности населения.



**Рис. 4** Концентрации ДДТ (сумм.) в почвах исследованных сельскохозяйственных угодий Ширакского, Тавушского и Сюникского марзов.

Примечательно, что ДДТ и его метаболиты были обнаружены в пробах почв, отобранных преимущественно из фруктовых садов, за исключением пробы Ns-60 с. Ахурян (картофельное поле). Согласно исследованиям М.Л. Харриса и др. [5] в почвах фруктовых садов пестициды сохраняются более длительный период, чем в огородах, полях и пр. Вследствие менее интенсивной обработки, почвы садов менее подвержены испарению влаги, воздействию солнечного света и эрозии, что увеличивает длительность разрушения таких соединений, как ДДТ.

В рамках данного исследования особое внимание уделялось территориям бывших хранилищ пестицидов. Как правило, население имеет свободный доступ к этим складам. В некоторых случаях сооружения были разрушены, а земельные участки приватизированы и в настоящее время используются под постройки. Помещения сохранившихся хранилищ по большей части полуразрушены, хранящиеся в них химикаты могут разноситься ветром, вымываются осадками и в конечном счете аккумулироваться в почвах. Кроме того, наличие пестицидов в заброшенных хранилищах может способствовать их незаконному и неконтролируемому использованию.

Из исследованных пяти хранилищ, ДДТ обнаружен в почвогрунтах трех. Концентрации ДДТ колеблются в широком диапазоне: от 0.088 до 46.49 мг/кг. Максимальная концентрация ДДТ (46.49 мг/кг), превышающая ПДК в 469.9 раза, обнаружена в пробе Ns-82 с. Джрашен Арагатского марза. Минимальное содержание ДДТ (0.088 мг/кг), не превышающее ПДК, зафиксировано в пробе Ns-97, отобранной из с. Ханджян Армавирского марза. Концентрация ДДТ в почвогрунте хранилища с. Птхаван (1.01 мг/кг) Армавирского марза (Ns-121) превышала ПДК в 10.1 раза

## ВЫВОДЫ

В 2014-2015 гг. в Армении проведено пилотное исследование остаточных количеств пестицидов в почвах, ирригационных водах и производимой продукции сельскохозяйственных угодий, имеющих различную историю освоения и использования. Исследованы остаточные количества 17 запрещенных в Армении пестицидов.

В ирригационных водах, овощах и фруктах пестициды не обнаружены.

В почвах обнаружены остаточные количества ДДТ и его метаболитов. Интенсивное загрязнение почв ДДТ выявлено в исследованных угодьях традиционных сельскохозяйственных регионов Армении: Арагатского (сс. Кахцрашен, Нарек, Джрашен) и Армавирского (с. Ханджян) марзов. ДДТ отсутствует на территориях, освоенных позднее 80-х гг прошлого столетия.

Из пяти исследованных в почвогрунтах трех хранилищ зафиксированы концентрации ДДТ, многократно превышающие установленную в Армении ПДК.

Промежуточные результаты исследования свидетельствуют о необходимости дальнейшего, более масштабного мониторинга остаточных количеств запрещенных пестицидов в сельскохозяйственных угодьях Армении.

*В работе представлены промежуточные результаты государственной целевой программы «Мониторинг остаточных количеств пестицидов в пищевых продуктах, производимых в Республике Армения» (2015-2018 гг.).*

## ЛИТЕРАТУРА

1. Указ Министра здравоохранения РА №01-Н от 25 января 2010 об утверждении гигиенических правил и норм № 2.1.7.003–10 “Гигиенические требования, предъявляемые к качеству почв” Ереван (на арм.яз)
2. Chen C., Qian Y., Chen Q. et al. (2011) Evaluation of pesticide residues in fruits and vegetables from Xiamen, China. Food Control, 22(7), p. 1114–1120
3. Dvorská A., Šír M., Honzajková Z. et al. (2012) Obsolete pesticide storage sites and their POP release into the environment – an Armenian case study. POPs Workshop, Ten Years After the Signature of the Stockholm Convention. Environ Sci Pollut Res 19(6), p. 1944-1952
4. Ferencz, L., Balog, A. (2010) A pesticide survey in soil, water and foodstuffs from Central Romania. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 5(1), p. 111–118

5. *Harris M., Wilson L., Elliott J. et al.* (200) Transfer of DDT and Metabolites from Fruit Orchard Soils to American Robins (*Turdus migratorius*). Twenty Years After Agricultural Use of DDT in Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39(2), p. 205-220
6. *Hassanin A., Lee R.G.M., Steinnes E., Jones K.C.* (2005) PCDD/Fs in Norwegian and U.K. Soils: Implications for Sources and Environmental Cycling. Environmental Science & Technology, 39(13), p. 4784–4792
7. *Jones K.C., de Voogt P.* (1999) Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. Environmental Pollution, 100, p. 209–221
8. *Juhasz A.L., Naidu R.* (2000) Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. International Biodeterioration & Biodegradation, 45, p. 57–88
9. *Kavlock R.J., Daston G.R., DeRosa C. et al.* (1996) Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors. Environmental Health Perspectives, 104(4), p. 715–740
10. *Rostami I., Juhasz A.L.* (2011) Assessment of Persistent Organic Pollutant (POP) Bioavailability and Bioaccessibility for Human Health Exposure Assessment: A Critical Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 41(7), p. 623-656
11. *Sargsyan V., Sargsyan A.* (2006) Pesticide Applications and Sustainable Agricultural Development in Armenia. Chemicals as Intentional and Accidental Global Environmental Threats. NATO Security through Science Series. Springer, p. 493-500
12. UNEP, 2001. Final act of the conference of plenipotentiaries on the Stockholm convention on persistent organic pollutants. In Conference of plenipotentiaries on the Stockholm convention on persistent organic pollutants. Stockholm
13. *Webster E., Mackay D., Wania F.* (1998) Evaluating environmental persistence. Environ Tox Chem, 17, p. 2148–2158
14. WHO (1990) Public health impact of pesticides used in agriculture, Geneva

## ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫБРОСОВ И СБРОСОВ С АРМЯНСКОЙ АЭС НА НАСЕЛЕНИЕ И ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Беляева О.А.<sup>1</sup>, Пюскюлян К.И.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Центр эколого-ноосферных исследований Национальной Академии Наук РА

<sup>2</sup>Армянская АЭС, Отдел радиационной безопасности

В работе проведена оценка безопасности Армянской АЭС в режиме нормальной эксплуатации. Выполнен краткий анализ категорий и величин радиоактивных отходов, образующихся при эксплуатации Армянской АЭС. На основе вышеизложенного сделан обоснованный вывод о том, что при нормальном режиме эксплуатации, АЭС не представляет опасности для населения, проживающего в районе ее размещения.

*Belyaeva O.A., Pyuskyulyan K.I. Assessing environmental and human health effects of radioactive emissions and discharges from the Armenian NPP.* The article provides an assessment of the Armenian NPP safety under a normal operation mode and includes a brief survey of categories and the amount of radioactive waste generated from its operation. The results obtained support a conclusion that under normal operation mode the Armenian NPP poses no threat to the population residing close to its site.

### ВВЕДЕНИЕ

Радиационная безопасность является важнейшим фактором эксплуатации атомных станций. В настоящей работе на примере Армянской АЭС (ААЭС) проведена оценка радиационной безопасности при нормальном режиме эксплуатации станции.

ААЭС является атомной станцией двухконтурного типа. Передача тепла из первого во второй контуры происходит в парогенераторе, воды первого и второго контуров разделены. Выделение радиоактивных веществ на станциях такого типа возможно лишь в первом контуре, работающем в режиме замкнутого цикла. Вывод теплоносителя из первого контура (для дегазации или изменения в теплоносителе концентрации борной кислоты) проводится, согласно технологическим схемам, в специальные баки с предварительной очисткой на ионообменных фильтрах. Кроме того, с целью очистки теплоносителя от продуктов коррозии и некоторых осколков деления, проникающих в него через неплотности оболочек твэлов, часть теплоносителя выводится из контура, направляется на фильтры установки спец водоочистки, после чего вновь направляется в контур.

При эксплуатации ААЭС образуются три категории радиоактивных отходов – твердые, жидкие и газо-аэрозольные. Твердые отходы захораниваются в специальных сооружениях, имеющих различные степени защиты в

зависимости от активности отходов и находящихся под жестким радиационным контролем.

Жидкими отходами АЭС является кубовый остаток, образующийся при выпаривании трапных вод и дезактивационных растворов, отработанные ионообменные смолы, и дебалансные воды. Первые два вида отходов хранятся в специальных хранилищах на АЭС. Дебалансные воды предварительно очищаются, помещаются в специальные баки и, если контроль показывает, что концентрация радиоактивных веществ в них соответствует нормам для питьевой воды, направляются на очистные сооружения, а затем сбрасываются в окружающую среду. На Армянской АЭС, как и на других атомных станциях, проводится также контроль сбрасываемой воды непосредственно на выходе со станции. Поэтому проблему воздействия твердых и жидких радиационных отходов атомных станций на окружающую среду можно считать разрешимой.

Газо-аэрозольные выбросы в атмосферу также подвергаются очистке с помощью различных высокоэффективных аэрозольных фильтров и систем спецгазоочистки. Однако некоторое количество радиоактивных аэрозолей и газов выбрасывается в атмосферу. Поэтому следует пытаться измерять, если это возможно, оценивать и прогнозировать предполагаемое воздействие этих выбросов на окружающую среду в районах, непосредственно примыкающих к ААЭС.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

### *Радиоактивные выбросы с Армянской АЭС*

Радиоактивные выбросы с Армянской АЭС содержат стандартный набор радионуклидов, присущий АЭС этого типа. Их можно разделить на три группы:

- осколки деления  $^{235}\text{U}$ :  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ , изотопы благородных газов криптона и ксенона и другие радионуклиды,
- радионуклиды коррозионного происхождения:  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{51}\text{Cr}$  и другие,
- продукты активации собственно теплоносителя.

Следует отметить, что за весь период эксплуатации ААЭС величина выбросов радиоактивных веществ в окружающую среду была намного ниже, чем величины допустимых выбросов, определённых в соответствующих нормативных документах [3-5], действующих в РА и практически сходных с принятыми международными нормами.

Радиоактивные благородные газы (РБГ), за исключением  $^{85}\text{Kr}$ , имеют короткий период полураспада ( $T_{1/2}$  от нескольких минут до нескольких дней), попадая в атмосферу они рассеиваются, не аккумулируясь в окружающей среде, и поэтому их воздействие обуславливается только кратковременным внешним облучением.

Другие осколки деления, такие как  $^{90}\text{Sr}$  ( $T_{1/2} = 29,1$  лет) и  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 29,9$  лет), имеют большой период полураспада, обладают высокой сорбционной способностью и свойством аккумуляции в объектах окружающей среды.

Следует отметить, что величина выбросов  $^{90}\text{Sr}$  на несколько порядков ниже, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Следовательно, при нормальном режиме эксплуатации атомной станции именно  $^{137}\text{Cs}$ , вероятно, может представлять незначительную потенциальную опасность для населения и окружающей среды. Ранее [7] было определено, что доза облучения населения от выбросов  $^{137}\text{Cs}$  на Армянской АЭС составляет 3.375 мкЗв/год, что в 300 раз меньше, чем установленный предел дозы облучения населения – 1 мЗв/год.

Величины аэрозольных выбросов Армянской АЭС и их радионуклидный состав представлены в таблице 1.

**Таблица 1** Нуклидный состав (основные радионуклиды) и величина выбросов за период эксплуатации Армянской АЭС ( $10^7$  Бк/год)

| Величина                                            | Нуклиды |                   |                  |                           |                  |                  |                   |                  |                  |
|-----------------------------------------------------|---------|-------------------|------------------|---------------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|------------------|
|                                                     | ДЖН*    | $^{137}\text{Cs}$ | $^{131}\text{I}$ | $^{110\text{m}}\text{Ag}$ | $^{60}\text{Co}$ | $^{90}\text{Sr}$ | $^{134}\text{Cs}$ | $^{54}\text{Mn}$ | $^{51}\text{Cr}$ |
| Максимальная                                        | 884     | 66.3              | 306              | 48.5                      | 62.8             | 0.36             | 46.7              | 26.8             | 21.6             |
| Минимальная                                         | 9.9     | 0.1               | 1.4              | 2.5                       | 6.6              | 0.06             | 5.0               | 0.16             | 0.7              |
| Средняя за период эксплуатации                      | 334.5   | 17.54             | 211.2            | 40.36                     | 29.85            | 0.24             | 9.68              | 6.23             | 21.27            |
| % вклад радионуклида в выброс (без учета ДЖН и РБГ) | –       | 7.15              | 49               | 16.45                     | 12.2             | 0.1              | 3.94              | 2.54             | 8.67             |

\*ДЖН – суммарная активность радионуклидов с периодом полураспада более 24 часа

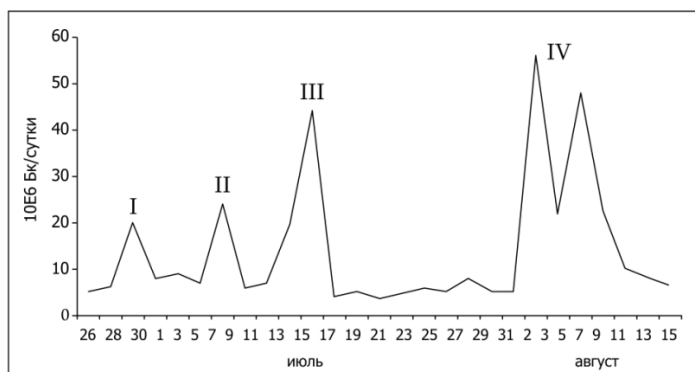
Как следует из таблицы 1, величина выбросов из года в год может резко меняться. Это обуславливается, в основном, видами плановых ремонтных работ, проводимых на АЭС, а также состоянием систем очистки выбросов. Как следует из таблицы 1, кроме цезия-137 в окружающую среду поступают также другие радионуклиды, в частности радионуклиды коррозионного происхождения  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  и  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ .

Источником  $^{60}\text{Co}$  является активированный кобальт, который попадает в теплоноситель из прочных к истиранию сплавов, легированных этим элементом, а также их нержавеющей аустенитных сталей. Источником марганца – те же конструкционные материалы. Источником  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  служит серебро, входящее в состав сплавов теплоэлектронагревателей компенсатора объема и регулирующих органов. Основная доля радиоактивных продуктов коррозии находится в отложениях на внутренних стенках оборудования первого контура. Переходные процессы в реакторе вызывают перераспределение этих продуктов между отложениями на стенках и теплоносителем вследствие изменения скорости теплоносителя, его температуры и водно-химического режима. Так, установлено, что на Кольской АЭС, при сбросе мощности, активность  $^{60}\text{Co}$  возрастает в 50 раз,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  – в 80 раз,  $^{54}\text{Mn}$  – в 110 раз [1]. По данным работы [2] в теплоносителе около 25% продуктов коррозии находится в крупнодисперсной, примерно 75% в коллоидной и менее 1% – в ионных

фракциях. Концентрация вышеуказанных нуклидов в теплоносителе достигает максимума приблизительно через 50 часов после сброса мощности. Затем удельная активность снижается, причем коэффициент осаждения меньше, чем при стационарном режиме. В связи с этим следует ожидать, что при пуске, останове и ремонтных работах выход коррозионных продуктов должен заметно увеличиваться.

*Концентрации радионуклидов коррозионного происхождения в воздухе*

Проведём оценку вклада радионуклидов коррозионного происхождения в загрязнение окружающей среды в районе расположения Армянской АЭС. Выбросы этих нуклидов по времени неоднородны. Обычно они резко повышаются в период проведения планово-предупредительных работ (ППР), когда вскрывается и ремонтируется оборудование первого контура. На рис. 1 представлены данные по величине суммарной активности выбросов во время проведения некоторых ремонтных работ (2012 год).



**Рис. 1** Величина выбросов в период ремонтных работ:

*I – расхолаживание блока; II – разуплотнение главного разъема, вскрытие компенсатора объема; III – перегрузка кассет; IV – гидравлические испытания и выход на мощность.*

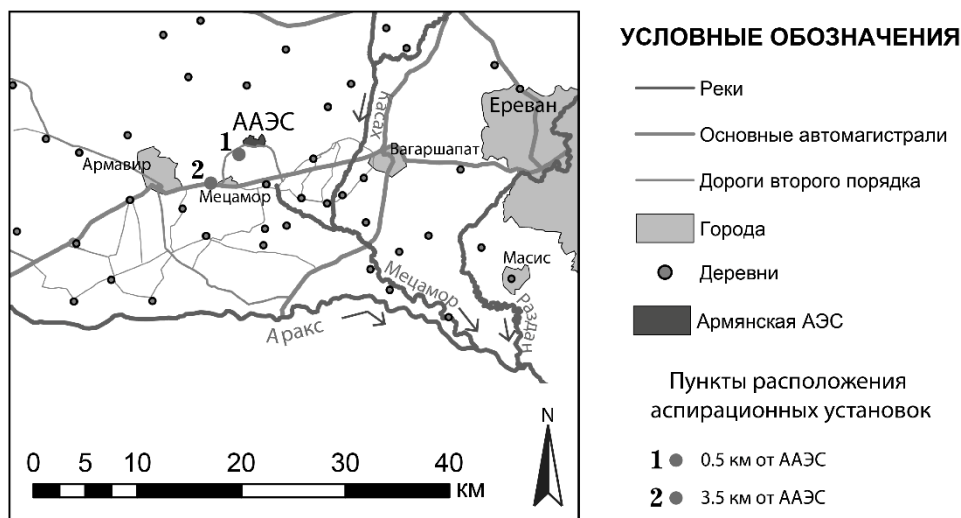
В таблице 2 приведены данные по выбросам радионуклидов  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  и  $^{54}\text{Mn}$  за январь–сентябрь 2012 года (включая период планового ремонта: июнь–август 2012 года). Именно в этот период в атмосферном воздухе были зарегистрированы эти радионуклиды.

Однако, как показали измерения, в окружающей среде, в частности в атмосфере и в выпадениях присутствие этих радионуклидов минимально. За весь период эксплуатации отмечалось лишь несколько случаев, когда эти радионуклиды были зарегистрированы в атмосферном воздухе и в выпадениях, причем на аспирационной установке и кюветах, расположенных на расстоянии 0.5 км от АЭС (рис 2).

Данные по содержанию радионуклидов  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  и  $^{54}\text{Mn}$  в пробах воздуха с аспирационной установки, расположенной в 0.5 км от атомной станции (по основному направлению розы ветров), за вышеуказанный период ППР приведены в таблице 3.

**Таблица 2** Выбросы радионуклидов  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  и  $^{54}\text{Mn}$  с ААЭС в 2012 г.

| Месяц    | Активность аэрозольных выбросов $10^7$ Бк/мес |                           |                  |
|----------|-----------------------------------------------|---------------------------|------------------|
|          | $^{60}\text{Co}$                              | $^{110\text{m}}\text{Ag}$ | $^{54}\text{Mn}$ |
| Январь   | 1.65                                          | 1.30                      | 0.69             |
| Февраль  | 2.43                                          | 3.20                      | 1.30             |
| Март     | 2.60                                          | 1.42                      | 0.84             |
| Апрель   | 0.98                                          | 1.6                       | 0.86             |
| Май      | 1.05                                          | 1.47                      | 0.68             |
| Июнь     | 20.80                                         | 6.75                      | 7.22             |
| Июль     | 7.45                                          | 7.22                      | 2.37             |
| Август   | 5.21                                          | 1.85                      | 13.02            |
| Сентябрь | 1.66                                          | 1.54                      | 0.71             |



**Рис. 2** Карта района размещения Армянской АЭС

**Таблица 3** Концентрация радионуклидов коррозионного происхождения в воздухе на расстоянии 0.5 км от АЭС

| Период       | Концентрация радионуклидов, $10^{-8}$ Бк/л |                           |                  |
|--------------|--------------------------------------------|---------------------------|------------------|
|              | $^{60}\text{Co}$                           | $^{110\text{m}}\text{Ag}$ | $^{54}\text{Mn}$ |
| 1-ый квартал | 0.62                                       | 0.64                      | < 0.4            |
| 2-ой квартал | 2.40                                       | 3.00                      | 1.6              |
| Июль         | 1.70                                       | 4.80                      | 1.1              |
| Август       | 0.95                                       | 0.80                      | < 0.4            |
| Сентябрь     | < 0.4                                      | < 0.4                     | < 0.4            |

В пробах с другой, ближайшей к Армянской АЭС установки (3.5 км от АЭС), были обнаружены лишь следы этих радионуклидов, а в пробах с других установок эти радионуклиды отсутствовали. Для сравнения, средняя за весь период наблюдения концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе –  $4.8 \times 10^{-8}$  Бк/л.

Имея данные по выбросу радионуклидов, с помощью коэффициента разбавления можно рассчитать их концентрации в атмосферном воздухе. Коэффициент разбавления, с учетом метеорологических и других условий в районе размещения станции, был рассчитан по формуле (1), указанной в работе [6]:

$$K_p = \frac{H^2 \sqrt[3]{V \Delta T}}{A F n m a P / P_0} \quad (1),$$

где:  $K_p$  – коэффициент метеорологического разбавления примеси в атмосфере, м<sup>3</sup>/с;  $H$  – геометрическая высота трубы;  $V$  – средний секундный объем газовой смеси, выходящей из устья трубы;  $\Delta T$  – разность между температурой выбрасываемого газа и температурой окружающего воздуха °С;  $A$  – класс устойчивости атмосферы;  $F$  – коэффициент, учитывающий скорость осаждения примеси;  $n$  и  $m$  – коэффициенты, учитывающие условия выхода выбросов из устья трубы;  $a$  – коэффициент временного осреднения;  $P / P_0$  – вытянутость розы ветров. Рассчитанный по формуле (1) коэффициент  $K_p$  имеет величину  $1.4 \times 10^6$  м<sup>3</sup>/с. Для сравнения, аналогичная величина для центра европейской территории России равна  $3,4 \times 10^6$  м<sup>3</sup>/с.

Полученные нами расчётные данные за июль достаточно хорошо согласуются с результатами измерения (табл. 4).

Исходя из вышеизложенного следует, что радионуклиды коррозионного происхождения лишь эпизодически проявляют себя в атмосферном воздухе, причем на расстояниях не более 3 км, а величина их концентрации мала. Кроме того, периоды их полураспада малы по сравнению с периодом полураспада  $^{137}\text{Cs}$ :  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  – 255 дней;  $^{54}\text{Mn}$  – 312.6 дней;  $^{60}\text{Co}$  – 5.26 лет.

#### *Индивидуальная эффективная доза по возрастным группам населения г. Мецамор*

Авторами были выполнены расчеты доз облучения критической группы населения, обусловленные выбросами с ААЭС. В качестве критической группы населения было выбрано население г. Мецамор, расположенного на расстоянии 5 км от Армянской АЭС с подветренной стороны. Расчеты проводились с помощью программы RD (версия 1), разработанной Институтом VUJE (Словакия) в рамках совместного с МАГАТЭ проекта. В качестве исходных данных в программу были заложены величины выбросов, усредненные за весь период эксплуатации. Ниже, в таблице 5 и на рис. 3 и 4 представлены краткие результаты расчетов.

Анализ расчетных данных показывает, что доза облучения населения, обусловленная воздействием Армянской АЭС, на 5 порядков меньше, чем

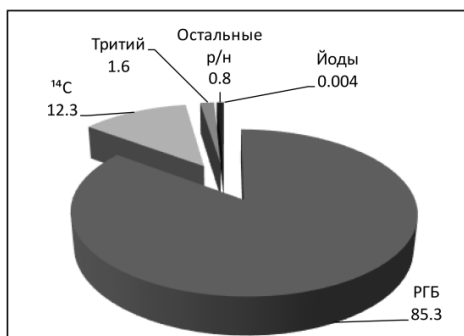
предел эффективной дозы облучения, установленный в Национальных Норммах и НРБ-99 (1 мЗв/год).

**Таблица 4** Расчетные и измеренные концентрации  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  и  $^{54}\text{Mn}$  в атмосферном воздухе за июль 2012 г.

| Полученные данные    | Концентрация радионуклидов, $10^{-8}$ Бк/л |                           |                  |
|----------------------|--------------------------------------------|---------------------------|------------------|
|                      | $^{60}\text{Co}$                           | $^{110\text{m}}\text{Ag}$ | $^{54}\text{Mn}$ |
| Результаты расчета   | 1.0                                        | 3.6                       | 0.5              |
| Результаты измерения | 1.7                                        | 4.8                       | 1.0              |

**Таблица 5** Величина индивидуальной эффективной дозы населения для критической группы населения за период 2015 года, [ $10^{-10}$  Зв]

| Доза                                 | Возрастные группы |          |         |          |           |          |
|--------------------------------------|-------------------|----------|---------|----------|-----------|----------|
|                                      | 0-1 год           | 1-2 года | 2-7 лет | 7-12 лет | 12-17 лет | Взрослые |
| Суммарная доза по всем радионуклидам | 250               | 320      | 280     | 280      | 280       | 270      |



**Рис. 3** Процентный вклад радионуклидов в годовую индивидуальную эффективную дозу для критической группы населения (взрослые).



**Рис. 4** Процентное распределение (по путям воздействия) годовой индивидуальной дозы для критической группы населения для взрослых.

## ВЫВОДЫ

Основываясь на вышеизложенном, можно сделать обоснованный вывод о том, что, при нормальном режиме эксплуатации, АЭС не представляет опасности для населения, проживающего в районе их размещения.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Гааль В.Б. и др. 1981. Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 5 М. Атомиздат, 1981, 1-5 с.

2. *Морозова И.К. и др.* 1975. Вынос и отложение продуктов коррозии реакторных материалов. – М. Атомиздат, 280 с.
3. Национальные Нормы Радиационной Безопасности.
4. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009 СанПиН 2.6.1.2523-09.
5. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-99).
6. *Теверовский Е.Н., Артемова Н.Е., Бондарев А.А. и др.* 1985. Допустимые выбросы радиоактивных и химических веществ в атмосферу. М.: Энергоатомиздат, 216 с.
7. *Arakelyan V.B., Avagyan Ts.M., Atoyán A.V. et al.* 2004. Evaluation of the NPP radiological impact on the environment against the background of global radioactive fallouts. Pros. of the Intern. Conf. “Unification and Optimization of Radiation Monitoring on NPP Location Regions”, 2004, p. 100-105.

## МЕДИЦИНСКАЯ ГЕОЛОГИЯ В СТРАНАХ СНГ

Вольфсон И.Ф., Фаррахов Е.Г.

*Российское геологическое общество (РосГео)*

Научное направление, оформившееся на стыке естественных наук в древности, получившее в наши дни название «медицинская геология», переживает второе рождение. Медицинская геология изучает воздействие геологических объектов естественного и техногенного происхождения, геологических процессов и явлений на здоровье людей и животных, состояние растений и биоты в целом. Изучает она и обстановки, при которых такое воздействие становится возможным.

***Volfson I.F., Farrakhov E.G. Medical geology: status and prospects in Russia and in NIS countries.*** Broadly defined, medical geology examines the impact of geologic materials and geologic processes on living organisms as well as scenarios when this impact is possible. Though medical geology is an emerging discipline, it has a firm foundation within the Russia – NIS scientific community. Medical geology attempts to unite different branches of medicine and geology into a comprehensive system of knowledge and inquiry in order to study the health of living organisms.

Научное направление, оформившееся на стыке естественных наук в древности, получившее в наши дни название «медицинская геология», переживает второе рождение. Медицинская геология изучает воздействие геологических объектов естественного (породы, руды, минералы, продукты эрозии, вулканической деятельности, воды, флюиды углеводородов и др.) и техногенного происхождения (продукты переработки рудного и нерудного минерального

сырья, сплавы, строительные материалы и т.д.), геологических процессов и явлений на здоровье людей и животных, состояние растений. Изучает она и обстановки, при которых такое воздействие становится возможным.

В предлагаемой статье авторами сделана попытка проанализировать современное состояние медицинской геологии в России и странах СНГ и наметить возможные направления сотрудничества ученых и практиков наших стран, работающих в сфере геологии и здоровья.

## ВВЕДЕНИЕ

Медицинская геология имеет свою историю в России и странах СНГ. Фундамент базовых дисциплин медицинской геологии – экологической минералогии, экологической геохимии, геоэкологии, гидрогеологии, вулканологии, биогеохимии, почвенных наук, биологии, микробиологии, патологии, эпидемиологии, курортологии и др. был заложен работами выдающихся предшественников: Бируни, Авиценны, М.В. Ломоносова, В.И. Вернадского, А.П. Виноградова, А.И. Перельмана, А.Н. Сысина, В.В. Ковальского, А.П. Авцына, П.Г. Царфиса, В.К. Лукашева, Ю.Е. Саета, И.Л. Комова и многих других. В настоящее время различные аспекты медицинской геологии разрабатываются представителями научно-исследовательских организаций и ВУЗов геологического и медицинского профиля России и стран СНГ: Санкт-Петербургского государственного университета, Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, Центра эколого-ноосферных исследований НАН Армении (г. Ереван), Казахского национального технического университета им. К. Сатпаева (г. Алматы), Брестского государственного университета им. А.С. Пушкина (г. Брест), Томского политехнического университета (г. Томск), Института вулканологии и сейсмологии (ИВиС ДВО РАН, г. Петропавловск-Камчатский) и ряда других. Ученые и практики стран Содружества Независимых Государств изучают обстановки и механизмы концентрирования и воздействия химических элементов на биоту и здоровье человека в приповерхностной геосфере, гидросфере и атмосфере, осуществляют исследования в области медицинской минералогии, элементологии, экологической геохимии урбанизированных территорий, предприятий горнодобывающей и нефтеперерабатывающей отраслей, изучают проблему радона и другие аспекты радиогеоэкологии, разрабатывают рекомендации по оптимизации и снижению риска воздействия геологических объектов и процессов на здоровье рядового населения и профессионалов [3; 7].

### *Исторический опыт медицинской геологии в странах СНГ*

На территории стран СНГ накапливался как собственный, так и заимствовался опыт народов Ближнего, Среднего и Дальнего Востока и Западной Европы. Учение о лечебных свойствах минералов в России начинается с введения христианства на Руси в X веке, с эпохи князя Владимира. Первые литературные сведения о лечебных свойствах ряда минералов содержатся в «Изборнике» Святослава, составленном в 1073 году, в «Ветроградах» (XV-

XVII в.в.), в «Торговой книге» (XVI-XVII в.в.) и в «Азбуковнике» (XVII-XIX в.в.) [10].

Исследования, проводившиеся в Средней Азии выдающимися учеными раннего средневековья, такими, как Авиценна, Бируни и другими характеризовались детальными исследованиями свойств минералов, включая их физическое состояние, химические особенности и лечебные свойства. Например, Авиценна в его знаменитом «Каноне врачебной науки» (XI в.) давал рекомендации по использованию более чем тридцати лечебных минералов и описывал рецепты многих медицинских препаратов на их основе. Немного позднее другой замечательный творец науки Бируни подвел итог раннему периоду изучения и использования самоцветов в трактате «Собрание сведений для познания драгоценностей. Минералогия», включавшем сведения о 450 минералах и природных соединениях. В том числе, Бируни представил данные исследований полудрагоценных камней, обладавших лечебными свойствами.

В России начиная с XVI в. существовали аптечные заведения, где можно было купить лекарственные препараты на основе таких минералов и химических соединений, как глина, мел, селитра, поташ, канифоль, сера, бура, ртуть, ярь-медянка, воск, а так же и драгоценные камни – сапфир и рубин, которые использовались для приготовления лекарств. В начале XVII в. рецепты по применению различных минеральных форм химических соединений были предписаны к использованию в Русской армии.

Несколько позднее русский ученый В.М. Севергин внес свой вклад в развитие фармацевтической химии и использование минералов в медицинских целях. В 1798 г. он перевел на русский язык книгу «Естественная история» Плиния, которая содержала информацию о минералах и включала в себя описание их медицинских свойств. Им же был введен в обиход термин «врачебная минералогия».

В числе полезных ископаемых, истари используемых в лечебной практике и имеющих фундаментальное значение для понимания сути медицинской геологии – глинистые минералы, карбонаты, мумие, шунгиты Кольского полуострова, кремни, цеолиты и другие геологические формации – минералы и горные породы, которые обладают ценными для человека свойствами. В настоящее время в медицине используются около 500 минеральных форм.

В России и странах СНГ и ближнего зарубежья накоплен бесценный опыт водо- и грязелечения. Примерами из прошлого могут служить городской СПА-курорт, основанный в Москве доктором Карлом Лодером в XIX в., курорты Кавказских минеральных вод - Ессентуки, Пятигорск, Кисловодск, Железноводск, Арчман в Туркмении, Арзни в Армении, Боржоми в Грузии и много других. В настоящее время на территории стран Содружества известны 273 месторождения минеральных вод. Из них используются для лечения сердечно-сосудистых заболеваний (карбонатные воды) – 57 объектов, болезней суставов и позвоночника, а также периферийной нервной системы (сульфидные воды) – 38 объектов [9].

Общество развивается и существует в контакте и взаимодействии с химическими элементами и их соединениями, в том числе горными породами и минералами. А.П. Виноградовым установлена связь между концентрациями определенных химических элементов в природных средах и здоровьем человека и животных [4]. Он выдвинул гипотезу о биогеохимических провинциях и о биогеохимической эндемичности. Данные, приведенные в трудах Биогеохимической лаборатории, которая возглавлялась А.П. Виноградовым, а позднее, в 1970-х годах прошлого столетия его последователем В.В. Ковальским, свидетельствуют о том, что относительно небольшие превышения содержаний элементов в природных средах – в 2-3 раза выше Кларка концентраций – могут стать причиной серьезных проблем со здоровьем не только у человека, но и у животных. В частности, в Таджикистане – стронциевой металлогенической провинции, при повышенных концентрациях стронция в природных средах у пастбищных животных был выявлен стронциевый эндемический рахит; в Армении – медно-молибденовой металлогенической провинции, в некоторых районах распространена эндемическая горная подагра и молибденовый токсикоз у животных [6].

#### *Перспективы медицинской геологии в России и странах СНГ*

Сегодняшнее состояние медицинской геологии в странах СНГ можно охарактеризовать как «сдержанный оптимизм». Изучение причин заболеваемости и влияния геологических факторов на здоровье населения на территории России и стран СНГ носит спорадический не системный характер. Они находятся в тени экологических исследований, целью которых далеко не всегда является здоровье человека или представителей биоты. Причиной этого, с одной стороны, может служить низкая плотность населения во многих регионах и соответственно возникающие трудности в проведении эпидемиологических исследований и получении достоверных статистических данных. С другой стороны, в качестве причины может рассматриваться интенсивная индустриализация экономики, которая привела к высокой концентрации населения в промышленных центрах, где население подвергается воздействию антропогенных загрязнителей. Все перечисленное требует значительных усилий в определении источников загрязнения окружающей среды, их форм нахождения, классификации и т.д. Тем важнее для понимания взаимоотношений человека и геологических объектов результаты исследований, проводившихся в недалеком прошлом на территории наших стран. Тогда была получена бесценная информация по условиям накопления фтора, йода, селена, стронция, мышьяка и других элементов в природных средах и изучены последствия их воздействия на организм человека [1, 4, 6].

Ученые и практики наших стран продолжают работы в области создания фундаментальных основ научного направления. Этим же задачам служат геологические модели формирования опасных медико-экологических обстановок воздействия на биоту, построенные на основании детального изучения особенностей эпигенетического рудообразования в границах нефтегазоносных и рудоносных осадочных бассейнов Средней Азии: катагенетическая

(стадиальная), эксфильтрационная и инфильтрационная [2]. На основании проведенных исследований научно обоснованы условия возникновения эпидемиологических обстановок в границах ореолов распространения таких элементов, как U, Se, As, F, Br, B, Rn. В то же время, применение моделей эпигенетического рудообразования позволяет строить прогнозы на выявление месторождений гидроминерального и бальнеологического сырья – лечебных грязей, глин и минеральных вод различного состава и показаний к применению.

Использование современных методов обработки геологической, геохимической и геофизической информации позволяет выявлять новые обстановки концентрирования геохимических элементов в природных средах. В частности, применение ГИС-технологий позволило увязать границы распространения ореолов гелия, тяготеющих к узлам пересечения разломных структур глубинного заложения, и ряда химических элементов, содержащихся в девонско-пермских водоносных осадочных формациях Восточно-Европейской платформы – фтора, стронция, лития, бора, брома и др. [2], являющихся причиной возникновения самых разнообразных эндемических заболеваний и, в частности, флюороза вследствие избыточного содержания фтора в питьевых водах, например в Центральном Казахстане.

Перспективы медицинской геологии в России и странах СНГ, как и любой развивающейся сферы человеческой деятельности, в квалифицированных кадрах. За прошедшие 10 лет нашими коллегами был успешно защищен ряд диссертаций на соискание ученой степени доктора наук и кандидата наук, тематика и результаты которых могут быть уверенно отнесены к области медицинской геологии, так как напрямую связаны со здоровьем человека и состоянием биоты, находящейся под воздействием разнообразных геологических объектов и систем. Отметим, в частности, работы Л.Н. Белан «Геоэкологические основы природно-техногенных экосистем горнорудных районов Башкортостана», А.Е. Бахура «Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды», Л.В. Саакян «Особенности динамики загрязнения почв гор. Еревана тяжелыми металлами (Ag, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Mo)» и целый ряд других работ.

Высокая научная квалификация перечисленных авторов подтверждается не только их знаниями в области геологии, но и в других естественнонаучных дисциплинах, в первую очередь в медицине, экологической геохимии, радиогеоэкологии, которые были приобретены ими самостоятельно, так как в программах геологических и медицинских ВУЗов образовательный предмет «медицинская геология» отсутствует. Знания студентов ограничиваются в лучшем случае примерами из медицины катастроф и перечисленными в учебных пособиях по экологии названиями болезней окружающей среды. По мнению авторов, профессиональная подготовка специалистов нового направления должна начинаться еще в школе. Пристального внимания и корректировки требуют образовательные программы по геологии, химии, медицине, экологии и биологии в старших классах школы и на первых курсах ВУЗов.

*О региональном объединении ученых СНГ*

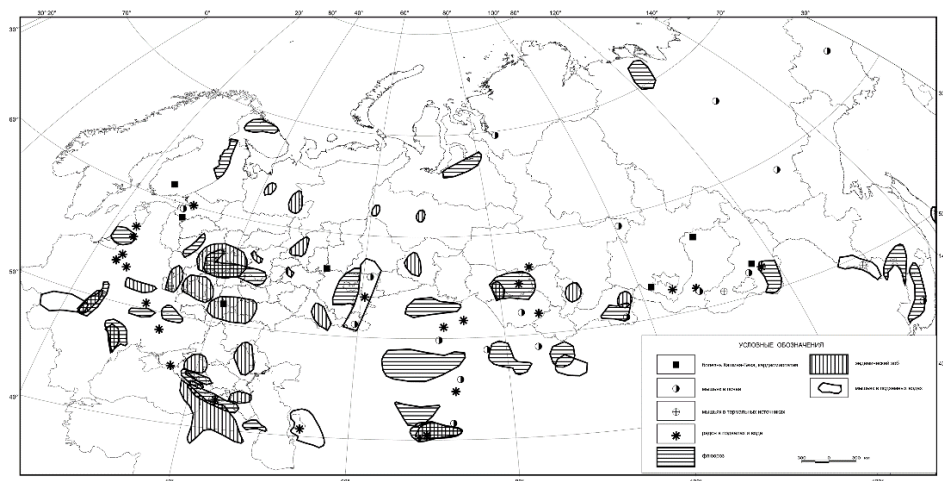
Во исполнение решений XXXII сессии Международного геологического конгресса (МГК) 2004 года во Флоренции об учреждении Международной медико-геологической ассоциации (ММГА-IMGA) в структуре Российского геологического общества (РОСГЕО) была создана медико-геологическая секция. В настоящее время Россия совместно с Казахстаном, Украиной, Беларусью, Таджикистаном и Арменией входит в Региональное подразделение ММГА по странам СНГ (далее РП). Официальная дата учреждения РП – 26 июля 2006 г. и, таким образом, в 2016 г. мы отмечаем первую серьезную дату – 10 лет со дня создания данной структуры. Основным документом, регламентирующим деятельность РП, является Устав ММГА. Основным структурным звеном РП является Медико-геологическая секция Российского геологического общества (МГС РОСГЕО), насчитывающая более пятидесяти членов.

Основной задачей РП является привлечение к сотрудничеству представителей геологического и медико-биологического сообществ стран СНГ, разработка межрегиональных и межгосударственных программ в области геологии и здоровья, создание образовательного предмета – медицинской геологии для высшей школы, разработка методических рекомендаций по медицинской геологии для лиц, ответственных за разработку экологической политики стран СНГ, популяризация достижений отечественных и зарубежных ученых через систему международных семинаров, конференций и симпозиумов, публикация результатов научно-исследовательских работ в специализированных научных изданиях стран СНГ и дальнего зарубежья. Предпринимаемые сегодня совместные организационные усилия представителей медицинской и геологической общественности находят отклик и поддержку ученых и практиков из стран СНГ.

Для решения основных задач в деятельности РП необходимо улучшение координации деятельности между его руководством и руководителями национальных подразделений в наших странах, повышение авторитета и эффективности действий по продвижению знаний и опыта медицинской геологии в странах СНГ. Данное обстоятельство требует серьезного осмысления и последующих активных научно-организационных мероприятий с учетом уровня сотрудничества наших стран в сфере экологической безопасности. Для решения данной задачи необходимо привлекать к совместному обсуждению медико-геологических задач и выработке практических решений лиц, ответственных за разработку и совершенствование политики в сфере экологии и здравоохранения, разработчиков проектов по сохранению человеческого капитала в условиях строительства инновационной экономики.

В настоящее время активно осуществляется приграничное сотрудничество стран СНГ в рамках деятельности Межправсовета по геологическим, геохимическим и геоэкологическим проблемам, геоэкологическому мониторингу и созданию геоэкологической карты стран СНГ в рамках международного проекта по геологической карте Азии [3]. Приведенные выше результаты исследований в области медицинской геологии ученых и практиков СНГ

открывают новые возможности в деле развития и совместного применения на практике опыта и достижений в области наук о Земле, медицины и биологии, сохранения и приумножения научного и творческого наследия отечественных научных школ. Сказанное позволяет включить медико-геологические исследования в перспективный план сотрудничества по разделам геологические, геохимические и геоэкологические проблемы, геоэкологический мониторинг и в работы по созданию геоэкологической карты стран СНГ. Геоэкологическая карта СНГ, будет, несомненно, более содержательна с нанесением на нее территорий распространения эндемических заболеваний, обусловленных геологическими факторами, а также контуров горнопромышленных территорий, где сохраняется опасность развития неблагоприятных эпидемиологических обстановок и выявления социально значимых болезней населения в связи с воздействием техногенных объектов геологического происхождения. Прообразом такой карты может служить схема распространения эндемических заболеваний и экологически опасных по воздействию геологических факторов на здоровье населения территорий СНГ (рис. 1 [3, 11]). Она была создана с участием авторов на основе данных, опубликованных в различных источниках учеными стран СНГ и их зарубежными коллегами. Основной вывод из пространственного анализа данной схемы: повышенная степень риска распространения эндемических заболеваний сохраняется на территориях с высокой динамикой земной коры, характеризующихся проявлениями сейсмичности, вулканизма и дегазации недр. Для асейсмичных блоков земной коры риск здоровью населения повышен в границах проявления современной унаследованной флюидной активности Земли.



**Рис. 1** Схема распространения ареалов эндемических и экологических заболеваний населения и угроз их возникновения на территории стран СНГ (составлена И.Ф. Вольфсоном, Е.Г. Фарраховым и А.В. Одеровой [3, 11]).

## ЛИТЕРАТУРА

1. *Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С.* 1991. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология. – М.: Медицина, 496 с.
2. *Вольфсон И.Ф., Кремкова Е.В., Печенкин И.Г.* 2006. Медицинская геология сегодня: цели, задачи и пути их решения. // Труды СПБОЕ, серия 1, т. 96, с. 107-124.
3. *Вольфсон И.Ф., Фаррахов Е.Г., Милетенко Н.В., Одерова А.В.* 2011. Медицинская геология: пять лет в странах СНГ. // Горный журнал, № 12, с. 75-79
4. *Виноградов А.П.* 1938. Биогеохимические провинции и эндемии. // Труды Академии наук – 126.
5. *Виноградов А.П.* 1938. Биогеохимические провинции и эндемии. // Труды Академии наук СССР, № 18, с. 283–286.
6. *Кариев А.Р., Файзиев А.Р., Соатов И.С.* 2007. Медицинские аспекты применения бентонитов Таджикистана. Биокосные взаимодействия: жизнь и камень. / Материалы III Международного симпозиума. – Санкт-Петербург: Изд-во СПбГУ, с. 124-126.
7. *Ковальский В.В.* 1974. Геохимическая экология. – Москва: Наука, 299 с.
8. *Сагателян А.К., Геворкян В.Ш., Аревшатян С.Г., Саакян Л.В.* 2008. Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды города Каджарана. – Ереван: Изд-во Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА, 204 с.
9. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др.* 1990. Геохимия окружающей среды – М.: Недра, 194 с.
10. *Царфис П.Г.* 1991. Курорты. В 2-х томах. – М.: Профиздат. 512 с.
11. *Юшкин Н.П.* 2004. Минеральный мир и здоровье человека. // Вестник Отделения наук о Земле РАН Электронный научно-информационный журнал раздел: научные публикации, т. 22 № 1, [http://www.scgis.ru/russian/cp1251/h\\_dgggms/1-2004/scpub-1.pdf](http://www.scgis.ru/russian/cp1251/h_dgggms/1-2004/scpub-1.pdf)
12. *Volfson I.F., Farrakhov E.G., Saghatelian A.K. et al.* 2010. The medical geology community in Russia and the NIS. In: Medical geology. A regional synthesis. (Eds.) Selinus O., Fikelman R., Centeno J. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, p. 221-258.

## СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ ГОРОДОВ

Горячева Н.Г., Авитисов П.В.

ФГБОУ ВО Академия гражданской защиты МЧС РФ

Статья описывает процесс изменения условий существования человека в условиях города и возникающие экстремальные условия окружающей среды. Эти изменения могут привести к срыву защитных механизмов живых организмов и антропогенных городских систем. Информатизация процессов предупреждения, ликвидации чрезвычайных ситуаций и происшествий, и межведомственное взаимодействие повышают выживаемость населения.

*Goryacheva N.G., Avitsov P.V. Modern problems of urban security.* The article describes the process of changing the conditions of human existence in urban environments and emerging dangers of the urban environment. These changes can lead to the disruption of protective mechanisms of living organisms and anthropogenic systems. Informatization of the processes of prevention and liquidation of emergency situations and accidents allows the interaction between different departments, which will increase the survival rate of the population.

Одной из наиболее характерных особенностей развития современного общества является быстрый рост территорий городов и увеличение численности их населения. Города и населённые пункты занимают не более 2% площади земной поверхности, но в них проживает более 51% населения земного шара и 75% населения развитых стран. По прогнозам, к 2050 году доля городского населения в развитых странах вырастет до 86%, а развивающихся – с 45 до 66% [2].

Город предоставляет человеку ряд существенных общественно-экономических, социально-бытовых и культурных преимуществ (метро, дороги, развитая социально-бытовая сфера, музеи, театры, развлекательные и оздоровительные центры, благоустроенные больницы и клиники, высшие учебные заведения), что положительно сказывается на интеллектуальном развитии человека, даёт возможность для лучшей реализации его профессиональных и творческих способностей.

Все современные города представляют собой сложнейшие социально-экономические и технические системы. На них оказывают влияние опасные природные явления и процессы различного происхождения:

- Геофизические опасные явления (землетрясения, извержения вулканов)
- Геологические опасные явления (оползни, обвалы, эрозия и др.)
- Метеорологические опасные явления (снегопады, морозы, засухи и др.)
- Гидрологические опасные явления (высокие и низкие уровни вод)
- Природные пожары (лесные, торфяные и др.)
- Инфекционные заболевания людей (единичные случаи экзотических и особо опасных инфекционных заболеваний; эпидемии, пандемии и др.)

Инфекционная заболеваемость сельскохозяйственных животных и растений (единичные случаи экзотических и особо опасных инфекционных заболеваний; инфекционные заболевания не выявленной этиологии и др.)

Следует отметить, что за последние десятилетия, возрастающие изменения в климатических условиях (экстремальность климата и повторяемость опасных метеорологических и неблагоприятных гидрометеорологических явлений) инициируют природно-техногенные катастрофы.

В России изменение климата носит драматический характер. За 100 лет наблюдений (с 1907 по 2006 годы) по данным Росгидромета потепление в целом по России составило 1.29°C при среднем глобальном потеплении за 150 лет на 0.74°C [3, 5].

Обеспокоенность вызывают периоды явных природных катаклизмов, таких как тепловая волна и возгорание торфяников в центрально-европейской части России в 2003 году, масштабные лесные пожары 2010 года, засуха в сельскохозяйственных районах страны летом 2010 и 2012 годов, ливневое наводнение в Крымске (2012 г.), паводок в бассейне Амура в 2013 г., наводнение на Алтае (2014 г.), в городах Европы (2016 г.).

В городах средняя температура воздуха выше, чем в окружающей его местности. Это вызвано многими факторами, в том числе меньшей отдачей лучистой тепловой энергии в нижнем приземном слое городского воздуха, меньшими скоростями ветра и повышенным воздействием солнечного излучения.

Город влияет на физические и химические процессы в пограничном атмосферном слое (до 1000 м атмосферы) за счет имеющихся препятствий для воздушных потоков, тепловых островов, источников выбросов аэрозолей сульфатов.

Термин «городской тепловой остров» обозначает повышенную температуру города по сравнению с температурой окружающей сельской местности. Именно тепловой остров увеличивает воздействие высоких летних температур. Кроме того, здесь сохраняется более высокая температура ночью, что увеличивает воздействие на здоровье населения, вследствие череды жарких дней и высокой температурой ночью.

Отличия климата города от окружающей его местности выражается в повышении температуры воздуха на 1-6°C, ослаблении солнечной радиации в пределах 1-15%, сокращении светового дня (в крупных городах на 15-20 мин.), увеличении облачности и осадков летом, туманов зимой, в появлении городского бриза – притока воздуха от окраин к центру города, в понижении относительной влажности на 6% [1].

В городах ведущим фактором неблагоприятного воздействия является загрязнение атмосферного воздуха. В результате выбросов автотранспорта, энергетических установок, промышленных предприятий и иных объектов атмосферный воздух загрязняется пылью, сажей, сернистым газом, оксидом углерода и диоксидом азота, продуктами фотохимических реакций, также специфичными для каждого города загрязняющими веществами, связанными

с конкретными типами предприятий. Образование фотохимического смога может мешать солнечной радиации достигать земной поверхности и уменьшать теплоотдачу путем излучения длинноволновой лучистой энергии. Поэтому ультрафиолетовое излучение на уровне земной поверхности во время эпизодов сильного загрязнения часто уменьшается.

Средняя скорость ветра в городах ниже, но бывают порывы. Недостаточный воздухообмен может ухудшать качество приземного воздуха.

В начале 1990 годов люди еще плохо представляли, каким образом нарушение биофизической и экологической систем может повлиять на благополучие и здоровье населения в более долгосрочном плане. Так в первом докладе Межправительственной группы экспертов по изменению климата, опубликованном в 1991 году, об угрозах для здоровья говорилось лишь вскользь [8]. А в докладе 2001 года были рассмотрены первые данные о фактических последствиях для здоровья наряду с оценкой возможных последствий в будущем.

По оценкам Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) до 20% изменений в состоянии здоровья населения связаны с воздействием неблагоприятных факторов окружающей среды (рис.1).

Для обеспечения безопасности, сохранения здоровья населения города, создания комфортных условий проживания, укрепления экологической и техногенной безопасности необходимо проведение комплекса программ и мероприятий, рассчитанных на долгосрочную перспективу (рис. 2).

Обеспечение экологической безопасности и здоровья населения базируется на Основах государственной политики в области обеспечения химической и биологической безопасности Российской Федерации (РФ), которая предусматривает категорирование и классификацию объектов и территорий, представляющих химическую и биологическую опасность с учетом данных о заболеваемости населения, об уровне и динамике зависимых от состояния окружающей среды болезней [7].

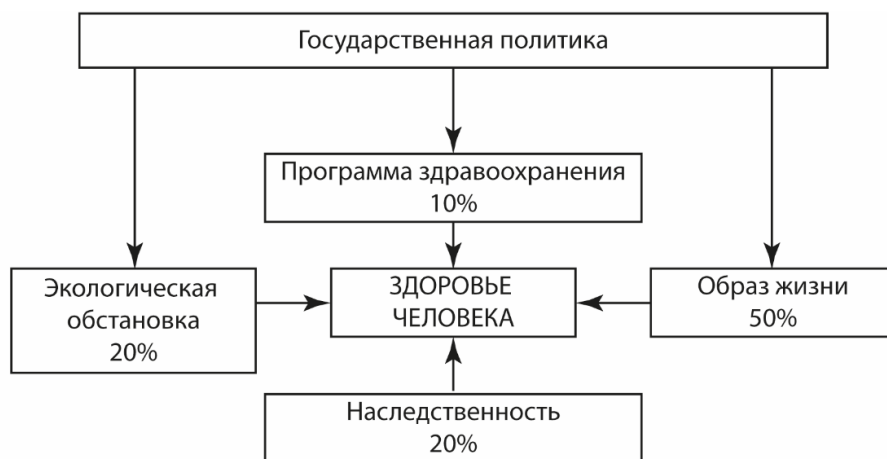


Рис. 1 Факторы, влияющие на здоровье человека



**Рис. 2** Схема комплексной системы безопасности жизнедеятельности населения

К современным факторам риска, ответственным за внезапное обострение эпидемиологической обстановки, относятся вариабельность биологических характеристик известных и появление новых возбудителей болезней, экстремальные природные события, техногенные катастрофы, а также негативные явления в социальной сфере (межэтнические и военные конфликты, биотерроризм), низкий уровень санитарно-гигиенических условий жизни населения.

На сегодняшний день непрерывная циркуляция вирусов гриппа представляет постоянную опасность для здоровья населения. Острые респираторные вирусные инфекции (ОРВИ) и грипп вызывают высокий уровень заболеваемости, превосходящий уровень других инфекционных заболеваний. Практически каждый человек ежегодно переносит эпизоды ОРВИ или гриппа, подвергаясь риску развития осложнений заболевания. Данная группа инфекций наносит значительный экономический ущерб государственному бюджету в связи с высокой частотой случаев нетрудоспособности среди населения. К группам населения повышенного риска относятся дети (от 0 до 17 лет), лица пожилого возраста (60 лет и старше), лица с хроническими заболеваниями, страдающие болезнями органов дыхания, кровообращения, болезнями нервной и эндокринной систем [4, 9].

Таким образом, изменение условий существования населения в условиях роста городов и агломераций, часто повторяющиеся экстремальные условия окружающей среды могут привести к нарушению устойчивости живых организмов и антропогенных систем к внешней агрессии.

Нарушение адаптации антропогенных систем может проявляться в том, что большинство из них лишь чувствительны к изменениям условий окружающей среды и эксплуатации (снижение производительности, режимов

эксплуатации) и только часть их уязвима по отношению к этим изменениям, что проявляется в виде нарушения целостности инфраструктуры и коммуникаций.

В условиях чрезвычайно сильного воздействия внешней среды, которые находятся на грани переносимости, люди в течение определенного периода времени должны находиться в условиях автономного существования, то есть обеспечивать все свои жизненные потребности только за счет имеющихся сил и средств.

Обеспечение жизнедеятельности людей в экстремальных условиях существования представляет собой серьезную проблему – проблему выживания. Под выживанием понимают активную целесообразную деятельность, направленную на сохранение жизни и здоровья в условиях автономного существования. Эта деятельность проявляется в умении с максимальной эффективностью использовать свой опыт и знания, способности успешно использовать подручные средства для защиты от неблагоприятного воздействия природных факторов, обеспечения пищей, водой.

В этих условиях с наибольшей остротой проявляются взаимосвязи в системе человек – природная среда. Исход автономного существования осложняют травмы и заболевания, обычно сопровождающие аварии, катастрофы, натиск стихий. В таких условиях могут нарушить адаптационные процессы в организме людей и возникнуть обострения имеющихся и инфекционных заболеваний органов дыхания и пищеварения, возрастает количество телесных повреждений, несчастных случаев.

**Таблица 1** Эпидемиологический мониторинг по гриппу в городах РФ в 2013–2014 гг. и 2014–2015 гг.

| Показатели                                                                                | Группы        | Эпидемические сезоны |               |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|---------------|----------------------|---------------|
|                                                                                           |               | 2013-2014 гг.        | 2014-2015 гг. |
| Средняя заболеваемость гриппом и ОРВИ в период эпидемии в городах, %                      | все население | 4.0                  | 6.0           |
|                                                                                           | до 2-х лет    | 24.0                 | 24.7          |
|                                                                                           | 3–6 лет       | 27.2                 | 31.2          |
|                                                                                           | 7–14 лет      | 12.1                 | 17.6          |
|                                                                                           | 15–64 лет     | 1.5                  | 3.0           |
|                                                                                           | ≥65 лет       | 0.6                  | 1.5           |
| Средняя заболеваемость гриппом и ОРВИ в период эпидемии по стране, %                      | все население | 10.9                 | 12.9          |
|                                                                                           | до 2-х лет    | 67.0                 | 72.0          |
|                                                                                           | 3–6 лет       | 66.5                 | 72.5          |
|                                                                                           | 7–14 лет      | 29.3                 | 36.3          |
|                                                                                           | 15–64 лет     | 4.5                  | 5.7           |
|                                                                                           | ≥65 лет       | 1.8                  | 2.7           |
| Доля госпитализированных с диагнозом «грипп» от госпитализированных с гриппом и ОРВИ, в % | все население | 2.8                  | 7.5           |
| Число летальных исходов от лабораторно подтвержденного гриппа                             | все население | 25                   | 44            |

Для предотвращения и снижения экологических последствий чрезвычайных ситуаций в крупных городах проводят мониторинг, лабораторный контроль и прогнозирование чрезвычайных ситуаций; развивается применение автоматизированных систем контроля аварийных выбросов на химически опасных объектах.

Создана и функционирует Единая система экологического мониторинга, соответствующая международным требованиям, включая директивы Европейского Союза, основанная на автоматических методах непрерывного контроля показателей компонентов окружающей среды. В соответствии с имеющимися полномочиями система экологического мониторинга обеспечивает наблюдения за состоянием атмосферного воздуха, поверхностных и подземных водных объектов, русловых процессов и водоохранных зон, почв, зеленых насаждений, опасных геологических процессов, уровнями шума.

Данные Единой государственной системы экологического мониторинга являются открытыми и общедоступными, обеспечено предоставление экологической информации с использованием различных средств массовой информации (печатные СМИ, радио, телевидение) и современных информационных технологий (интернет).

Одним из примеров налаживания процессов адаптации людей и антропогенных систем город является внедрение и развитие системы аппаратно-программного комплекса (АПК) «Безопасный город» [6]. Целью построения и развития АПК "Безопасный город" является повышение общего уровня общественной безопасности, правопорядка, снижение рисков чрезвычайных ситуаций, повышение защиты населения и территорий от угроз природного и техногенного характера, обеспечение пожарной безопасности и безопасности людей на водных объектах, информационную безопасность и др.

Это достигается за счет улучшения координации деятельности сил и служб, ответственных за решение этих задач, путем внедрения на базе муниципальных образований комплексной информационной системы, обеспечивающей прогнозирование, мониторинг, предупреждение и ликвидацию возможных угроз, а также контроль устранения последствий чрезвычайных ситуаций и правонарушений с интеграцией под ее управлением действий информационно-управляющих подсистем дежурных, диспетчерских, муниципальных служб для их оперативного взаимодействия в интересах муниципального образования. Концепцию предполагается реализовывать на всех уровнях управления – федеральном, региональном и муниципальном.

На федеральном уровне главным координатором по вопросам внедрения и развития АПК «Безопасный город» в субъектах РФ, а также главным распорядителем бюджетных средств является Министерство Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий. (МЧС). В исполнении мероприятий принимают участие ФСБ, Минэкономразвития, Минфин, Минкомсвязь, МВД, Минздрав, Минобрнауки и т.п.

Помимо программ «Безопасный город» в России уже внедряются системы экстренного реагирования 112. Номер 112 является единым номером вызова служб экстренного реагирования: пожарной охраны; реагирования в чрезвычайных ситуациях; полиции; скорой медицинской помощи; аварийной службы газовой сети; службы «Антитеррор», системы городского фото- и видеонаблюдения и другие госпрограммы безопасности. Все они, согласно концепции, должны быть интегрированы и использованы максимально эффективно. АПК «Безопасный город» призван объединить существующие системы обеспечения безопасности.

Таким образом, в наши дни особую актуальность на урбанизированных территориях приобретает выживаемость населения в чрезвычайных ситуациях. Повышение эффективности оказания помощи пострадавшим возможно только при усилении межведомственного взаимодействия, совершенствовании оперативности управления мероприятиями и информатизации процессов предупреждения, ликвидации чрезвычайных ситуаций.

### ЛИТЕРАТУРА

1. *Акимов В.А., Дурнев Р.А., Соколов Ю.И.* 2015. Защита населения и территорий Российской Федерации в условиях изменения климата. – М.: ФГБУ ВНИИ ГОЧС (ФЦ), 388 с.
2. Города и изменение климата: направление стратегии. Программа ООН по населенным пунктам, 2011. – ООН-Хабитат.
3. Иллюстрированный отчет за 2011 год, 2012 / Обнинск: ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦЦ».
4. *Карпова Л.С., Поповцева Н.М., Столярова Т.П. и др.* 2015. Эпидемия гриппа в России в сезон 2014–2015 гг. // *Microbiology Independent Research*, том 2, №1, p 19-27.
5. *Кокорин А.О.* 2014. Изменение климата: обзор пятого оценочного доклада МГЭИК – М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF).
6. Об утверждении Концепции построения и развития аппаратно-программного комплекса "Безопасный город". Распоряжение Правительства РФ от 03 декабря 2014 года № 2446-р.
7. Основы государственной политики в области обеспечения химической и биологической безопасности Российской Федерации на период до 2025 года и дальнейшую перспективу: Утв. Президентом Российской Федерации 1 ноября 2013 года № Пр-2573.
8. Оценочные доклады МГЭИК - <http://www.ipcc.ch>
9. *Шестакова И.В.* 2016. Грипп и ОРВИ: актуальная проблема современности. II Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Социально значимые и особо опасные инфекционные заболевания» // Эффективная фармакотерапия. Эпидемиология и инфекции, №1 (3), стр. 6-9.

## ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ КАК ФАКТОРА ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

*Епринцев С.А., Шекоян С.В.*

*Воронежский государственный университет*

На примере урбанизированных территорий ЦЧР проведена пространственная оценка факторов, определяющих экологическую безопасность населения. Созданы геоинформационные ресурсы для проведения комплексного мониторинга качества окружающей среды и выделения зон экологического риска. Установлена закономерность распространения факторов экологического риска в природных средах урбанизированных территорий.

*Eprintsev S.A., Shekoyan S.A. Spatial environmental quality assessment of the environment in urban areas like environmental safety factor.* For example, in urban areas the CCA held a spatial assessment of the factors determining the environmental safety of the population. Created GIS resources to conduct a comprehensive monitoring of the quality of the environment and the allocation of zones of ecological risk. The regularity of distribution of environmental risk factors in the natural environment of urbanized areas.

### ВВЕДЕНИЕ

Развитие интеллектуально-технического прогресса человечества влечёт существенное повышение комфортности и качества жизни населения. Однако наряду с этим, наблюдается постоянно возрастающее техногенное «давление» на окружающую среду, что неизбежно приводит к возрастанию антропогенных поллютантов в природных объектах и уровня экологического риска для населения промышленных городов [1-5]. В России и большинстве других развитых стран мира эта проблема особенно обострилась с середины XX века при высоких темпах развития промышленности, нефтедобывающих и нефтеперерабатывающих отраслей, вследствие увеличения мощности предприятий теплоэнергетики (ТЭЦ, ТЭС и др.), автотранспорта и т.д. На фоне возрастающего геохимического загрязнения среды обитания у населения многих крупных городов проявляются экологически обусловленные заболевания, что вызывает повышенное внимание ученых и экологов-практиков к исследованию механизмов формирования зон техногенного загрязнения и поиску эффективных путей оздоровления городской среды обитания [1-5].

Теоретические основы изучения данной проблемы обоснованы во многих классических трудах отечественных и зарубежных ученых по урбоэкологии, геохимии окружающей среды и медицинской географии (В.А. Алексеенко, Н.С. Касимовым, А.А.Келлер, Б.И. Кочуровым, С.А. Куролапом, С.М. Малхазовой, А.И. Перельман, Б.Б. Прохоровым и др.). Проведённые региональные

исследования по экодиагностике и картографированию кризисных геоэкологических ситуаций (А.М. Берлянт, В.С. Тикуновым, А.М. Трофимовым, М.В. Панасюком, Б.И. Кочуровым, А.А. Ямашкиным) показали эффективность применения ГИС-технологий в оценке качества среды обитания и диагностике факторов риска [1-5].

Эти проблемы актуальны для многих городов СНГ. Большинство урбанизированных территорий бывшего СССР имеют сложную архитектурно-планировочную структуру городской застройки, повышенную транспортную нагрузку, что служит предпосылкой формирования зон геохимического загрязнения природных объектов и снижения геоэкологической комфортности для проживающего населения [1-5].

Основным механизмом оценки качества окружающей среды урбанизированных территорий служит эколого-геохимический мониторинг на основе геоинформационных технологий [2,5-7]. Так, на примере городского округа г. Воронежа эколого-геохимический мониторинг является многофункциональной подсистемой, взаимодействующей с другими подсистемами единой государственной системы экологического мониторинга.

Анализ имеющейся информации позволяет утверждать, что показатели заболеваемости населения по различным классам болезней могут служить индикаторами качества окружающей среды. Например, индикатором загрязнения атмосферы и почвенного покрова свинцом может служить возрастание онкозаболеваемости у населения, возрастание заболеваемости болезнями нервной системы и органов чувств у детского населения; индикатором повышения содержания в атмосфере оксида серы, азота, формальдегида может являться повышение уровня заболеваемости болезнями органов дыхания у населения [1-3, 5, 6].

Актуальность данной проблемы повышается тем, что сегодня в России не существует единой организационно сформированной системы сбора информации и методов взаимоувязывания данных различных ведомственных структур, что может послужить предметом дальнейших разработок в области ГИС-технологий.

Главной целью создания системы эколого-геохимического мониторинга урбанизированных территорий является организация на базе геоинформационных технологий межотраслевой и иерархической системы сбора, обработки, хранения и выдачи информации, обеспечивающей постоянную диагностику общественного здоровья и среды обитания, а также информационную поддержку принятия решений, направленных на обеспечение эколого-гигиенического благополучия [1,2].

Система постоянных наблюдений за изменениями в состоянии здоровья населения города и выявление причин ухудшения сложившейся ситуации в настоящий момент являются чрезвычайно важными проблемами индустриально развитых городов. Причем объективные данные о зависимости заболеваемости населения от условий окружающей среды в настоящее время позволяют получить, прежде всего, количественные подходы, опирающиеся

на современные информационные технологии. Наиболее универсальным инструментом для прогнозирования заболеваемости населения в связи с антропогенным воздействием и различными природными явлениями являются математические модели расчётов экологического риска на основе компьютерных геоинформационных технологий [1, 2].

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Пространственная оценка качества окружающей среды урбанизированных территорий ЦЧР осуществляется на базе авторской ГИС «Экогеохимия и техногенные риски», включающей базу данных о загрязнении природных сред за многолетний период, заболеваемости населения различных возрастных групп. Картографический и ландшафтно-планировочный блоки данных ГИС позволяют объективно оценить ситуацию в текущий момент, спрогнозировать ее дальнейшее развитие и дают возможность анализировать и отображать состояние городских экосистем, включая и здоровье населения.

ГИС-карты составляют основу документов для анализа возможного воздействия на население различных факторов загрязнения окружающей среды, т.к. заболеваемость населения служит «откликом» среды на воздействие антропогенного прессинга.

Для того, чтобы результаты математического моделирования данных эколого-геохимического мониторинга способствовали принятию решений в сложившейся ситуации, они должны легко передаваться в ГИС и, наоборот, - данные из ГИС должны распознаваться и использоваться в расчетах при построении математических моделей. При удачном и корректном совмещении математических моделей и ГИС можно достичь максимального эффекта от результатов моделирования и расширить область применения ГИС.

Наполняемость ГИС осуществляется как статистическими данными природоохранных ведомств урбанизированных территорий ЦЧР, так и данными разработанного нами эколого-геохимического мониторинга промышленно-развитого города на основе геоинформационных технологий.

Интегральная оценка экологической безопасности урбанизированных территорий проводится на основе авторской методологии [1]. Разработанная методология позволяет установить значение данного показателя с учётом 3 основных факторов – социально-экономических условий территории, комфортности природных условий, качества окружающей среды [1].

Численное выражение интегральной величины экологической безопасности осуществляется при помощи индекса экологической комфортности ( $I_{ЭК}$ ), выражаемого в баллах и рассчитываемого по формуле 1.

$$I_{ЭК} = \frac{I_{ЭП} I_{СП} I_{КПУ}}{3} \quad (1)$$

где  $I_{ЭК}$  – индекс экологической комфортности;  $I_{ЭП}$  – индекс экологического потенциала;  $I_{СП}$  – индекс социального потенциала;  $I_{КПУ}$  – индекс комфортности природных условий.

В зависимости от величины индекса экологической комфортности представляется возможным дать характеристику экологической комфортности исследуемой территории в соответствии с таблицей 1 [1].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

К основным промышленным объектам экологического риска исследуемого региона можно отнести предприятия металлургии, машиностроения, химической и пищевой промышленности. Черная металлургия развивается на базе КМА. В районе сложился важный ТПК по добыче, обогащению железных руд и металлургическому переделу.

Крупные центры черной металлургии – Новолипецкий металлургический комбинат полного цикла и завод бездоменного производства металла в Старом Осколе. Центрами машиностроения района являются Воронеж, Курск, Липецк, Тамбов, Белгород, Мичуринск, Елец. Химическая промышленность развивается, в основном, на привозном сырье в Тамбове (производство красителей), Воронеже (синтетический каучук, шины), Курске (химическое волокно), Россоши (минеральные удобрения). Промышленность строительных материалов представлена, главным образом, цементными заводами и производством железобетонных конструкций. Электростанции работают на привозном топливе, действуют также две мощные АЭС – Курская и Нововоронежская.

**Таблица 1** Характеристика социально-геоэкологической комфортности территории в зависимости от величины рассчитанного индекса социально-геоэкологической комфортности [1]

| п/п | Рассчитанный индекс социально-геоэкологической комфортности территории (ICГК) | Характеристика социально-геоэкологической комфортности территории  |
|-----|-------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|
| 1   | Менее 2 баллов                                                                | Территория критически-низкой комфортности для проживания населения |
| 2   | 2-3 балла                                                                     | Территория очень низкой комфортности для проживания населения      |
| 3   | 3-4 балла                                                                     | Территория низкой комфортности для проживания населения            |
| 4   | 4-5 баллов                                                                    | Территория пониженной комфортности для проживания населения        |
| 5   | 5-6 баллов                                                                    | Территория средней комфортности для проживания населения           |
| 6   | 6-7 баллов                                                                    | Территория повышенной комфортности для проживания населения        |
| 7   | 7-8 баллов                                                                    | Территория высокой комфортности для проживания населения           |
| 8   | 8-9                                                                           | Территория очень высокой комфортности для проживания населения     |
| 9   | Более 9                                                                       | Территория оптимальной комфортности для проживания населения       |

Анализ суммарных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу от стационарных и передвижных источников за многолетний период показывает постоянно-изменяющуюся динамику данного показателя на территории ЦЧР. В конце XX в. наблюдается тенденция снижения выбросов загрязняющих веществ в окружающую среду. Данный факт представляется возможным объяснить затяжным экономическим кризисом, банкротством и ликвидацией многих промышленных предприятий. Начиная с 1998 г. данный показатель увеличивается и составляет около 1000 т в год. Наибольшие значения данного показателя прослеживаются на территории городского округа г. Воронежа. В XX в. основными источниками выбросов загрязняющих веществ в атмосферу г. Воронежа были промышленные предприятия.

В конце XX в. вследствие социально-экономической нестабильности в стране промышленный потенциал города существенно сократился, чем обусловлено сокращение выбросов загрязняющих веществ в атмосферу. В начале XXI в. наблюдается восстановление промышленного потенциала города, однако с ужесточением экологического законодательства в производственные циклы большинства промышленных объектов внедряются современные технологии, минимизирующие негативное воздействие на окружающую среду. При этом рост благосостояния граждан в данный период привел к существенному возрастанию количества личного автотранспорта. Транспортные артерии Воронежа, как и других крупных городов России, спроектированные еще в XX в., рассчитаны на существенно меньшую нагрузку, что увеличивает количество автомобильных заторов и время работы двигателей на пониженных передачах, при которых в окружающую среду выбрасывается наибольшее количество загрязнителей. Таким образом, в настоящее время на территории городского округа города Воронежа удельный вклад передвижных источников в интегральный показатель загрязнения окружающей среды составляет более 80 %. Кроме того, наиболее высокие показатели суммарных выбросов, загрязняющих веществ в атмосферу стационарными и передвижными источниками загрязнения на территории Воронежской области, наблюдаются в Россошанском районе (основной источник загрязнения окружающей среды ОАО «Минудобрения»), а также в Калачеевском и Лискинском районах (основные источники загрязнения окружающей среды – промышленные объекты и автотранспортный комплекс). Следует отметить, что в указанных районах суммарная величина выбросов загрязняющих веществ в атмосферу существенно ниже по сравнению с территорией областного центра. Наименьшие значения суммарных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу стационарными и передвижными источниками на территории Воронежской области отмечаются в Воробьевском, Верхнехавском, Петропавловском и Рамонском районах – территориях с преобладанием аграрной и рекреационной деятельности. Для комплексного исследования загрязнения атмосферы территории ЦЧР, используя данные собственных эколого-геохимических исследований, а также статистическую информацию за многолетний период Центра гигиены и эпидемиологии в

Воронежской области, изучено содержание в атмосфере диоксида углерода, диоксида азота, пыли, свинца, фенола, диоксида серы, формальдегида. Полученные данные показывают наличие превышений уровня ПДК в ряде населенных пунктов.

Анализируя загрязнённость атмосферы городов ЦЧР, можно констатировать за последние 10-20 лет смещение максимально-высокого загрязнения атмосферы из промышленных зон в общественно-деловые центры. Например, на территории городского округа, г. Воронежа – район Чернавского моста (перекрёсток ул. Ст. Разина, ул. Манежная). Причиной данного смещения является доминирование выбросов автотранспорта в интегральном показателе загрязнения атмосферы (от 60 до 90%). Кроме того, существенный вклад в загрязнение атмосферы вносят предприятия теплоэнергетики (например, «Воронежтеплосеть», относящееся к 1 классу вредности).

Большое количество неудовлетворительных анализов загрязнения атмосферного воздуха наблюдается в населенных пунктах Россошанского района, где основным источником загрязнения окружающей среды является ОАО «Минудобрения». Однако с началом XXI в. данный показатель ежегодно снижается, что свидетельствует о проведении грамотной экологической политики в данном районе и оптимизации производственных циклов на ОАО «Минудобрения». Также высокий процент неудовлетворительных анализов загрязнения атмосферы наблюдается в Лискинском и Павловском районах Воронежской области. Основными источниками загрязнения атмосферы Лискинского района являются промышленные объекты, а также транспортный комплекс (участок одной из самых загруженных в России автодорог – М4). Загрязнение атмосферы Павловского района формирует ОАО «Павловскгранит» – предприятие, специализирующееся на добыче гранита и производстве гранитного щебня.

Анализируя загрязнение почвенного покрова (где в отличие от атмосферы, антропогенные загрязнители в почве сохраняются в течение длительного периода, что позволяет оценивать долговременную экологическую ситуацию в исследуемом регионе) представляется возможным сделать выводы об общей загрязнённости природной среды за многолетний период. Так, на территории г. Воронежа, было установлено, что наибольшие концентрации тяжёлых металлов и нефтепродуктов наблюдаются в левобережной части города. Аномальные концентрации нефтепродуктов в почве были обнаружены в районе нефтебазы, а также в микрорайоне «Машмет» Левобережного района города (зона влияния ОАО «Воронежсинтезкаучук» и ОАО «Воронежшина»). Зоны высокого загрязнения почвы нефтепродуктами также наблюдаются вдоль крупных транспортных магистралей города – ул. Димитрова, ул. Остужева, Московского проспекта, ул. Ворошилова, ул. Краснознамённая и др.

Изучая экологический риск возникновения хронических заболеваний крови и сердечно-сосудистой системы, фактором которого является угарный газ (оксид углерода II), были установлены несколько участков с очень высоким уровнем риска в городах Воронеж, Липецк и Тамбов. Практически вдоль

всех крупнейших транспортных артерий городов и на крупных перекрёстках, выделяются зоны повышенного риска, затрагивающие часто жилые зоны.

В холодный период года на большинстве урбанизированных территорий ЦЧР уровень неканцерогенного риска возникновения заболеваний при воздействии оксида углерода II снижается. Однако на некоторых перекрёстках автодорог наблюдается тенденция увеличения, что обусловлено увеличению их загруженности при изменении климатических условий. Наиболее негативная ситуация складывается при оценке неканцерогенного риска возникновения заболеваний органов дыхания, глаз, понижения иммунитета при воздействии формальдегида.

В тёплый период года более 30-50% территорий городов ЦЧР расположены в зоне очень высокого уровня риска. В холодный период года территории повышенного, высокого и очень высокого уровня риска доходят до 70 % городского пространства крупных урбанизированных территорий.

## ВЫВОДЫ

Таким образом, разработанная нами методология оценки интегрального показателя экологической безопасности, а также схема эколого-геохимического мониторинга индустриально-развитого города на основе геоинформационных технологий может быть реализована в большинстве промышленных городов СНГ и других развитых стран мира. Однако, необходимо учитывать специфику техногенной нагрузки и природные условия конкретного города для составления приоритетного перечня исследуемых загрязнителей природных сред и критериев общественного здоровья.

*Исследования проведены при поддержке гранта РФФИ (проект 16-45-360284 p\_a)*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Епринцев С.А. 2014. Оценка экологической комфортности урбанизированных территорий // Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки. Т. 19. № 5. С. 1410-1412.
2. Куролап С.А., Епринцев С.А., Клепиков О.В. и др. 2010. Воронеж: среда обитания и зоны экологического риска. – Воронеж: издательство «Истоки», 207 с.
3. Куролап С. А., Мамчик Н.П., Клепиков О.В. 2006. Оценка риска для здоровья населения при техногенном загрязнении городской среды. – Воронеж: ВГУ, 220 с.
4. Приваленко В.В., Безуглова О.С. 2003. Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Том 1. Экология города Ростова-на-Дону. – Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦ ВШ, 290 с.
5. Куролап С.А., Мамчик Н.П., Клепиков О.В. 2010. Медико-экологический атлас Воронежской области. – Воронеж: Изд-во «Истоки», 167 с.
6. Куролап С.А., Нестеров Ю.А., Епринцев С.А. 2010. Типизация территории Воронежской области по уровню техногенного воздействия на среду обитания // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология. №1. С. 5-11.

7. Шекоян С.В., Епринцев С.А. 2014. Анализ экотоксикологического состояния территории г. Воронежа // Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки. Т. 19. № 5. С. 1365-1367.

## **КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ПРОИЗВОДСТВА АЛЮМИНИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ И НАСЕЛЕНИЕ (НА ПРИМЕРЕ БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА)**

*Ефимова Н.В.<sup>1</sup>, Горнов А.Ю.<sup>2</sup>, Зароднюк Т.С.<sup>2</sup>, Финкельштейн Е.А.<sup>2</sup>,  
Лисецкая Л.Г.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> ФГБНУ Восточно-Сибирский институт медико-экологических исследований,  
Ангарск, Россия

<sup>2</sup> ФГБУН Институт динамики систем и теории управления, Иркутск, Россия

Апробирован комплексный подход, включающий методы ретроспективного анализа статистических данных и проспективного наблюдения за состоянием среды обитания и здоровьем населения с применением биомониторинга. Исследования проведены в Иркутской области на территориях размещения производства алюминия, где предприятия действуют несколько десятков лет, и там, где в течение пяти лет функционировала опытная установка.

*Efimova N.V., Gornov A.Y., Zarodnyuk T.S., Finkelstein E.A., Lisetskaya L.G.*  
**Integrated assessment of aluminum production effects on environment and population (on example of Baikal region).** There are used integrated approach, which includes the retrospective analyses of statistic information and prospective observation of environment and population's health with biomonitoring. Researches were realized in Irkutsk region on territories where are placed functioning aluminum plants during some ten years and town with pilot plant.

### **ВВЕДЕНИЕ**

В настоящее время в Российской Федерации колоссальным источником загрязнения атмосферного воздуха комплексом токсических веществ является алюминиевая промышленность. Экологическая ситуация и ухудшение состояния здоровья населения, на территориях размещения крупных алюминиевых заводов, является не только медицинской, но и социальной проблемой. Ежегодно в атмосферный воздух населенных мест предприятиями по производству алюминия РФ выбрасывается около 60 тыс.т. паргазообразных и твердых примесей, из них с содержанием фторидов – 4 тыс. т в год, в котором доля газообразного гидрофторида составляет почти 50% [5].

Цель работы – апробация комплексного подхода оценки влияния производства алюминия на окружающую среду и здоровье населения.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Исследования проведены в Иркутской области на территориях размещения производства алюминия (гг. Братск, Шелехов), где предприятия действуют несколько десятков лет, и в г. Тайшет, где в течение пяти лет функционировала опытная установка (ОУ) и в ближайшее время планируется ввести в эксплуатацию новый алюминиевый завод (АЗ). Материалами для разработки прогноза заболеваемости послужили данные формы № 12 «Сведения о числе заболеваний, зарегистрированных у больных, проживающих в районе обслуживания лечебного учреждения»: показатели первичной заболеваемости подростков в возрасте 15-17 лет за 2003-2011 гг. Рассмотрены интенсивные показатели (на 1000 человек соответствующего возраста), оценка динамики заболеваемости дана по величине темпа прироста. Для характеристики состояния окружающей среды использовали данные гидрометслужбы (среднегодовые параметры температуры воздуха, скорости ветра, концентрации примесей в атмосферном воздухе). В качестве показателя, характеризующего величину длительного химического загрязнения, использован среднегодовой показатель суммарного загрязнения атмосферы комплексом веществ «Р», рассчитанный по данным Гидрометслужбы. Применение метода экспертных оценок позволило оценить социальные условия. Блок информации, представляемый экспертам включал: качество жилищного фонда (обеспеченность централизованным водоснабжением и канализованием, электроплитами, среднее количество жилой площади на душу населения), социальную инфраструктуру (обеспеченность детскими садами и яслями, школами, учреждениями культуры, спорта), отдельные показатели экономической ситуации в городе (уровень безработицы, средняя заработная плата, стоимость минимальной потребительской корзины) и некоторые характеристики образа жизни. В качестве объекта проспективного наблюдения обследовались дети: высокоэкспонированная группа – 330 человек, группа с низким уровнем воздействия – 360 человек. Количественное определение фтора в моче проводили в соответствии с МУК 4.1.773-99 [6].

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Братск – город, на территории которого размещен комплекс крупных промышленных объектов: лесохимической промышленности, цветной металлургии (производство алюминия), теплоэнергетики и др. Концентрация предприятий-гигантов в Центральном районе города привели к тому, что уровень загрязнения атмосферного воздуха стабильно оценивается как очень высокий [2]. За 2007-2014годы отмечалось постоянное превышение ПДКсс среднегодового уровня сероуглерода в 4-15 раз, гидрофторида — 1-4 раза, бенз(а)пирену – 11-12 раз. Среднегодовые концентрации превышали допустимые нормы: по формальдегиду в 3-4,3 раза, бенз(а)пирену в 4-12 раза,

сероуглероду в 3-4 раза, взвешенным веществам в 1.1 -1.5 раз; среднегодовая концентрация гидрофторида достигала уровня ПДК. В то же время концентрации практически всех химических веществ, контролируемых в Падунском. района города, были ниже, чем в селитебной зоне Центрального района. Индекс опасности для развития нарушений органов дыхания для здоровья жителей Центрального района г.Братск составил 10.1, для иммунной системы – 5.6. Концентрация фторидов в почве г. Братска в среднем составила 832 мкг/кг на расстоянии 2 км от источника загрязнения, 630 мкг/кг – в 12 км от промплощадки, 290 мкг/кг – в 20-30 км. В соответствии с критериями гигиенической оценки загрязнение воздушного бассейна Падунского района оценивалось как умеренное и сильное, а в Центральном экологическая ситуация может быть отнесена к чрезвычайной [4].

Город Шелехов является промышленным спутником Иркутска, основными предприятиями которого являются ТЭЦ, алюминиевый завод, производство кристаллического кремния. Приоритетными химическими веществами, загрязняющими атмосферный воздух селитебной зоны, являются: взвешенные вещества, формальдегид, бенз(а)пирен, фтористые газообразные соединения и твердые фториды, диоксид азота. Исследования, проведенные в зонах размещения АЗ в г. Шелехов (Иркутской области), показали, что приоритетными специфическими загрязняющими веществами на экспонированной территории являлись соединения фтора, среднегодовые концентрации которых составили в атмосферном воздухе 6.2-1.4 ПДК, в почве 5.9-11 ПДК. Уровень общетоксического индекса (ИИ) для здоровья жителей Шелехова составил 12.7, для органов дыхания – 6.5.

В городе Тайшет, где планируется пуск АЗ, в 2006-2009 году работала опытно-экспериментальная установка, с мощностью в 10 раз меньшей, чем строящийся завод. По результатам расчетов рассеивания газообразных фторидов на границе санитарно-защитной зоны (СЗЗ) концентрация не превышала 0.05 ПДК<sub>сс</sub>, по мере приближения к опытному участку концентрация увеличивалась от 0.1 до 0.25 ПДК<sub>сс</sub>. Содержание плохорастворимых фторидов в воздухе промплощадки составляла, по расчетным данным, 0.2 ПДК<sub>сс</sub>, а на границе СЗЗ не превышает 0.05. По итогам расчетов коэффициента суммации приземных концентраций солей фтора и газообразных фторидов, установлено, что  $K_{\text{сумм}} = 0.48$  возле источника эмиссий и 0.1 на границе СЗЗ. В селитебной зоне концентрации составили: на расстоянии 2,4 км к северо-западу от источника твердых фторидов – 0.0005 мг/м<sup>3</sup> и гидрофторида – 0.0008 мг/м<sup>3</sup>. Наиболее высокие уровни содержания примесей возможны по направлению южных румбов. Снежный покров, обладая кумулятивным эффектом, позволяет получать реальную суммарную величину выпадений загрязняющих веществ, отражающую уровень загрязнения приземных слоёв атмосферы. Установлено, что до пуска ОУ концентрация фторид-иона (F<sup>-</sup>) во всех пробах не имела значимых различий в зависимости от места отбора и составляла от 0.15 мг/л до 0.24 мг/л. Данные уровни совпадают с содержанием фторид-иона в поверхностных водоемах региона:

озере Байкал, реках Ангаре, Бирюсе и других [7]. В пробах снежного покрова, отобранных в период действия ОУ, выявлены значительные изменения содержания  $F^-$ . На расстоянии 2 км от источника выбросов концентрация  $F^-$  составила 2.17 мг/л, а максимальное значение достигало в подфакельной пробе на расстоянии 1 км от промышленной зоны – 4.75 мг/л, что в 19.8 раз выше местного фона (Ф), зафиксированного до пуска ОУ. Концентрация фторид-иона в пробах снега, отобранных в точках на расстоянии 300 м к юго-западу от промплощадки на границе СЗЗ, а также 1 км от источника выброса к северо-востоку составила 2.5 мг/л, что в 10.4 раза выше фона. Максимальные значения – 4.7 мг/дм<sup>3</sup> зарегистрированы на расстоянии 1 км к востоку от промплощадки, что в 3.1 раз превышает ПДК фтора в воде объектов хозяйственно питьевого и культурно-бытового водопользования (для I-II климатических поясов). Полученные данные отражают накопление фторид-ионов в снежном покрове и возможность его поступления в почву, растительность и, как следствие, в организм человека.

По окончании эксплуатации опытно-экспериментальной установки (2014 г.) средние концентрации фторид-иона в снежном покрове составили  $0.065 \pm 0.004$ , что не превышает фоновый уровень и ПДК фторидов в воде объектов хозяйственно питьевого и культурно-бытового водопользования (для I-II климатических поясов). Полученные данные позволяют оценить экологическую ситуацию как достаточно благоприятную в период отсутствия источника эмиссии фтористых соединений на исследуемой территории.

Также одним из индикаторов загрязнения является почва, так как является уникальным адсорбентом как антропогенного, так и природного воздействия. В отличие от других кумулирующих сред, почвенный покров отражает многолетнее стабильное загрязнение окружающей среды [1]. Установлено, что наибольший показатель содержания фторид-иона обнаружен в подфакельных пробах поверхностного слоя почвы на расстоянии 1 км на восток от источника выбросов и составляет 4 мг/кг.

Данные биомониторинга подтверждают воздействия фтора на организм. При изучении уровней экскреции  $F^-$  выявлено, что в пробах мочи детей г. Шелехов содержание фторид-иона составляет  $56.0 \pm 1.9$  мкмоль/л, в моче детей г. Братск –  $41.6 \pm 0.5$  ммоль/л, в то время как в Тайшете данный показатель составляет  $33.1 \pm 3.0$  ммоль/л. В группах с длительной экспозицией фторурия достоверно выше, чем у детей, проживающих на территории недавнего загрязнения.

Для оценки и прогноза заболеваемости подростков, проживающих в зоне влияния производства алюминия в качестве аналога (модельного города) рассматривается Шелехов, где подобное производство функционирует с середины прошлого века. Для выявления вклада отдельных факторов в вариабельность уровня заболеваемости населения северных территорий использовали полученный ранее опыт по моделированию заболеваемости населения Иркутской области. Была разработана методика установления

зависимости заболеваемости от факторов окружающей природной и социальной среды [3].

На основе моделей проведены численные эксперименты с целью прогнозирования заболеваемости органов дыхания (ОД) отдельных групп населения при изменении условий окружающей природной и социальной среды, связанной с вводом в эксплуатацию АЗ.

По данным «фоновой территории» (г. Тайшет) и модельной (г. Шелехов) рассмотрена зависимость показателей первичной заболеваемости ОД ( $Z$ ) и объясняющих переменных.

Предложена математическая формализация зависимости заболеваемости населения от основных наиболее влиятельных факторов:

$$Z_i(a) = a_1 \cdot T_i + a_2 \cdot W_i + a_3 \cdot V_i + a_4 \cdot \frac{\ln P_i}{\ln V_i} + a_5 \cdot \ln C_i,$$

где  $T_i$  – среднегодовая температура воздуха ( $^{\circ}\text{C}$ );  $W_i$  – обеспеченность врачами (число специалистов на 1000 населения);  $V_i$  – среднегодовая скорость ветра (м/с);  $P_i$  – интегральный показатель загрязнения атмосферного воздуха (условные единицы);  $C_i$  – социальные условия, характерные для города (экспертная оценка, баллы). Данные представлены наблюдениями за период с 2003 г. по 2011 г., т.е.  $i = \overline{1,9}$ . Расчет неизвестных коэффициентов  $a_k, k = \overline{1,5}$ , проводился с использованием метода наименьших квадратов: находился минимум суммы квадратов разностей расчетных и экспериментальных данных:

$$F(a) = \sum_{i=1}^n (Z_i(a) - H_i)^2,$$

где  $Z_i(a)$  – расчетные данные,  $H_i$  – фактические данные о заболеваемости населения.

Таким образом, задача сводилась к поиску минимума функции нескольких переменных  $F(a)$  по всем  $a$  из множества  $D$ , где  $D$  – многомерный параллелепипед:

$$\min_{a \in D} F(a), \quad D = \{a \in R^n : \underline{a}_i \leq a_i \leq \overline{a}_i, i = \overline{1, n}\},$$

$n = 5$  – размерность искомого вектора.

Численные эксперименты по представленной модели проведены на 2016 год по двум сценариям: I – отвечает существующему положению, т.е. АЗ не введут в эксплуатацию и сохранятся средние параметры всех изучаемых факторов; II – инвестиционный, если АЗ пустят и «Р» в 2014 году достигнет 12, а социальные факторы в 2016 году возрастут до 7 баллов, метеопараметры не изменятся.

В фоновый период средний показатель первичной заболеваемости подростков, проживающих в Тайшете, составил 1129.1 случая на 1000 подросткового населения, что на 8% ниже, чем в среднем по Иркутской области [7]. Наибольший уровень первичной заболеваемости подростков Тайшета, принадлежит болезням органов дыхания (в среднем за период наблюдения – 627.4‰). В структуре заболеваемости подростков Тайшета доля болезней органов дыхания, составила 51.2 %. Динамика заболеваемости имела

выраженный и статистически достоверный рост по классу болезней ОД (темпы прироста 116.4%). С помощью регрессионно-корреляционного анализа выявлена линейная динамика показателя ( $r = 0.84, p < 0.05$ ).

В соответствии с прогнозными расчетами по сценарию, соответствующему существующему положению, показатель заболеваемости ОД подростков практически не изменится и составит 638 случаев на 1000 подростков. Наибольший вклад в формирование заболеваемости подросткового населения города Тайшета при этом вносят социальные условия (37%). Роль загрязнения воздушного бассейна селитебной зоны невелика и составляет 5.9%, что значительно ниже, чем на территориях с высокой техногенной нагрузкой. Качество медицинского обслуживания, оцениваемое по обеспеченности врачами, приводит к снижению первичной заболеваемости ОД на 10.4%.

При анализе результатов численных экспериментов по сценарию II ожидается рост показателя заболеваемости ОД до 1027‰. Увеличивается значимость вклада загрязнения атмосферного воздуха в 1,8 раза и социальных условий – в 1.3 раза по сравнению с существующим положением. Причем рассматриваемые переменные могут привести к возникновению дополнительных случаев болезней органов дыхания (48 и 195 случаев, соответственно). Высокая значимость социальных факторов может быть связана не только с доступностью медицинской помощи, в том числе платной, но и с особенностями образа жизни и поведения подростков. В отечественных и зарубежных исследованиях приводятся данные об обратной зависимости социально-экономического уровня популяции и самосохранительного поведения молодежи. Показатель интегральной ошибки прогноза, рассчитанного с помощью математической модели, включающей в качестве предикторов уровень техногенного загрязнения, природно-климатические и социальные условия, составил по Братску 8.7% у детей и 11.7% у подростков; по Шелехову 6.0 и 4.3%, соответственно.

## ВЫВОДЫ

1. В зоне размещения АЗ отмечается загрязнение фторсодержащими соединениями атмосферного воздуха и почвы, максимальные уровни наблюдаются в гг. Шелехов и Братск. При действии ОУ в г. Тайшете даже при соблюдении гигиенических требований к качеству атмосферного воздуха произошло накопление F<sup>-</sup> в снеговом и почвенном покровах, превышающих фоновые величины до 10 раз.

2. Данные биомониторинга подтверждают воздействия фтора на организм. При сравнении уровней экскреции F<sup>-</sup> выявлено, что в группах с длительной экспозицией фторурия достоверно выше, чем у детей, проживающих на территории недавнего загрязнения. Выявлен рост заболеваемости по классу органов дыхания, распространенности нарушений опорно-двигательного аппарата.

3. Для разработки прогноза уровней экспозиции и заболеваемости предложен информативный комплекс математических моделей. По результатам

среднесрочного прогноза пуск завода по производству алюминия в условиях Восточной Сибири приведет через 3 года к росту агрегированного риска и увеличению заболеваемости на 36,7% у детей и 20,9% - у подростков относительно фонового показателя, что выходит за пределы естественных колебаний.

Работа частично поддержана РФФИ, проект № 14-47-04089-р\_сибирь\_a.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Гладков Е.А.* 2007. Влияние комплексного взаимодействия тяжелых металлов на растения мегаполисов // *Экология*, №1, С. 71-74.
2. *Ефимова Н.В., Маторова Н.И., Юшков Н.Н., Никифорова В.А., Перцева Т.Г.*, 2008. Медико-экологические риски современного города. – Братск: Издательство Братского государственного университета, 282 с.
3. *Ефимова Н.В., Никифорова В.А., Горнов А.Ю., Зароднюк Т.С.* 2009. Использование математической модели при оценке влияния факторов окружающей среды на заболеваемость населения северных территорий Иркутской области. // *Вестник Красноярского государственного аграрного университета*. № 3. С. 97-101.
4. *Ефимова Н.В., Донских И.В., Зароднюк Т.С., Горнов А.Ю.* 2014. Оценка и прогноз заболеваемости подростков, проживающих в зоне влияния производства алюминия. // *Медицина труда и промышленная экология*. № 4. С. 44-49.
5. *Коськина Е.В., Ивойлов В.М., Михайлуц А.П.*, 2012. Социально-гигиенический мониторинг и оценка аэрогенного риска для здоровья населения крупного центра металлургии при обосновании санитарно-защитной зоны предприятия.// *Современные проблемы науки и образования*. № 3. С. 12.
6. Определение химических соединений в биологических средах. Сборник методических указаний. Минздрав России, М., 2000, с. 97-105.
7. *Покатилов Ю.Г.* 2002. Биогеохимия гидросферы Восточной Сибири (химия вод – медико-биологический фактор эндемической заболеваемости населения) – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 248 с.

## ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ УГЛЕПРОМЫШЛЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*Закруткин В.Е., Гибков Е.В., Скляренко Г.Ю., Решетняк О.С.*

*Институт наук о Земле Южного федерального университета, г. Ростов-на-Дону*

Рассмотрены основные геоэкологические проблемы углепромышленных территорий, которые резко обострились в последние 20 лет в связи с реструктуризацией угольной промышленности. Наибольшее внимание уделено проблемам образования твердых отходов (отвалы угольных шахт, хвостохранилища, золошлаковые отходы и др.) и загрязнения поверхностной и подземной гидросфер.

*Zakrutkin V.E., Gibkov E.V., Sklyarenko G.Yu., Reshetnyak O.S.* **environmental problems of coal-mining areas.** The basic geo-ecological problems of coal-mining areas was presented. They are deteriorated sharply in the last 20 years in connection with the restructuring of the coal industry. The greatest attention is paid to the problems of solid waste (heaps of coal mines, tailings, slag waste etc.) and pollution of surface and underground hydrosphere.

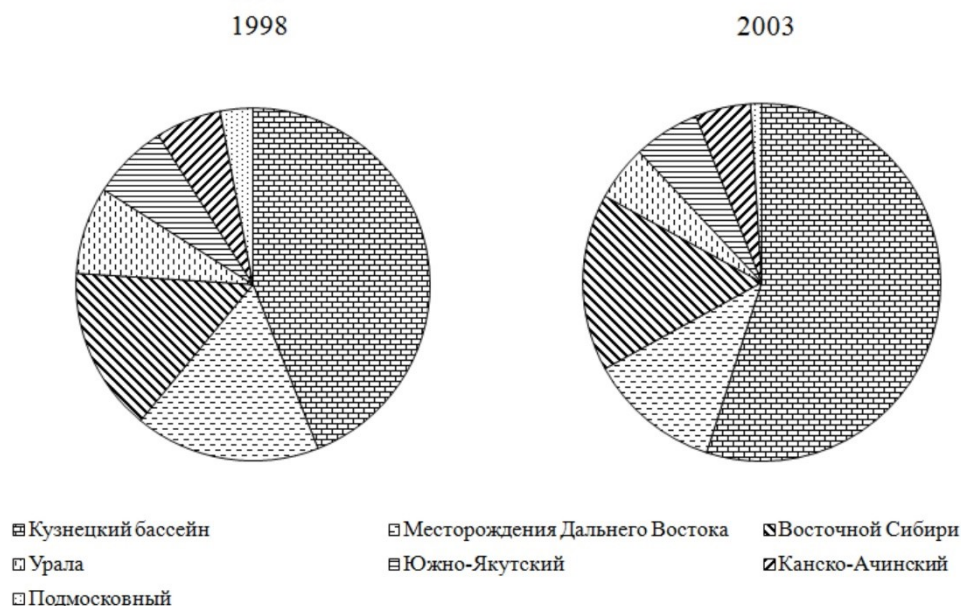
### ВВЕДЕНИЕ

Топливо-энергетический комплекс России играет важную роль в экономике страны. Этому способствуют богатые природные топливо-энергетические ресурсы страны: на территории России сосредоточена треть мировых запасов, в том числе 20% мировых запасов угля. Начиная с 1995 г. наметился последовательный рост угледобычи, который будет продолжаться и в ближайшей перспективе [17, 18]. Очевидно, что подобная тенденция неизбежно приведет к обострению экологической ситуации в пределах углепромышленных территорий, поскольку хорошо известно, что угледобывающая промышленность традиционно считается одним из наиболее мощных факторов антропогенного преобразования окружающей среды. Так, в частности, подсчитано, что извлечение из недр 1 млн. т угля в среднем сопровождается сбросом в открытые водоёмы 3.22 млн. м<sup>3</sup> загрязненных сточных вод, выбросом в атмосферу 2.93 тыс. т вредных веществ, перемещением на дневную поверхность и размещением на ней 1.48 млн. м<sup>3</sup> вскрышных и вмещающих пород, нарушением 10-30 га земель [17].

Наиболее типичными для углепромышленных территорий экологическими проблемами являются подъем уровня подземных вод, подтопление и заболачивание территории, ухудшение качества воды поверхностных и подземных водных объектов, выделение из выработок токсичных и взрывоопасных газов, активизация микросейсмических явлений, вывод из хозяйственного использования значительных площадей вследствие размещения на них отходов горнорудного производства и их негативное воздействие на окружающую среду.

Важно подчеркнуть, что перечисленные выше экологические проблемы резко обострились в последние 20 лет в связи с реструктуризацией угольной промышленности, которая предусматривала ликвидацию нерентабельных шахт, в основном путем их затопления.

Серьезную экологическую опасность в пределах углепромышленных территорий представляют собой твердые отходы - отвалы угольных шахт, хвостохранилища обогатительных фабрик, золошлаковые отходы и др. складываемые на поверхности в виде терриконов высотой до 80-100 м, отвалов хребтовой формы, реже - плоских отвалов. Только на территории Донбасса находится 1 257 терриконов общим объемом 1 056 519,9 тыс. м<sup>3</sup>, которые занимают площадь 5 526,3 га [16]. Наибольший же объем извлекаемой породы, как видно из рисунка 1, приходится на Кузнецкий бассейн [2], где за время разработки угольных месторождений изъято из оборота около 91 тыс. га плодородных сельскохозяйственных земель [19].



**Рис. 1** Распределение объемов образования пород и отходов обогащения по угольным бассейнам и месторождениям

Кроме того, породные отвалы являются мощным источником загрязнения окружающей среды и в первую очередь атмосферного воздуха. Поступление загрязняющих веществ в атмосферу происходит в результате ветровой эрозии и самовозгорания терриконов. Так, по имеющимся оценкам в процессе дефляции за год с одного терриконика в пределах Кузнецкого бассейна в атмосферу поступает свыше 0,7 т. пыли, которая оседая, загрязнит 2,5 га. Сельскохозяйственных земель [19]. А один интенсивно горящий отвал является источником выделения в атмосферный воздух от 25 до 250 тонн в год опасных

для здоровья населения загрязняющих веществ – главным образом, оксида углерода, диоксида серы, сероводорода и оксидов азота [9].

Важно подчеркнуть, что горящие терриконы являются своего рода техногенными вулканами, «извержение» которых может приводить к трагическим последствиям. Характерным примером является взрыв террикона шахты им. Ильича бывшего треста «Кадиевуголь» в 1962 г., в результате чего произошел выброс 42 тыс. м<sup>3</sup> раскаленных обломков пород, которыми в считанные минуты был засыпан шахтерский поселок, что привело к гибели десятков людей [16].

Не менее важной геоэкологической проблемой углепромышленных территорий является деградация поверхностной и подземной гидросфер. Поверхностные водные объекты испытывают комплексное воздействие в районах добычи, переработки и хранения угля. При этом наиболее уязвимыми являются малые и средние реки в силу невысокой самоочищающей способности. Многие из них практически полностью утратили свои природные функции, стали непригодными для использования не только в питьевых, но и в хозяйственных целях [4].

Во многих угольных бассейнах на территории Российской Федерации в зоне непосредственного влияния объектов угольной промышленности наблюдается трансформация компонентного состава речных вод. Так для рек Восточного Донбасса (бассейны Северского Донца и Тузлова в пределах Ростовской области) характерно усиление процесса засоления, которое вызвано увеличением минерализации воды и высокой концентрацией солеобразующих компонентов – сульфатов, ионов натрия и магния [5, 6]. В Пермском крае, на территории Кизеловского угольного бассейна, в зоне техногенного загрязнения находятся реки Яйва, Косьва, Усьва и их притоки. Здесь также наблюдается рост минерализации воды, увеличение содержания всех катионов, прежде всего щелочных и щелочноземельных металлов, происходит частичное или полное вытеснение гидрокарбонат-иона сульфат-ионом [10, 12].

Еще большая изменчивость прослеживается в составе и содержании в речной воде микроэлементов (особенно тяжелых металлов). Приоритетными загрязнителями речных вод Кузнецкого угольного бассейна являются Fe, Cu, Zn, Cd [11], Восточного Донбасса – Fe, Al, Mn, Cu, Sr, загрязнение которыми носит устойчивый характер с высокой частотой превышения ПДК [1, 6, 20], Кизеловского угольного бассейна – Fe и Mn, с кратностью превышения ПДК в сотни и тысячи раз [10].

Для многих водотоков в пределах угольных бассейнов характерно не только высокое содержание в пределах соединений тяжелых металлов, но и других поллютантов. Наблюдается усиление загрязнения речных вод до аномально высоких значений такими компонентами, как фенолы и нефтепродукты [12], а в Приморском крае России в водных объектах (реках) на территории Лучегорского, Партизанского, Хасанского, Тавричанского, Подгороденского и Артемовского угольных бассейнов зафиксировано повышенное содержание

метана [14]. Высокая степень насыщения поверхностных вод метаном не только ухудшает качество водной среды, но и создает неблагоприятную и опасную ситуацию, поскольку вытесненный водой метан образует взрывоопасную смесь в воздухе (при содержании 6-9 %).

Подобная трансформация компонентного состава поверхностных вод углепромышленных территорий не могла не сказаться на качестве воды рек, которое значительно ухудшается в районах наибольшей концентрации объектов угледобычи и переработки угля. Многие водотоки угольных бассейнов относятся к водным объектам со стабильно высоким уровнем химического загрязнения, водная среда которых классифицируется 4-ым и 5-ым классами качества [5, 11, 13] (табл. 1).

Длительная добыча угля привела к ширококомасштабным воздействиям и на подземные воды. Был нарушен их режим и баланс, существенно изменился химический состав. Эта проблема особенно актуальна на фоне сокращения запасов чистых питьевых вод. Наиболее остро она проявилась в Восточном Донбассе – густонаселенном аграрном регионе, находящемся в засушливых климатических условиях. Несмотря на высокую потребность населения, подземные воды не могут использоваться в хозяйственных целях из-за сильной загрязненности. По результатам комплексной оценки качества подземные воды отнесены к категориям «грязная и очень грязная» - «чрезвычайно грязная» [7]. Критическая гидроэкологическая ситуация характерна и для других угольных бассейнов и месторождений России: Кизеловского, Челябинского, Кузнецкого, Печорского, Раздольненского, Партизанского, Угловского и Сахалинского [21].

**Таблица 1** Качество речной воды в пределах отдельных угольных бассейнов РФ

| Реки (бассейны рек)       | Угольный бассейн  | Класс качества воды<br>(степень загрязненности)  |
|---------------------------|-------------------|--------------------------------------------------|
| Косьва, Чусовая           | Кизеловский       | 5-ый («экстремально грязная»)                    |
| Иня, Аба, Малый Бачат     | Кузбасс           | 4-ый («грязная»)                                 |
| Северский Донец, Тузлов   | Восточный Донбасс | 4-ый («грязная») и 5-ый («экстремально грязная») |
| Сусуя, Поронай, Углегорка | Сахалинский       | 4-ый («грязная»)                                 |
| Лодьма                    | Приморский        | 4-ый («грязная»)                                 |

Загрязненность подземных вод имеет общие закономерности, характерные для всех угленосных провинций. На фоне значительного роста минерализации вод, обусловленного увеличением содержаний основных макрокомпонентов, в них наблюдается еще более резкое увеличение концентраций микрокомпонентов – тяжелых металлов, представляющих серьезную опасность для здоровья населения. Так, для одного из старейших углепромышленных регионов – Восточного Донбасса, характерны хлоридно-сульфатные воды,

общая минерализация которых достигает  $7.5 \text{ г/дм}^3$ , содержания  $\text{Cl}^-$  –  $2.3 \text{ г/дм}^3$  и  $\text{SO}_4^{2-}$  –  $4.3 \text{ г/дм}^3$ , а среди катионов – преобладают  $\text{Na}^+$  (до  $1.4 \text{ г/дм}^3$ ) и  $\text{Ca}^{2+}$  (до  $0.6 \text{ г/дм}^3$ ). Среди микрокомпонентов подземных вод приоритетными являются Fe, Cu, Mn, Al, Sr, концентрация которых превышает ПДК до 85 раз [7]. Схожим химическим составом обладают подземные воды и других угольных бассейнов Европейской части России, например, Кизеловского, где минерализация вод может достигать  $24 \text{ г/л}$  [8]. Для загрязненных подземных вод бассейнов Сибири и Дальнего Востока чаще характерен гидрокарбонатный натриевый состав. Их минерализация в Кузбассе достигает  $2,4 \text{ г/дм}^3$ , причем в незагрязненных аналогах она составляет в среднем  $0.4 \text{ г/дм}^3$ . При этом усиливается роль  $\text{Na}^+$  и сульфат-иона.

Локализация участков максимального загрязнения подземных вод связана с концентрацией объектов угледобычи и геологическим строением территорий угольных бассейнов [7]. Так, смыкание выработанного подземного пространства шахт ведет к образованию крупных зон техногенной трещиноватости и формированию техногенного водоносного комплекса [3, 21]. Он характеризуется высокой проницаемостью водовмещающих пород, гидравлической связью глубинных шахтных вод и подземных вод различных водоносных горизонтов, в том числе грунтовых вод, и, как следствие, максимальным уровнем загрязнения. К природным факторам, усугубляющим загрязнение, относятся наклонное залегание пород водоносной толщи, определяющее направление течения потока подземных вод, а также наличие в пределах природно-техногенных водоносных комплексов разрывных нарушений и зон дробления, обеспечивающих углубление зон аэрации породных массивов, увеличение плоскости контакта подземных вод с окисляемыми горными породами и усиление перетоков шахтных вод на верхние водоносные горизонты.

Среди многочисленных источников загрязнения поверхностной и подземной гидросферы в пределах углепромышленных территорий в качестве приоритетного следует отметить техногенные шахтные воды.

Как известно, шахтные воды угольных бассейнов формируются за счет подземных вод, дренирующих горные выработки. Дополнительным источником может служить инфильтрация в горные выработки атмосферных осадков и поверхностных вод из прилегающих водных объектов, что особенно характерно для Восточного Донбасса, где трещиноватые горные породы пользуются широким распространением.

По своему составу шахтные воды сильно отличаются от исходных подземных вод по общей минерализации и содержанию большинства макро – и микрокомпонентов. Так, в частности, в углепромышленных районах Восточного Донбасса их минерализация изменяется в пределах  $1.3 - 4.5 \text{ г/дм}^3$ , а в отдельных случаях достигает  $10 - 12 \text{ г/дм}^3$ . По химическому составу это преимущественно воды сульфатного класса натриевой группы.

Следует отметить, что химический состав шахтных вод непостоянен и заметно изменяется со временем. Так, по некоторым данным [22] за 5 лет

эксплуатации угольных месторождений минерализация вод в отдельных шахтах Восточного Донбасса увеличилась на 9-13%. При этом класс воды сменился с гидрокарбонатного на сульфатный, а местами – на хлоридный. В катионном составе отмечен рост содержаний натрия. Однако, наиболее существенные изменения в химическом составе шахтных вод произошли в последние 20-25 лет в связи с реструктуризацией угольной промышленности. Как показали наши расчеты, минерализация шахтных вод за этот период возросла в среднем на 55%, а количество отдельных макрокомпонентов (сульфатов, Mg и Ca) увеличилось на 100-150%. Аналогичные изменения произошли и в микрокомпонентном составе шахтных вод. Так, в частности, содержания железа и марганца в водах ликвидированных шахт оказались в десятки раз выше, чем в водах периода их эксплуатации.

Затопление нерентабельных шахт способствовало поступлению техногенных шахтных вод в водоносные горизонты и формированию ореолов распространения сильно загрязненных подземных вод, непригодных для хозяйственно-питьевого водоснабжения местного населения. Такая обстановка сложилась, в частности, в ряде населенных пунктов Октябрьского и Красносулинского районов Ростовской области. Она характерна и для других углепромышленных территорий Российской Федерации.

Ликвидация объектов добычи угля оказала резко негативное влияние и на качество поверхностных вод за счет сброса на рельеф и поступления в речную сеть сильно загрязненных шахтных вод. Объектами такого влияния в пределах Восточного Донбасса оказались, в частности, реки Кадамовка, Малый и Большой Несветай, Аюта, Кундрючья, Гнилуша, Лихая, Бургуста, Малая Каменка. В них по некоторым оценкам [15] поступает от 150 до 2500 м<sup>3</sup>/ч таких вод. Следует также учитывать высокую вероятность загрязнения речных вод не только «сверху», но и «снизу» в связи с подъемом уровня подземных вод и выходом их на поверхность по тектонически нарушенным зонам как естественного так и техногенного происхождения. Увеличение питания рек и водоемов подземными водами в результате ликвидации шахт Восточного Донбасса отмечалось рядом исследователей [15, 22].

Таким образом из приведенных выше материалов следует, что углепромышленные районы являются наименее благополучными в экологическом отношении территориями. Природный комплекс, а также проживающее здесь население на протяжении многих десятилетий подвергается мощному комплексному техногенному воздействию. Данное обстоятельство требует принятия неотложных мер по оздоровлению экологической обстановки. Эти меры должны быть направлены в первую очередь на минимизацию последствий воздействия на окружающую среду наиболее приоритетных источников, в числе которых - твердые отходы добычи и переработки угля, складированные на земной поверхности в виде породных отвалов, а также техногенные шахтные воды. Для обеспечения контроля эффективности природоохранных мероприятий необходима разработка и внедрение специализированной системы геоэкологического мониторинга.

*Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 14-17-00376).*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гибков Е.В. 2011. Эколого-географический анализ и оценка гидроэкологического риска на территории Восточного Донбасса в связи с реструктуризацией угольной промышленности. Автореф. на соиск. учен. ст. канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону, 23 с.
2. Гипич Л.В. 2006. Геолого-промышленная типизация техногенных месторождений угольного ряда. Разведка и охрана недр. № 11. С. 60-63.
3. Елохина С.Н. 2004. Исследование геоэкологических последствий самозатопления шахтных полей // Геоэкология. № 5. С. 405–414.
4. Закруткин В.Е. 2009. Состояние загрязненности воды рек Ростовской области в районах техногенного влияния ликвидируемых шахт Восточного Донбасса (реки бассейна Тузлова) / Материалы научно-практической конференции с межд. участием «Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод России». Часть 1. Ростов-на-Дону, С. 88-91.
5. Закруткин В.Е. 2010. Эколого-географический анализ рисков реструктуризации угольной промышленности в Восточном Донбассе / В.Е. Закруткин, В.М. Иваник, Е.В. Гибков // Известия РАН, Серия географическая. № 5. С. 94-102.
6. Закруткин В.Е. 2010. Оценка влияния ликвидируемых шахт Восточного Донбасса на гидрохимический состав малых рек бассейна Северского Донца / В. Е. Закруткин, В.М. Иваник, Е.В. Гибков, В.В.Склярков // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. № 3. С. 84-87.
7. Закруткин В.Е., Скляренко Г.Ю., Гибков Е.В. 2014. Особенности химического состава и степень загрязненности подземных вод углепромышленных районов Восточного Донбасса // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. № 4. С. 73-77.
8. Имайкин А.К., Блинов С.М. 2012. Гидродинамический режим шахтных вод Кизеловского угольного бассейна // Естественные и технические науки. Москва, с. 224-229.
9. Качурин Н.М., Левкин Н.Д., Комиссаров М.С. 2011. Геоэкологические проблемы угледобывающих регионов. Тула: Изд-во ТулГУ, 560 с.
10. Ковалевская Н.П. 2015. Биогеохимический потенциал микробиологических барьеров в формировании качества воды рек Кизеловского угольного бассейна // Фундаментальные исследования. 2015. № 2-19. С. 4203-4208.
11. Лобченко Е.Е., Минина Л.И., Ничипорова И.П., Лавренко Н.Ю. 2015. Динамика качества поверхностных вод на территории Кузнецкого угольного бассейна / Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий. Сборник трудов научной конференции с международным участием; Южный федеральный университет. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, С. 283-295.
12. Максимович Н.Г., Меньшикова Е.А., Блинов С.М. 1999. Геоэкологическое состояние рек в районах освоения угольных месторождений / Геология и минеральные ресурсы Европейского северо-востока России: новые результаты и

- новые перспективы: Материалы XIII Геол. съезда Республики Коми. Сыктывкар, 1999. – С.156-159.
13. *Максимович Н.Г., Черемных Н.В., Хайрулина Е.А.* 2006. Экологические последствия ликвидации Кизеловского угольного бассейна // Географический вестник. № 2. С.128-134.
14. *Мишукова Г.И., Мишуков В.Ф., Обжиров А.И.* 2009. Особенности проявления метана в природных водах на территории Приморского края России // Вестник ДВО РАН. № 6. С. 43- 49.
15. *Мохов А.В., Журбицкий Б.И., Карасев Г.К., Дымна А.И.* 2005. Влияние угольного комплекса на геоэкологическую ситуацию / Проблемы и перспективы комплексного освоения минеральных ресурсов Восточного Донбасса. – Ростов-на-Дону. С.129-138.
16. *Панов Б.С., Проскурня Ю.А.* 2002. Модель самовозгорания породных отвалов угольных шахт Донбасса // Межвуз. научн. тематич. сб. “Геология угольных месторождений”. – Екатеринбург. С. 274-281.
17. *Пашкевич М.А., Паришина М.В.* 2007. Анализ экологической опасности объектов угольной промышленности // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). № 10. С. 305-312.
18. *Плакаткина Л.С.* 2014. Развитие добычи и экспорта угля в основных странах Мира и России в период 2000-2013 (2012) гг. Вызовы и угрозы развитию добычи и экспорта угля в России в перспективном периоде // Горная промышленность. № 2 (114). С. 6-12.
19. *Потапов В.П.* 2005. Геоэкология угледобывающих районов Кузбасса. Новосибирск: Наука – 660 с.
20. *Решетняк О.С., Закруткин В.Е., Гибков Е.В.* 2015. Микроэлементы в речных водах Восточного Донбасса // Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий. Сборник трудов научной конференции с международным участием; Южный федеральный университет. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ. С. 283-295.
21. *Тарасенко И.А., Зиньков А.В.* 2013. Природно-техногенные преобразования гидrolитосферы в районах ликвидированных угольных шахт // Вестник Инженерной школы ДВФУ. № 3 (16). С. 52–59.
22. Экологический мониторинг ликвидации неперспективных шахт Восточного Донбасса/ Под ред. В.М Еремеева. – Шахты: 2001, 182 с.

## О ВЗАИМОСВЯЗИ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА ТЕРРИТОРИИ ДОНЕЦКОГО УГОЛЬНОГО БАССЕЙНА (В ПРЕДЕЛАХ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ РФ)

Закруткин В.Е., Никаноров А.М., Решетняк О.С., Гибков Е.В.,  
Скляренко Г.Ю.

Институт наук о Земле Южного федерального университета, г. Ростов-на-  
Дону, [olgarel@mail.ru](mailto:olgarel@mail.ru)

Представлены результаты сравнительной оценки химического состава и качества поверхностных и подземных вод на территории Донецкого угольного бассейна (в пределах Ростовской области РФ). Установлена тесная взаимосвязь поверхностной и подземной гидросферы и показана существенная роль техногенных шахтных вод в формировании их качества.

*Zakrutkin V.E., Nikanorov A.M., Reshetnyak O.S., Gibkov E.V., Sklyarenko G.Yu. About relationship of surface and ground water in the Donetsk coal basin (Rostov Region of the Russian Federation).* The results of comparative evaluation of chemical composition and water quality of surface and groundwater of the Donetsk coal basin (Rostov Region of the Russian Federation) was presented. The close relationship between the surface and ground hydrosphere and the essential role of technogenic mine water in the formation of their quality was shown.

### ВВЕДЕНИЕ

Как известно, природные воды, являясь носителями вещества и энергии, выступают в качестве наиболее динамичного агента, связывающего в единое целое природные объекты основных географических оболочек Земли атмосферы, литосферы, биосферы. При этом поверхность суши представляет собой зону, с максимальными концентрациями вещества и солнечной энергии, наибольшей интенсивностью биогенных процессов, сферой активной хозяйственной деятельности человека. Все это порождает огромное разнообразие условий, факторов, процессов, формирующих химический состав и тип природных вод, как поверхностных, так и подземных [2, 8].

Особенно заметно трансформация химического состава и качества поверхностных и подземных вод происходит в пределах природных геохимических аномальных зон, к которым, в частности, относятся угольные месторождения, в том числе – Донецкий угольный бассейн.

На протяжении многих лет этот регион является одним из наиболее проблемных в экологическом отношении регионов Российской Федерации. Природный комплекс здесь подвергается интенсивному техногенному воздействию. Основной вклад в осложнение экологической ситуации вносят предприятия угольной промышленности. Начавшаяся в 90-е годы реструктуризация угледобывающей отрасли, основу которой составляет ликвидация

нерентабельных шахт, заметно усилила негативные явления. Длительная разработка угольных месторождений и последующая массовая ликвидация угольных шахт привели к значительной трансформации геохимических процессов в Донецком угольном бассейне в пределах Ростовской области [3, 4].

При этом особенно высокую техногенную нагрузку испытывают поверхностные и подземные воды региона. Наиболее уязвимыми оказались малые реки (Большой и Малый Несветай, Аюта, Грушевка, Кадамовка, Кундрючья, Лихая и др.). Многие из них утратили свои естественные природные функции, произошла массовая гибель фито- и зоопланктона, стало невозможным использование поверхностных вод не только для питьевых нужд населения, но и для хозяйственных целей. Аналогичная ситуация характерна и для подземной гидросферы.

Всё это требует выявления основных источников загрязнения поверхностных и подземных вод, проведения комплексной оценки их состояния и качества, разработки и реализации действенных мер, направленных на предотвращение (или минимизацию) негативного антропогенного воздействия на поверхностную и подземную гидросферы данного региона, а также оздоровления экологической обстановки в целом.

Целью данного исследования является сравнительная оценка химического состава и качества поверхностных и подземных вод на территории Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области РФ и установление взаимосвязи между ними.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования являлись подземные и поверхностные воды, в частности, реки бассейна Северского Донца (Большая Каменка, Большая Гнилуша, Быстрая, Калитва, Кундрючья, Лихая, Малая Каменка и Северский Донец) и Тузлова (Большой и Малый Несветай, Грушевка, Кадамовка, Аюта, Атюхта и Тузлов). Пробы речной воды отбирались равномерно по длине водотоков, охватывая верховья рек, средние их участки и устья (всего 38 створов).

Подземные воды изучались в пределах основных углепромышленных районов Ростовской области, территориально совпадающих с упомянутыми выше речными бассейнами. Так, в частности, Шахтинский и Новошахтинский углепромышленные районы соответствуют бассейну реки Тузлов, а Гуковский и Шолоховский – реки Северский Донец. Всего исследовано 39 гидрогеологических скважин, вскрывших подземные воды каменноугольного горизонта.

Сравнительная оценка химического состава поверхностных и подземных вод проводилась по следующим гидрохимическим показателям: pH, концентрация растворенного в воде кислорода, минерализация воды, содержание главных ионов – хлоридов ( $\text{Cl}^-$ ), сульфатов ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), гидрокарбонатов ( $\text{HCO}_3^-$ ),

кальция ( $\text{Ca}^{2+}$ ), магния ( $\text{Mg}^{2+}$ ), натрия и калия ( $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ), а также микроэлементов – Fe, Al, Be, Li, Ni, Co, Mn, Cu, Sr, Zn.

Оценка уровня загрязненности поверхностных и подземных вод также проведена по единой методике. При этом за основу взята система интегральной оценки качества подземных вод, предложенная А.П. Белоусовой [1], которая предусматривает расчет суммарного коэффициента загрязнения (СКЗ) по следующей формуле:

$$\text{СКЗ} = \sum (\text{C}_i / \text{ПДК}_i),$$

где  $\text{C}_i$  – концентрация  $i$ -го компонента;  $\text{ПДК}_i$  – предельно допустимая концентрация  $i$ -го компонента, утвержденная для оценки качества воды, используемой для питьевого водоснабжения. На основании значений СКЗ приняты следующие категории загрязненности поверхностных и подземных вод: 1)  $\text{СКЗ} < 1$  – условно чистая, 2)  $\text{СКЗ} = 1-5$  – слабозагрязненная, 3)  $\text{СКЗ} = 5-10$  – весьма загрязненная, 4)  $\text{СКЗ} = 10-20$  – очень загрязненная, 5)  $\text{СКЗ} = 20-50$  – грязная и очень грязная, 6)  $\text{СКЗ} > 50$  – чрезвычайно грязная.

В основу расчетов положены данные о химическом составе поверхностных и подземных вод, полученные в ходе экспедиционных исследований 2014-2015 гг.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Анализ данных по содержанию макрокомпонентов в реках Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области показал, что в анионном составе вод доминируют сульфат-ионы, в катионном – натрий и калий, а минерализация воды варьирует в широких пределах – от 876 до 6094 мг/дм<sup>3</sup>, достигая наибольших значений в реках Атюхта (в среднем 6649 мг/дм<sup>3</sup>), Аюта (4387 мг/дм<sup>3</sup>), Малый Несветай (4184 мг/дм<sup>3</sup>), Большая Гнилуша (3101 мг/дм<sup>3</sup>), Кундрючья (2867 мг/дм<sup>3</sup>). Важно отметить, что речные воды бассейна Тузлова превосходят водотоки бассейна Северского Донца по содержанию практически всех макрокомпонентов в 1.4-2.0 раза. Это может свидетельствовать о неодинаковой техногенной нагрузке в пределах двух бассейнов.

В микроэлементном составе речных вод доминируют Sr, Fe, Al, Mn, Li. При этом максимальные содержания Sr составляют 8.33 мг/дм<sup>3</sup> (р. Аюта), а среднее содержание составляет 2.0-4.0 мг/дм<sup>3</sup>. Концентрации Fe, Al, Mn и Li заметно ниже (по средним значениям для рек соответственно 0.09-1.49; 0.10-0.71; 0.11-1.01; 0.02-0.31 мг/дм<sup>3</sup>). Аналогично макрокомпонентам концентрации большинства микроэлементов в воде рек бассейна Тузлова выше, нежели в бассейне Северского Донца, а наибольшие различия отмечены по содержанию Sr и Mn.

Оценка уровня загрязненности поверхностных вод по значениям интегрального показателя – СКЗ показала, что качество речных вод меняется в широких пределах от категории «слабо загрязненная» до «грязная и очень грязная» (табл. 1 и 2).

По степени уменьшения значений СКЗ реки бассейна Северского Донца располагаются в такой последовательности: Малая Каменка – Большая

Гнилуша – Кундрючья – Лихая – Большая Каменка – Быстрая – Калитва. В бассейне Тузлова этот ряд выглядит следующим образом: Малый Несветай – Атюхта – Аюта – Кадамовка – Грушевка – Большой Несветай. При сопоставлении качества речной воды двух изучаемых бассейнов выясняется, что в большинстве рек бассейна Тузлова вода отвечает категории «грязная и очень грязная» (средняя величина СКЗ = 29.4), в то время как в бассейне Северского Донца (СКЗ = 19.3) она в ряде случаев (реки Калитва, Быстрая) заметно чище. Данное обстоятельство объясняется, прежде всего, разным уровнем антропогенной нагрузки, которую испытывают поверхностные воды двух бассейнов по объемам поступления техногенных шахтных вод [5].

**Таблица 1** Характеристика загрязненности речных вод в бассейне Северского Донца по суммарному коэффициенту загрязнения

| Река                 | СКЗ  | Ассоциация компонентов-загрязнителей               | Категория загрязненности |
|----------------------|------|----------------------------------------------------|--------------------------|
| Калитва              | 4.6  | Be, Mn, Cu                                         | Слабо загрязненная       |
| Быстрая              | 7.8  | Ca, SO <sub>4</sub> , Fe, Mn, Be, Cu               | Весьма загрязненная      |
| Большая Каменка      | 12.4 | Na+K, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu     | Очень загрязненная       |
| Лихая                | 12.3 | Na+K, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu | Очень загрязненная       |
| Кундрючья            | 27.7 | Na+K, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu | Грязная и очень грязная  |
| Большая Гнилуша      | 31.2 | Na+K, Ca, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu | Грязная и очень грязная  |
| Малая Каменка        | 39.3 | Na+K, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Mn, Cu     | Грязная и очень грязная  |
| Среднее для бассейна | 17.9 | Na+K, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu | Очень загрязненная       |

**Таблица 2** Характеристика загрязненности речных вод бассейна Тузлов по суммарному коэффициенту загрязнения

| Река                 | СКЗ  | Ассоциация компонентов-загрязнителей                       | Категория загрязненности |
|----------------------|------|------------------------------------------------------------|--------------------------|
| Большой Несветай     | 15.9 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Be, Li, Mn, Cu         | Очень загрязненная       |
| Грушевка             | 18.6 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu     | Очень загрязненная       |
| Кадамовка            | 28.5 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu     | Грязная и очень грязная  |
| Аюта                 | 31.3 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu     | Грязная и очень грязная  |
| Атюхта               | 36.5 | Na+K, Ca, Mg, Cl, SO <sub>4</sub> , Al, Be, Li, Mn, Cu, Sr | Грязная и очень грязная  |
| Малый Несветай       | 45.6 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Al, Be, Li, Mn, Cu         | Грязная и очень грязная  |
| Среднее для бассейна | 27.3 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu     | Грязная и очень грязная  |

Важно также отметить, что с увеличением значений СКЗ расширяется и набор компонентов-загрязнителей речных вод (см. табл. 1 и 2). Его основу в

большинстве рек формируют сульфат-ион ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), щелочные ( $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ) и щелочноземельные металлы ( $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$ ), а из микроэлементов – Cu, Li, Be, Mn, Al, Fe.

Как было показано ранее [5], подземные воды Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области (т.е. Восточного Донбасса) характеризуются сложным химическим составом с преобладанием сульфат-ионов в его анионной части. Это типично как для региона в целом, так и для отдельных угольных районов. Однако по содержанию этого компонента угольные районы существенно различаются: максимальные их количества (77.0-4128.0; в среднем 1670.0 мг/дм<sup>3</sup>) установлены в Новошахтинском районе, а минимальные – в Шахтинском (288.0-1056.0; в среднем 685,0 мг/дм<sup>3</sup>). Среди катионов лидирующие позиции занимают ионы  $\text{Na}^+$  и  $\text{K}^+$ , содержание которых по районам убывает в ряду Новошахтинский (225.0-1306.0; в среднем 612.0 мг/дм<sup>3</sup>) – Шахтинский (165.0-1100.0; в среднем 529.0 мг/дм<sup>3</sup>) – Шолоховский (35.0- 541.0; в среднем 305.0 мг/дм<sup>3</sup>) – Гуковский (65.0-330.0; в среднем 225.0 мг/дм<sup>3</sup>) район. Осредненный по районам содержания ионов кальция изменяются пропорционально концентрациям сульфат- и гидрокарбонат-ионов. Таким образом, воды Новошахтинского, Гуковского и Шолоховского районов относятся к гидрокарбонатно-сульфатному натриевому типу, а Шахтинского – к хлоридно-сульфатному натриевому.

Микрокомпонентный состав исследуемых подземных вод достаточно однообразен [5]. Однако выделяется различие в территориальном распределении некоторых микрокомпонентов. Обогащенность подземных вод железом выше в Шахтинском и Шолоховском районах (в среднем 3.06 и 2.26 мг/дм<sup>3</sup>), а марганцем – в Гуковском и Новошахтинском (1.61 и 1.47 мг/дм<sup>3</sup>, соответственно).

Интегральная оценка качества по СКЗ показала, что изучаемые подземные воды каменноугольного горизонта на территории Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области, относятся к 5-й категории – «грязные и очень грязные» (Новошахтинский и Шахтинский) и 4-й – «очень загрязненные» (Гуковский и Шолоховский угольные районы) (табл. 3).

#### Обсуждение результатов

Сравнение химического состава поверхностных и подземных вод показало, что они характеризуются одинаковым набором типоморфных компонентов-загрязнителей ( $\text{Na} + \text{K}$ , Ca, Mg,  $\text{SO}_4$ , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu) и имеют примерно одинаковый уровень загрязненности воды по величине СКЗ. Данные обстоятельства свидетельствуют с одной стороны о том, что поверхностные и подземные воды Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области, тесно взаимодействуя друг с другом, находятся в состоянии динамического равновесия, а с другой – что в формировании их химического состава выделяется один основной антропогенный источник загрязнения – это техногенные шахтные воды, формирующиеся за счет подземных вод, дренирующих горные выработки. Дополнительным источником служит инфильтрация в горные выработки атмосферных осадков и поверхностных вод из

прилегающих водных объектов, что особенно характерно для Донецкого угольного бассейна, где трещиноватые горные породы пользуются широким распространением.

**Таблица 3** Характеристика загрязненности подземных (в том числе шахтных) вод Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области по суммарному коэффициенту загрязнения

| Район                                    | СКЗ   | Ассоциация элементов                                                | Категория загрязненности |
|------------------------------------------|-------|---------------------------------------------------------------------|--------------------------|
| Новошахтинский                           | 33.62 | Na+K, Ca, Mg, Cl, SO <sub>4</sub> , Fe <sub>общ</sub> , Be, Li, Mn, | Грязная и очень грязная  |
| Шахтинский                               | 24.11 | Na+K, Mg, Cl, SO <sub>4</sub> , Fe <sub>общ</sub> , Be, Li, Mn      | Грязная и очень грязная  |
| Среднее для районов (бассейн Тузлова)    | 27.44 | Na+K, Mg, Cl, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn                  | Грязная и очень грязная  |
| Гуковский                                | 19.08 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Be, Li, Mn                      | Очень загрязненная       |
| Шолоховский                              | 15.83 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Be, Mn                          | Очень загрязненная       |
| Среднее для районов (бассейн Сев. Донца) | 17.62 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Be, Mn                          | Очень загрязненная       |
| Шахтные воды                             | 396.7 | Na+K, Ca, Mg, SO <sub>4</sub> , Fe, Al, Be, Li, Mn, Cu              | Чрезвычайно грязная      |

По своему составу шахтные воды сильно отличаются от исходных подземных вод по общей минерализации и содержанию большинства макро- и микрокомпонентов. Так, в частности, в углепромышленных районах Донецкого угольного бассейна их минерализация изменяется в пределах 1.3-4.5 г/дм<sup>3</sup>, а в отдельных случаях достигает 10-12 г/дм<sup>3</sup>. По химическому составу это преимущественно воды сульфатного класса натриевой группы [6].

Наиболее существенные изменения в химическом составе шахтных вод произошли в последние 20-25 лет в связи с реструктуризацией угольной промышленности, предусматривающей ликвидацию нерентабельных шахт путем их затопления. Как показали наши расчеты, минерализация шахтных вод за этот период возросла в среднем на 55%, а количество отдельных макрокомпонентов (сульфатов, Mg и Ca) увеличилось на 100-150% [6]. Аналогичные изменения произошли и в микрокомпонентном составе шахтных вод. Так, в частности, содержания железа и марганца в водах ликвидированных шахт оказались в десятки раз выше, чем в водах периода их эксплуатации.

Как видно из данных таблиц 1-3, состав компонентов-загрязнителей техногенных шахтных вод в значительной степени соответствует набору типоморфных элементов в подземных и речных водах данного региона. Это свидетельствует о существенной роли техногенных шахтных вод в формировании качества поверхностной и подземной гидросферы. Это также подтверждается проведенным ранее сопоставлением [4] геохимических спектров подземных, речных и шахтных вод, которые в значительной степени симбатны и имеют схожий ход изменения.

Ликвидация предприятий угольной промышленности оказала резко негативное влияние на качество поверхностных вод за счет самоизлива в речную сеть сильно загрязненных шахтных вод. Объектами такого влияния оказались, в первую очередь, малые и средние реки Кадамовка, Малый и Большой Несветай, Аюта, Кундрючья, Гнилуша, Лихая, Малая Каменка. В них по некоторым оценкам [7] поступает от 150 до 2500 м<sup>3</sup>/ч таких вод. Следует также учитывать высокую вероятность загрязнения речных вод не только «сверху», но и «снизу» в связи с подъемом уровня подземных вод и выходом их на поверхность по тектонически нарушенным зонам как естественного, так и техногенного происхождения. Увеличение питания рек и водоемов подземными водами в результате ликвидации шахт Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области отмечалось рядом исследователей [7, 9].

### ВЫВОДЫ

Таким образом, сравнительный анализ изменчивости химического состава и качества поверхностных и подземных вод Донецкого угольного бассейна в пределах Ростовской области показал, что они находятся в состоянии двусторонней гидравлической связи. При этом подземные воды в течение всего года питают поверхностные водотоки, а последние, в свою очередь, питают водоносные горизонты подрусловых грунтовых вод и грунтовых вод прибрежной полосы. Скорее всего, тесная взаимосвязь поверхностной и подземной гидросфер существовала и до освоения человеком данного бассейна. В процессе же эксплуатации угольных месторождений и, особенно, в результате массовой ликвидации нерентабельных шахт, ареалы активного водообмена между поверхностными и подземными водами значительно расширились. Этому способствовало развитие техногенных пликативных и особенно дизъюнктивных нарушений в горно-породном массиве, обеспечивающих высокую вертикальную проницаемость зоны аэрации.

В настоящее время в сфере водной политики и управления водными ресурсами оценка поверхностных и подземных вод осуществляется изолированно: по водохозяйственным балансам для поверхностного стока, по эксплуатационным запасам – для подземного. Результаты наших многолетних исследований показали, что эффективное решение гидроэкологических проблем в данном регионе возможно только на основе совместного использования, управления и оценки речных и подземных водных ресурсов. При этом необходимо учитывать, что основной вклад в ухудшение их качества на территории Донецкого угольного бассейна принадлежит техногенным шахтным водам, минимизация воздействия которых на поверхностную и подземную гидросферы должна стать приоритетной задачей природоохранных органов.

*Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 14-17-00376)*

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белоусова А.П., Гавич И.К., Лисенков А.Б., Попов Е.В. 2006. Экологическая гидрогеология. М., 397 с.
2. Вернадский В.И. 2003. История природных вод. М.: Наука. 751 с.
3. Закруткин В.Е., Иваник В.М., Гибков Е.В. 2009. Состояние загрязненности воды рек Ростовской области в районах техногенного влияния ликвидируемых шахт Восточного Донбасса (реки бассейна Тузлова) // Материалы научно-практической конференции с межд. участием «Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод России». Часть 1. Ростов-на-Дону – С. 88-91.
4. Закруткин В.Е., Иваник В.М., Гибков Е.В., Склярков В.В. 2010. Оценка влияния ликвидируемых шахт Восточного Донбасса на гидрохимический состав малых рек бассейна Северского Донца // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. № 3. С. 84-87.
5. Закруткин В.Е., Скляренко Г.Ю., Гибков Е.В. 2014. Особенности химического состава и степень загрязненности подземных вод углепромышленных районов Восточного Донбасса // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. № 4. С. 73-77.
6. Закруткин В.Е., Гибков Е.В., Скляренко Г.Ю., Решетняк О.С. 2015. Сравнительная оценка качества поверхностных и подземных вод Восточного Донбасса по гидрохимическим показателям // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. № 2. С. 23-27.
7. Мохов А.В., Журбицкий Б.И., Карасев Г.К., Дымна А.И. 2005. Влияние угольного комплекса на геоэкологическую ситуацию // Проблемы и перспективы комплексного освоения минеральных ресурсов Восточного Донбасса. – Ростов-на-Дону, С.129-138.
8. Никаноров А.М. 2008. Гидрохимия: учебник. Ростов-на-Дону: «НОК», 461 с.
9. Экологический мониторинг ликвидации неперспективных шахт Восточного Донбасса / Под ред. В.М Еремеева. Шахты, 2001. – 182 с.

## КОМПЛЕКСНАЯ ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ Г. ГЮМРИ (АРМЕНИЯ)

*Кафян М.О.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

В статье рассмотрены результаты эколого-геохимических исследований почв г. Гюмри, впервые осуществленных после разрушительного землетрясения 1988 г. 75% почв территорий города характеризуются низким уровнем суммарного загрязнения тяжелыми металлами. Однако, в городе доминирует умеренный уровень потенциального экологического риска. И с геохимической, и с точки зрения оценки экологического риска, Cd и Pb являются приоритетными загрязнителями почв г. Гюмри.

*Kafyan M.O.* **A complex ecological and geochemical assessment of heavy metal distribution in soils of city of Gyumri (Armenia).** The article considers the outcomes of ecological and geochemical investigations of Gyumri soils implemented for the first time after the devastating earthquake of 1988. 75% of the city soils are characterized by a low level of summary pollution with heavy metals. However, a moderate level of potential ecological risk is dominant to the city, and from the aspect of both geochemical and ecological risk assessment Cd and Pb are priority pollutants to Gyumri soils.

### ВВЕДЕНИЕ

В наши дни города являются центрами научно-технического прогресса и предполагают наиболее качественные условия проживания. Однако в ходе урбанизации и индустриализации, городская среда подверглась и продолжает подвергаться интенсивному загрязнению. В городских территориях для обеспечения безопасной жизнедеятельности населения особое внимание нужно уделять эколого-геохимическим особенностям городской окружающей среды в целом и уровню загрязнения городских почв токсичными элементами, в частности. В течение последних десятилетий, в связи с этим обстоятельством были проведены многочисленные исследования окружающей среды городов и особенно городских почв [4, 5, 10, 14, 17, 22]. Почвы, функционируя как накопители загрязнителей, сохраняют и отражают кумулятивную историю загрязнения города. Среди многочисленных загрязнителей городской среды выделяются тяжелые металлы (ТМ) [4, 10, 11, 22], которые остаются одной из важнейших проблем, поскольку являются фактором риска для здоровья населения. Опасность городских загрязнённых почв для здоровья человека обусловлено тем, что почвы могут легко попадать непосредственно в желудочно-кишечный тракт от загрязненных рук, либо в дыхательные органы

с воздухом при вторичном загрязнении атмосферной пыли почвенным веществом [12, 21], а также вместе с пищей [4].

Среди городских территории особое место занимают города претерпевшие естественные катастрофы. К числу таких городов принадлежит г. Гюмри – второй город по величине Армении. Гюмри расположен в сейсмически активной зоне, мощные землетрясения периодически оказывают влияние на социальные и экономические условия города, а также своеобразно отражаются в экологическом статусе местности. Последнее разрушительное землетрясение в этом регионе произошло 7 декабря 1988 г., (известно, как Спитакское), после чего г. Гюмри был полностью разрушен.

Восстановительные работы в г. Гюмри не закончены до сих пор и последствия землетрясения (разрушенные дома, свалки строительного и прочего мусора и т.д.) разбросаны по всему городу по сей день. В добавок этому интенсивные строительные работы, функционирующая индустрия, эксплуатируемые карьеры туфа, глины и песка, сокращение зеленых территорий по всему городу способствуют беспрепятственному пространственному распределению ТМ и ухудшению экологического состояния города. Очевидно, что сложившаяся ситуация требует оценки экологического статуса территории города, для чего в 2013 г. впервые после землетрясения 1988 г., Центром эколого-ноосферных исследований (ЦЭНИ) НАН РА была проведена комплексная эколого-геохимическая оценка г. Гюмри (государственный грант N13-1E220, финансируемый Государственным комитетом по науке МОН РА). Целью настоящей работы является оценка уровней загрязнения ТМ почв г. Гюмри и потенциального экологического риска ТМ почв г. Гюмри.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

### *Отбор проб и анализы*

В августе 2013г. была осуществлена педогеохимическая съемка г.Гюмри, масштабом 1:25000 (16 проб с 1 км<sup>2</sup>). В общей сложности отобраны 443 почвенных пробы (рис. 1). Для получения единой усредненной пробы отбирались и смешивались 3-5 точечные пробы с глубины 0-5 см. Отбор проб, обеспечение качества (ОК) и контроль качества (КК) полевых работ осуществлены согласно Стандартным Операционным Процедурам (СОП), разработанным в ЦЭНИ на основе методических рекомендаций [1, 2, 6], международных стандартов ISO [3, 9] и US EPA [20].

После предварительной обработки почвенных проб в них определялись суммарные содержания 13 элементов: Ti, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Mo, Ba, Hg, Pb, Ag and Cd методом рентгено-флуоресцентной спектromетрии (Olympus Innov-X-5000 (USA)), согласно методу US EPA 6200 [8, 19].

В рамках ОК/КК аналитических работ анализировались стандартные образцы (NIST 2710a and NIST 2711a, USA) и нулевая проба – бланк (SiO<sub>2</sub>) Национального Института Стандартов, и Технологии США, а также 23 лабораторных дубликатов проб (5.2% от общего количества). В итоге

выяснилось, что точность определения составляет 0.9-17.4%, а погрешность не превышает допустимых 20%.

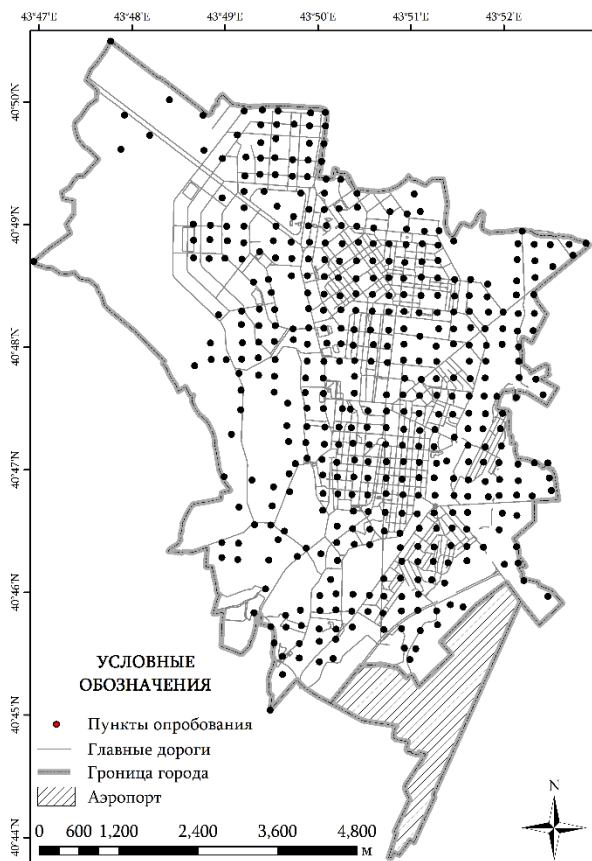


Рис. 1 Пространственное местоположение пунктов отбора почв на территории города Гюмри

### Статистическая обработка и геохимическое картирование

Основные статистические показатели приведены в таблице 3. Для выявления закона распределения исследуемых тяжелых металлов был применен тест Шапиро-Уилка. Концентрации ниже предела обнаружения прибора были заменены на 1/2 предела обнаружения согласно Reimann et al. [16].

Для изучения пространственного распределения загрязненных участков была составлена геохимическая карта суммарного загрязнения с использованием программного обеспечения ArcGIS. Также была составлена карта суммарного экологического риска с целью выявления наиболее проблематичных участков.

### Суммарный показатель загрязнения

Так как антропогенные аномалии имеют полиэлементный состав, рассчитан Суммарный показатель концентраций (СПК или  $Z_c$ ) по следующим формулам [1, 2]:

$$K_c = C_i / C_b \quad (1),$$

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1) \quad (2),$$

где  $K_c$  – коэффициент аномальности,  $C_i$  – концентрация исследуемого элемента в пробе,  $C_b$  – фоновая концентрация (ФК),  $n$  – число элементов с  $K_c > 1$ . В данном случае в качестве ФК применен геохимический фон, рассчитанный на основе результатов анализов почвенных проб, отобранных с территорий близлежащих сел, с применением комбинированного метода расчета ФК [7, 13].

На основе  $K_c$  построены убывающие геохимические ряды рассматриваемых элементов.

#### Оценка потенциального экологического риска

Оценка экологического риска осуществлена методом расчета Индекса Потенциального Экологического риска (potential ecological risk index - PERI) [18, 23, 24] на основе концентраций Hg, As, Pb, Cu и Zn так как из рассмотренных элементов только для этих пяти элементов определены коэффициенты “токсичность – ответная реакция”. PERI был рассчитан согласно формулам (3-5):

$$C_r^i = C_{topsoil}^i / C_n^i \quad (3)$$

$$E_r^i = T_r^i * C_r^i \quad (4)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (5),$$

где  $RI$  – интегральный PERI и представляет собой чувствительность разных биологических сообществ к токсичным элементам и отображает уровень потенциального экологического риска;  $E_r^i$  – моноэлементный PERI;  $T_r^i$  – коэффициент “токсичность – реакция” для исследуемого элемента ( $i_{Hg} = 40$ ,  $As = 10$ ,  $Pb = Cu = 5$  и  $Zn = 1$ );  $C_r^i$  – коэффициент загрязнения;  $C_{topsoil}^i$  – концентрация исследуемого элемента в почвенной пробе;  $C_n^i$  – эталонное значение, в данном случае ФК исследуемого элемента. Шкала оценки PERI приведена в таблице 1.

**Таблица 1** Уровни моноэлементного и интегрального PERI [23, 24]

| Уровень | низкий | умеренный | значительный | высокий | очень высокий |
|---------|--------|-----------|--------------|---------|---------------|
| $E_r$   | <40    | 40-80     | 80-160       | 160-320 | >320          |
| $RI$    | <150   | 150-300   | 300-600      | –       | >600          |

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрации тяжелых металлов и суммарный показатель загрязнения

С целью эколого-геохимических исследований г. Гюмри, в почвах определены концентрации следующих 13 элементов: Ti, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, As, Mo, Ba, Hg, Pb, Ag и Cd. Основные статистические параметры отдельных выборок, ФК и предельно допустимые концентрации (ПДК) исследуемых элементов [15] приведены в таблице 2.

Как видно из данных, приведенных в таблице 2, для всех исследуемых элементов значения асимметрии и эксцесса выше 0, что свидетельствует о наличии абнормального распределения. Последнее подтверждают также результаты теста Шапиро-Уилка. Из числа исследуемых элементов по значениям коэффициента вариации резко выделяются Zn, Pb, Ag и Cd (119.1%, 180.4%, 222.1% и 119.8%, соответственно), что свидетельствует о наличии значительных антропогенных источников этих металлов в г. Гюмри. Более того, зафиксировано превышение средних концентраций этих элементов над ФК (в 2.1,

3.5, 1.9 и 6.1, соответственно). Последовательность элементов в среднем геохимическом ряду:  $Cd_{(6.1)}-Pb_{(3.5)}-Zn_{(2.1)}-Ag_{(1.9)}-Cu_{(1.4)}-As_{(1.1)}-Ti, Mn, Fe, Co, Ba, Hg_{(1.0)}$  (в скобках приведено превышение над ФК) свидетельствует, что приоритетными загрязнителями почв г. Гюмри являются Cd и Pb. Следует отметить, что превышения средних содержаний над ПДК не зафиксировано.

**Таблица 2** Основные статистические характеристики концентрации исследуемых тяжелых металлов в почвах г. Гюмри, их ФК и ПДК, мг/кг

| Элемент | Среднее | Медиана | Ст. олкл. | Асим- мертия | Эксцесс | Козф. вар., % | Мин.   | Макс.  | ФК     | ПДК  |
|---------|---------|---------|-----------|--------------|---------|---------------|--------|--------|--------|------|
| Fe      | 31439.1 | 30916.0 | 3956.6    | 0.3          | 1.4     | 13118         | 45881  | 12.6   | 32379  | –    |
| Ti      | 3011.8  | 2957.0  | 511.6     | 4.2          | 46.2    | 1352.0        | 9117.0 | 17.0   | 3381.0 | –    |
| Mn      | 640.8   | 626.0   | 101.6     | 0.8          | 1.1     | 335.0         | 1068.0 | 15.9   | 805.5  | 1500 |
| Ba      | 519.6   | 505.0   | 170.5     | 11.1         | 149.4   | 214.0         | 3077.0 | 32.8   | 526.5  | –    |
| Zn      | 207.7   | 162.4   | 247.3     | 10.0         | 140.6   | 42.8          | 4071.0 | 119.1  | 100.0  | 220  |
| Pb      | 80.90   | 50.80   | 145.90    | 7.90         | 76.40   | 5.40          | 1714.0 | 180.40 | 23.20  | 65   |
| Cu      | 53.70   | 47.90   | 26.80     | 4.70         | 30.20   | 25.10         | 289.00 | 49.90  | 39.00  | 132  |
| Co      | 5.10    | 5.00    | 0.70      | 0.60         | 2.40    | 1.60          | 8.30   | 14.30  | 5.00   | –    |
| As      | 0.80    | 0.70    | 0.20      | 7.80         | 95.70   | 0.20          | 3.50   | 27.20  | 0.68   | 10   |
| Cd      | 0.67    | 0.41    | 0.80      | 3.10         | 15.60   | 0.002         | 7.00   | 119.80 | 0.11   | 2    |
| Mo      | 0.50    | 0.50    | 0.30      | 4.70         | 40.50   | 0.10          | 3.20   | 58.10  | 2.00   | 132  |
| Ag      | 0.14    | 0.10    | 0.30      | 8.50         | 77.20   | 0.0002        | 3.30   | 222.10 | 0.07   | –    |
| Hg      | 0.07    | 0.07    | 0.00      | 2.10         | 13.10   | 0.01          | 0.40   | 52.30  | 0.07   | 2.1  |

Карта пространственного распределения значений СПК (Zc) приведена на рисунке 2. Оценка уровней загрязнения по значениям Zc показала, что на территории г. Гюмри в основном 75.2% (33.4 км<sup>2</sup>, 317 почвенные пробы) преобладает низкий уровень суммарного загрязнения ТМ. Поля среднего уровня загрязнения покрывают 22.3% (9.9 км<sup>2</sup>, 102 почвенные пробы) территории и пространственно распределяются в центральной части города, по направлениям от севера к югу и от северо-востока к юго-западу. Поля высокого уровня имеют локальный характер, точечную и окружены средним уровнем загрязнения. Высокий уровень занимает всего лишь 2.5% (1.1 км<sup>2</sup>, 24 почвенные пробы) территории города. Чрезвычайно высокого уровня загрязнения не зафиксировано.

Из ряда исследуемых элементов в пределах поля низкого уровня суммарного загрязнения для Cu (1 проба), Zn (74 проба) и Pb (101 проба) были зафиксированы превышения над ПДК в 1.2, до 3.0 и до 3.2 раза соответственно. В случае полей среднего уровня суммарного загрязнения – Cu (1 проба), Zn (46 проба), Pb (51 проба) и Cd (8 проба), в 1.8, до 3.8, до 8.9 и до 1.4 раза соответственно. Что касается полей высокого уровня, то ряд элементов не меняется: Cu, Zn, Pb и Cd, однако изменяется количество проб – 5 (до 2.2), 18 (до 18.5), 19 (до 26.4) и 12 (до 3.5 раза) соответственно.

Необходимо отметить, что несмотря на преобладание низкого уровня полиэлементного загрязнения, поля среднего и высокого уровня располагаются в основном в густонаселенных частях, так называемый

“старый город”. Кроме того, в пределах полей суммарного загрязнения всех уровней зафиксированы превышения концентраций тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb и Cd) над ПДК, в том числе для элементов I класса опасности.

#### *Потенциальный экологический риск*

Средние, минимальные и максимальные значения моноэлементного PERI ( $E_r$ ) составляют следующие убывающие ряды:

средний:  $Cd_{(176.1)} > Hg_{(38.6)} > Pb_{(17.4)} > As_{(11.0)} > Cu_{(6.9)} > Zn_{(2.1)}$ ,

минимальный:  $Hg_{(16.9)} > Cu_{(3.2)} > As_{(2.9)} > Pb_{(1.2)} > Cd_{(0.5)} > Zn_{(0.4)}$ ,

максимальный:  $Cd_{(1832.7)} > Pb_{(369.4)} > Hg_{(213.4)} > As_{(11.0)} > Zn_{(2.1)} > Cu_{(6.9)}$ .

Среднее значения RI (252.1) соответствует умеренному уровню риска, тогда как максимальное зафиксированное значение (1897.8) – очень высокому уровню.

Было установлено, что из рассмотренных шести элементов (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, As) риск, обусловленных содержанием Cu во всех исследованных почвах соответствует низкому уровню PERI. Риск, обусловленный Zn и As также низкого уровня, однако в одной пробе в случае с Zn и в двух пробах в случае с As зафиксирован PERI умеренного уровня. Из Hg, Cd и Pb, только Cd и Pb были зафиксированы все уровни PERI от низкого до очень высокого, для Hg – от низкого до высокого.

Пространственное распределение полей интегрального PE RI приведено на рисунке 2.



**Рис. 2** Карты пространственного распределения уровней суммарного показателя загрязнения и интегрального PERI для почв г.Гюмри

Как видно из рисунка, в пределах г. Гюмри в основном доминируют низкий и умеренный уровни интегрального PERI и соответственно составляют 23.6% (10.5 км<sup>2</sup>, 183 пробы) и 52.7% (23.4 км<sup>2</sup>, 128 почвенные пробы) территории города. Поля значимого уровня относительно большой площади интегрального PERI расположены в южной и северо-восточной частях города и окружают поля очень высокого интегрального PERI локального характера. Поля значимого и очень высокого уровня интегрального PERI соответственно составляют 21.8% (9.7 км<sup>2</sup>, 111 пробы) и 1.8% (0.8 км<sup>2</sup>, 21 пробы) территории города.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате эколого-геохимического исследования почв территорий г. Гюмри можно констатировать:

1. Значительный коэффициент вариации Cd, Pb, Zn и Ag свидетельствуют об антропогенных привносе этих элементов на территорию г. Гюмри, что подтверждается также коэффициентами аномальности.

2. 75% почв территорий г. Гюмри характеризуются низким уровнем загрязнения ( $Z_c < 16$ ). Однако, поля среднего и высокого уровней загрязнения располагаются в густонаселенных частях города. В пределах полей суммарного загрязнения всех уровней зафиксированы превышения концентраций тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb и Cd) над ПДК, в том числе для элементов I класса опасности.

3. Очень высокий уровень PERI зафиксирован для содержаний Cd и Pb в почвах г. Гюмри. Таким образом как с геохимической точки зрения, так и с точки зрения оценки экологического риска, Cd и Pb являются приоритетными загрязнителями почв г. Гюмри.

4. Согласно интегральному PERI, в пределах г. Гюмри в основном доминируют умеренный уровень интегрального PERI.

5. Результаты исследования указывают на необходимость более детальных медико-экологических исследований, направленных на оценку риска для здоровья населения, а также разработки мероприятий по минимизации выявленных рисков.

*Исследования выполнены в рамках государственного тематического проекта «Выявление эколого-геохимических особенностей г. Гюмри», № 13-1E220, финансируемого Государственным комитетом по науке Министерства образования и науки Республики Армения.*

## ЛИТЕРАТУРА

1. Ревич Б.А. и др. 1982. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. Москва: ИМГРЭ, 112 р.
2. Сагс Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. 1990. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 335 с.

3. Фомин Г.С., Фомин А.Г. 2001. Почва. Контроль качества экологической безопасности по международным стандартам. Справочник. Москва: Проектор, 304 с.
4. Alekseenko V., Alekseenko A. 2014. The abundances of chemical elements in urban soils. *Journal of Geochemical Exploration*. Vol. 147, Part B. P. 245-249.
5. Charlesworth S., Miguel E. De, Ordonez A. 2011. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environmental Geochemistry and Health*. Vol. 33, № 2, p. 103-123.
6. Darnley A.G. et al. 1995. A Global Geochemical Database for Environmental and Resource Management. 122 p.
7. Gahuszka A. 2007. A review of geochemical background concepts and an example using data from Poland. *Environmental Geology*. Vol. 52, № 5. P. 861-870.
8. Innov-X Systems I. Metals in Soil Analysis Using Field Portable X-ray Fluorescence. Manual. 2003.
9. ISO 10381-5:2005. Soil quality - Sampling - Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites with regard to soil. 35 p.
10. Johnson C.C. et al. 2011. Mapping the Chemical Environment of Urban Areas. Wiley-Blackwell, 640 p.
11. Luo X. et al. 2012. Trace metal contamination in urban soils of China. *Science of the Total Environment*. Vol. 421-422. P. 17-30.
12. Madrid L., Diaz-Barrientos E., Madrid F. 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*. Vol. 49, № 10. P. 1301-1308.
13. Matschullat J., Ottenstein R., Reimann C. 2000. Geochemical background - Can we calculate it? *Environmental Geology*. Vol. 39, № 9. P. 990-1000.
14. Meuser H. 2010. Contaminated Urban Soils. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer, 339 p.
15. RA Government Decision N-92-N. About the order of evaluation of economical activities – caused impact on soil resources. Yerevan, 2005, <http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?DocID=13401>
16. Reiman C. et al. 2008. Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R. John Wiley & Sons, Ltd., 362 p.
17. Rouillon M., Gore D.B., Taylor M.P. 2013. The nature and distribution of Cu, Zn, Hg, and Pb in urban soils of a regional city: Lithgow, Australia. *Applied Geochemistry*. Vol. 36. P. 83-91.
18. Sun Y. et al. 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 174, № 1-3. P. 455-462.
19. US EPA. Field portable x-ray fluorescence spectrometry for the determination of elemental concentrations in soil and sediment // Method 6200. 2007.
20. US EPA. Field sampling guidance document #1205. Soil sampling // Rev. 2 9/99. 1999.
21. Wang X.S., Qin Y. 2005. Correlation between magnetic susceptibility and heavy metals in urban topsoil: a case study from the city of Xuzhou, China // *Environ. Geol.* Vol. 49, № 1. P. 10-18.

22. Wong C.S.C., Li X., Thornton I. 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. // Environ. Pollut. Vol. 142, № 1. P. 1–16.
23. Yuan G.-L. et al. 2014. Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China // J. Geochemical Explor. Vol. 136. P. 40–47.
24. Zhao W. et al. 2015. Levels and ecological risk assessment of metals in soils from a typical e-waste recycling region in southeast China // Ecotoxicology. Springer US. Vol. 24, № 9. P. 1947–1960.

## ОЦЕНКА МИНЕРАЛЬНОГО СОСТАВА ОЗЕР В РАЙОНЕ КАЛИНИНСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ

*Логинова Е.С., Никольский В.М., Гусева Д.С.*

*Тверской государственный университет*

В ходе изучения состава вод в озерах Удомельского района Тверской области были получены данные по кислотности и содержанию некоторых металлов в озерах Песью, Кубыча и Еремково. Значительного антропогенного загрязнения воды в озерах не выявлено.

*Loginova E.S., Nikolsky V.M., Guseva D.S. Assessment of mineral composition of lakes in the kalinin NPP.* During the study of the composition of water in the lakes district of Tver region Udomelsky data on acidity and the content of certain metals in lakes Pesvo were obtained, and Kubycha Eremkovo. Significant anthropogenic pollution of water in the lakes is not revealed.

### ВВЕДЕНИЕ

Природные воды – это очень сложные растворы различных веществ, в отличие от химически чистой воды. Они различаются по своему химическому составу, по общей концентрации растворенных веществ и формам их соединений, по общему количественному соотношению между компонентами состава. Это обусловлено сложностью состава веществ, находящихся в природе и условиями, в которых происходит взаимодействие этих веществ с водой. В природных водах, кроме химических соединений, присутствуют живые организмы, жизнедеятельность которых изменяет химический состав воды. Существенно изменяет состав воды и деятельность человека [8].

Для того чтобы классифицировать воду какого-либо источника, сначала необходимо провести анализ химического состава этой воды по основным компонентам. Основными компонентами были определены те, которые в большей мере оказывают влияние на свойства исследуемой воды. Основными

составляющими вод являются следующие анионы: хлориды, сульфаты, гидрокарбонаты, а также катионы: калия, натрия, кальция, магния и железа.

Калининская атомная электростанция расположена на севере Тверской области, примерно в 120 км от города Тверь. Площадка АЭС находится на южном берегу озера Удомля около одноименного города, в 2.7 км восточнее оз. Песьво. Озера соединены между собой прорезью и используются для технического водоснабжения и охлаждения систем АЭС.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Макрокомпонентный состав вод водоема-охладителя и озер окрестностей г. Удомли и Удомельского района Тверской области был определен методами объемного титрования и потенциометрии. Было определено содержание катионов натрия, калия, магния, кальция, железа, хлорид-, сульфат-, карбонат-анионов и величина pH в исследуемых образцах. Полученные результаты представлены в таблице.

Измерение величины pH производилось на pH-метре с использованием стеклянного и хлорсеребряного электродов. Измерительный электрод предварительно калибровали по стандартным буферным растворам с pH = 1.65; 4.01; 9.18.

Определение кальция и магния проводилась титрованием пробы воды раствором двуназиевой соли этилендиаминтерауксусной кислоты (комплексон III, трилон Б, ЭДТА, L), подходящим для их совместного определения [7].

Для определения калия и натрия был выбран атомно-эмиссионный метод фотометрии пламени [1, 6], который обладает высокой чувствительностью и является наиболее предпочтительным методом для определения катионов натрия и калия. Этот метод позволяет успешно определять содержание калия и натрия в природных водах, где они содержатся, как известно, в небольших количествах.

Концентрация общего железа измерялась методом спектофотометрического определения железа с роданид-ионом [6], выполненного на спектрофотометре СФ 2000. Чувствительность данного метода составляет 0.03 мг/л, что отвечает точности ПДК.

Для определения содержания хлорид-ионов была выбрана методика потенциометрического титрования, позволяющая определять не только хлорид-ионы, но йодид-ионы при совместном присутствии [1, 6]. Методика основана на титровании пробы воды стандартным раствором нитрата серебра и измерении потенциала гальванического элемента, состоящего из серебряного индикаторного элемента и хлорсеребряного электрода сравнения. Содержание хлорид-ионов ( $X_{Cl}$ ) в мг/л вычисляли по формуле:

$$X_{Cl} = \frac{V \cdot K \cdot 0,02 \cdot 35,5 \cdot 1000}{V_{np}},$$

где  $V$  – количество нитрата серебра, израсходованного на титрование, мл;  $K$  – поправочный коэффициент к концентрации раствора серебра;  $V_{np}$  – объем пробы, взятой для определения, мл; 0.02 – концентрация нитрата серебра,

моль/л; 35.5 – молярная масса хлорид-иона, г/моль; 1000 – коэффициент пересчета в мг.

При одновременном присутствии в воде ионов  $\text{HCO}_3^-$  и  $\text{CO}_3^{2-}$  определение осуществляется в одной пробе при нейтрализации рабочим раствором соляной кислоты [3, 7]. Содержание гидрокарбонатов вычисляли по формуле:

$$X_{\text{HCO}_3^-} = \frac{0,1 \cdot K \cdot V_2 \cdot 61,018 \cdot 1000}{100},$$

где  $X_{\text{HCO}_3^-}$  – содержание в исследуемой воде  $\text{HCO}_3^-$ , м/л;  $V_2$  – объем  $\text{HCl}$ , израсходованный на титрование пробы воды, мл;  $K$  – поправочный коэффициент; 61.016 – молярная масса аниона  $\text{HCO}_3^-$ , г/моль; 100 – объем пробы, взятой на титрование, мл; 1000 – коэффициент пересчета на л.

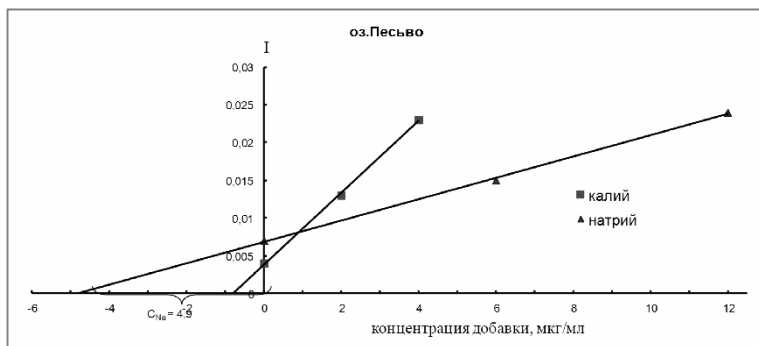
Содержание  $\text{SO}_4^{2-}$  определяли методом титрования нитратом свинца в присутствии дитизона. Данный метод обладает достаточной чувствительностью и точностью [4, 5]. Содержание сульфат-ионов в мг/л вычисляли по формуле:

$$X_{\text{SO}_4^{2-}} = \frac{0,03 \cdot K \cdot V \cdot 48,03 \cdot 1000}{V_{\text{пр}}},$$

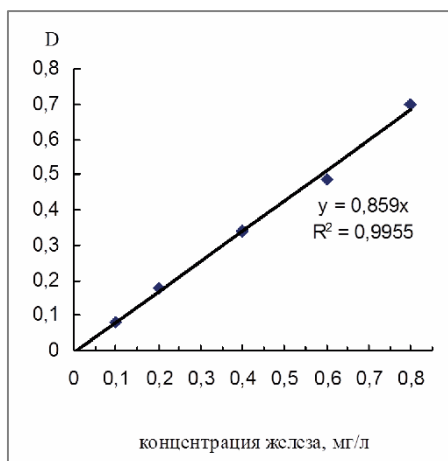
где  $V$  – объем 0.02 н раствора нитрата свинца, израсходованного на титрование, мл;  $K$  – поправочный коэффициент для приведения концентрации раствора нитрата свинца к точно 0.02 н;  $V_{\text{пр}}$  – объем пробы, взятой для определения, мл; 48.03 – эквивалент  $\text{SO}_4^{2-}$ ; 1000 – коэффициент пересчета в мг.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

При фотометрировании трех растворов, соответствующих введенным концентрациям натрия и калия ( $c=0$ ;  $c=c_1$ ;  $c=c_2$ ) строили график и по нему определяли концентрацию натрия и калия. Далее проводилось точное определение концентрации ионов натрия и калия методом добавок, как сказано выше, графическим способом. Ход этого определения показан на примере одной из анализируемых проб (рис. 1).



**Рис. 1** Определение концентрации натрия и калия методом добавок в водах оз. Песъво в летнее время.



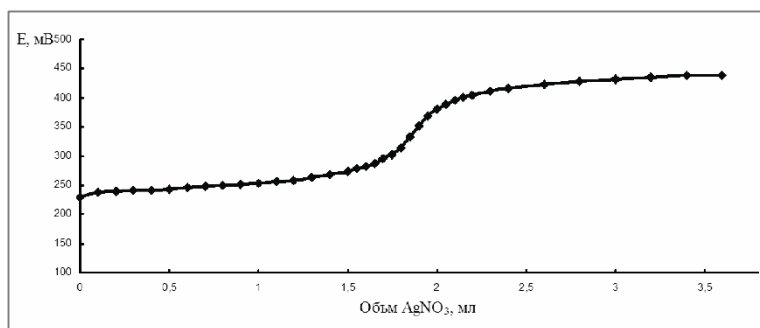
**Рис. 2** Калибровочный график для определения концентрации общего железа в исследуемых пробах.

Для исследуемой воды были получены следующие результаты: концентрация натрия равна летом 4.9 мкг/мл; зимой 4.3 мкг/мл, концентрация калия равна 0.8 мкг/мл, как зимой, так и летом.

При определении содержания общего железа по данным, полученным спектрометрическим методом, строили калибровочный график, откладывая на оси абсцисс массовую концентрацию железа в мг/мл, а на оси ординат – соответствующие значения оптической плотности (рис. 2).

Определение содержания хлорид-ионов. На основании получен-

ных данных строили график в координатах потенциал Е - объем нитрата серебра V (рис. 3), по которому определяются точки эквивалентности. Объем титранта, отвечающий скачку потенциала, позволяет рассчитать содержание хлорид-ионов в растворе. В табл. представлен солевой состав воды озер Песьво, Кубыча и Еремково.



**Рис. 3** Вид кривой потенциометрического титрования хлорид-ионов стандартным раствором нитрата серебра.

Из табл. видно, что вода исследуемых объектов соответствует нормам ПДК. Наибольшее количество солей кальция и магния содержится в незамерзающем оз. Песьво. Тем не менее, вода во всех исследуемых озерах очень мягкая. По величине общей минерализации, воду озер можно отнести к пресной.

Анализируемые воды имеют реакцию среды от слабокислой (рН = 6.36 в оз. Еремково) до слабощелочной (рН = 8.39 в оз. Песьво). Слабощелочная среда обусловлена преобладанием гидрокарбонат-ионов в исследуемой воде.

Величина рН является одним из важнейших показателей качества воды, от которого зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов, агрессивное действие воды на металлы и бетон и т.д. В исследуемых озерах этот показатель не выходит за пределы допустимых значений даже для водоемов рыбохозяйственного назначения (рН = 6.5-8.5 [2]).

Интересно обратить внимание на соотношение натрия/калий в воде исследованных озер. Этот показатель характеризует качество воды, важное с экологической точки зрения, которое может оказывать влияние на здоровье человека [5]. В естественных условиях, не затронутых деятельностью человека, оно имеет значение около 10. В воде озер Песьво и Кубыча соотношение натрия/калий колеблется от 5 до 6, а в воде озера Еремково оно несколько меньше, а именно, 4-5. Такие параметры свидетельствуют о некотором влиянии антропогенного фактора на качество воды.

Сравнительный анализ качества воды в летний и зимний период не выявил существенных различий. Тем не менее, было замечено снижение минерализации воды в озерах в зимний период, что можно объяснить отсутствием притока поверхностных вод из прибрежной зоны вследствие промерзания этой зоны.

### Выводы

1. По основным параметрам качества воды пробы изученных озер удовлетворяют требованиям стандарта.
2. Установлено, что при пониженной температуре (в зимний период) во всех трех озерах наблюдается снижение содержания растворенных ионов.
3. Показано, что в водах незамерзающего озера Песьво содержание растворенных солей выше, чем в соседних озерах Кубыча и Еремково.
4. Сделано заключение о том, что на состав воды обследованных озер, оказывает некоторое влияние антропогенный фактор, о чем свидетельствует пониженное соотношение содержания натрия и калия, а именно, Na/K ~ 4-5.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Алесковский В.Б., Бардин В.В., Булатов М.И. и др., 1988. Физико- химические методы анализа: Практическое руководство. – Л.: Химия, 376 стр.
2. Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Липатникова О.А., Серяков С.А., 2014. Оценка влияния калининской АЭС на качество воды и фитопланктон водоемов-охладителей Песьво и Удомля. / Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: материалы V Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова. - Ярославль: Филигрань, стр. 133.
3. Долгоносков Б.М., Корчагин К.А., 2014. Сезонное изменение в распределении вероятности показателей качества воды. - М.: Институт водных проблем РАН, стр. 45.
4. Лапина Е.Е., 2006. Современное экологическое состояние родников прибрежной части водосбора Иваньковского водохранилища. / Сборник научных статей по

материалам научно – практической конференции «Современные проблемы развития фундаментальной науки по результатам регионального конкурса РФФИ 2006 года». - Тверь, стр. 24.

5. Лурье Ю.Ю., 1973. Унифицированные методы анализа вод. - М.: Химия, 375 стр.
6. Фадеева В.И., Шеховцова Т.Н., Иванов В.М. и др.; Под ред. Золотова Ю.А., 2001. Основы аналитической химии. Практическое руководство. - М.: Высш. шк, 263 стр.
7. Шнейзер Г.М., Минеева Л.А., 2006. Методическое пособие: руководство по химическому анализу вод. - Иркутск, 55 стр.
8. Юрков Г.К., Сафонова И.Н., 1962. Вода. - М.: Учпедгиз, 168 стр.

## **ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В АТМОСФЕРНОЙ ПЫЛИ ГОРОДА ЕРЕВАН: ОЦЕНКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ**

*Магакян Н.Р*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

Проведена оценка уровня загрязнения и риска для здоровья населения, обусловленного содержанием тяжелых металлов в пыли, депонированной на листьях древесных растений города Еревана. Согласно результатам, большая часть города находится под влиянием чрезвычайно высокого и высокого уровня загрязнения. Существует вероятность как канцерогенного риска (Cr, As), так и хронического риска для здоровья детей (Mo, Cd, Co, As) и взрослых (Mo).

*Maghakyan N.R.* **Heavy Metals in Atmospheric Dust of Yerevan: Pollution Levels and Human Health Risk Assessment.** Levels of contamination and health risk to the population of heavy metals in the dust deposited on the tree leaves of Yerevan were assessed. According to the results most territory of the city is under the influence of high and very high levels of pollution. Health Risk Assessment showed that there is a probability of carcinogenic (Cr, As), and chronic risk to children (Mo, Cd, Co, As) and adults (Mo).

### **ВВЕДЕНИЕ**

Пыль является одним из основных загрязнителей атмосферного воздуха, и представляет собой совокупность твердых частиц естественного и антропогенного происхождения. Пыль может оказывать негативное влияние на здоровье человека [11], характер и уровень влияния зависят от размера и состава частиц, а также длительности воздействия. Атмосферная пыль

является носителем токсичных элементов, в том числе тяжелых металлов [6]. Последние проникают в организм человека при дыхании – ингаляционный путь воздействия, через органы пищеварения – проглатывание частиц пыли, и при кожной абсорбции, вызывая нарушения кроветворения, сердечно-сосудистой, мочеполовой и центральной нервной систем [10]. Загрязнение пылью и тяжелыми металлами (ТМ) является предметом особого внимания при исследовании городских территорий по причине высокой плотности населения на единицу площади и разновидностей источников загрязнения (автотранспорт, промышленные предприятия, бытовые отходы, коррозия поверхности дорог и т.д.) [4, 21].

Одним из способов изучения городской атмосферной пыли является использование биомониторов, в частности высших растений [13, 14]. Известно, что с атмосферными осадками и сухими выпадениями частицы пыли и ассоциированные с ними ТМ из воздуха осаждаются на поверхность листьев. Согласно Томасевичу и др. (2005) осажденная на листьях деревьев пыль непосредственно отражает уровень атмосферного загрязнения ТМ [19].

Город Ереван, будучи промышленным центром Армении с высокой плотностью населения и интенсивным движением транспорта, на протяжении многих лет характеризовался высокими уровнями загрязнения атмосферного воздуха. В последние десятилетия приоритетными загрязнителями атмосферы г. Еревана являются пыль и ТМ [3, 17]. Хотя геохимические исследования в городе проводились в течение многих десятилетий, риск для здоровья населения, обусловленный ТМ в пыли, ранее не оценивался. Целью данного исследования является оценка уровня загрязнения и риска для здоровья различных возрастных групп населения (детей и взрослых), обусловленный ТМ в пыли с использованием листьев деревьев, как биомонитора пыли.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

### *Объект исследования*

Г. Ереван (площадь 223 кв. км, население 1068.3 тыс. человек) расположен на высоте 850-1420 м н.у.м. Климат типично континентальный, сухой; количество годовых осадков составляет от 250 до 400 мм. Средняя температура воздуха колеблется +22 до +26°C летом; зимой – от –4 до –6 °C. Северо-восточные ветры доминируют круглый год, но вентиляция существенно затруднена из-за сложного рельефа и специфики застройки. Природный ландшафт – сухие степи и полупустыни.

На территории города расположены металлургические заводы и прочие предприятия (производство бетона, деревообработка и пр.), а также добываются базальт, туф, щебень, песок.

### *Опробование и анализы*

В 2011 г. (август-сентябрь) с территории г. Еревана отобраны 25 образцов листьев древесных растений. В целях обеспечения преемственности исследований, пробы отобраны с учетом пунктов многолетнего мониторинга

Центра эколого-ноосферных исследований (ЦЭНИ) НАН РА (рис. 1). Отбирались листья наиболее распространенных видов деревьев, обладающих относительно хорошими свойствам пылепоглощения [9]: вяз белый (*Ulmus laevis*), вяз мелколистный (*Ulmus parvifolia*), орех грецкий (*Juglans regia*), платан восточный (*Platanus orientalis*), сирень обыкновенная (*Syringa vulgaris*), тополь белый (*Populus alba*), шелковица белая (*Morus alba*). Листья отбирались с высоты 1.5-2 м над поверхностью земли, в бумажные пакеты.

Лабораторные работы проведены в Центральной аналитическую лаборатории ЦЭНИ, аккредитованной согласно ISO-IEC 17025. Листья были высушены при комнатной температуре, затем промыты деионизованной водой (MilliQ). Жидкость фильтровали с использованием беззольного фильтра «Синяя лента» (размер пор 2-3 мкм), сухой остаток растворяли в азотной кислоте (1:1), затем кислоту выпаривали. Объем оставшегося раствора доводили до 20 мл деионизированной водой (MilliQ).

В отфильтрованном веществе были определены содержания Cd, As, Pb, Cr, Ni, Co, Zn, Cu, Ag, Hg и Mo с использованием атомно-абсорбционного спектрометра PerkinElmer Analyst 800.

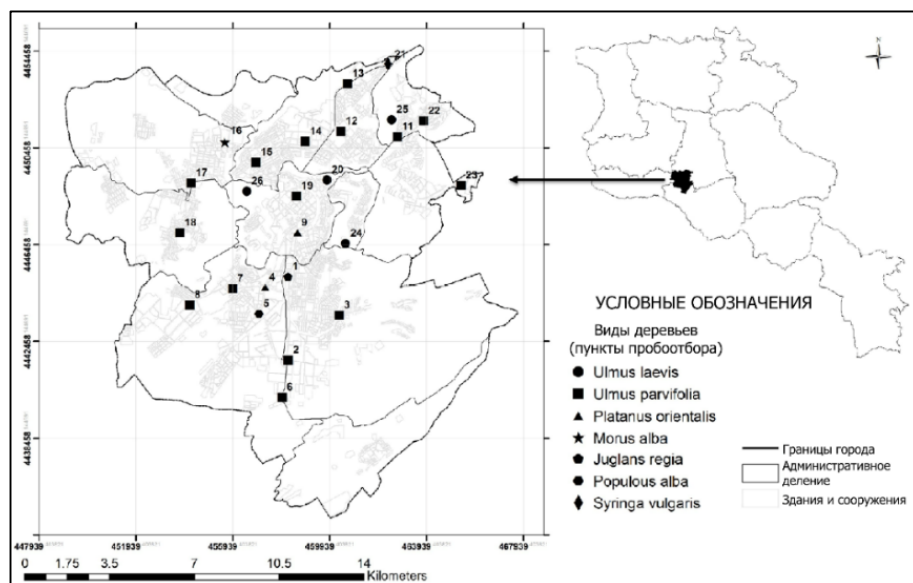


Рис. 1 Пункты пробоотбора на территории г. Еревана.

### Оценка загрязнения пыли тяжёлыми металлами

Оценены уровни моноэлементного и суммарного загрязнения ТМ. Загрязнение отдельными ТМ в пыли оценивались индексом геоаккумуляции ( $I_{geo}$ ), согласно формуле (1) [7]:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_i}{1.5B_i} \quad (1),$$

где  $C_i$  – концентрация элемента  $i$  в пыли;  $B_i$  – локальное геохимическое фоновое содержание элемента  $i$  в почвах г. Еревана. Уровни  $I_{geo}$  были классифицированы следующим образом: нет загрязнения ( $I_{geo} \leq 0$ ), от незагрязненного до умеренного уровня загрязнения ( $0 < I_{geo} \leq 1$ ); умеренное загрязнение ( $1 < I_{geo} \leq 2$ ), от умеренного до сильного загрязнения ( $2 < I_{geo} \leq 3$ ), сильное загрязнение ( $3 < I_{geo} \leq 4$ ), от сильного загрязнения до экстремального загрязнения ( $4 < I_{geo} \leq 5$ ), экстремальное загрязнение ( $5 < I_{geo}$ ) [7].

Для оценки интегрального загрязнения был рассчитан суммарный показатель концентраций ( $Z_c$ ) на основе коэффициента концентрации ( $K_c$ ) по формулам (2) и (3) [2, 8]:

$$K_c = C_i / C_b \quad (2),$$

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1) \quad (3),$$

где  $K_c$  – коэффициент концентрации;  $C_i$  – концентрация элемента  $i$  в пыли;  $C_b$  – локальное геохимическое фоновое содержание элемента  $i$  в почвах;  $n$  – число элементов с  $K_c > 1$ . Уровень  $Z_c$  был классифицирован следующим образом:  $Z_c < 16$  – низкий;  $16 < Z_c < 32$  – средний, умеренно опасный;  $32 < Z_c < 128$  – высокий, опасный;  $Z_c > 128$  – очень высокий, чрезвычайно опасный [2].

#### Оценка риска для населения

Принимая во внимание токсичное и канцерогенное влияние ТМ, был рассчитан как хронический, так и канцерогенный риск для здоровья с учетом трех основных путей воздействия ТМ в пыли: непосредственное проглатывание частиц пыли; вдыхание взвешенных частиц пыли через рот и нос, или при вдыхании паров – ингаляционный путь; кожная абсорбция RAIS 2013 [12, 15]. Риск для здоровья детей и взрослых, обусловленный ТМ в пыли был рассчитан в соответствии моделью риска для здоровья, разработанной Агентством США по охране окружающей среды (US EPA) [15, 20]

Хронический риск –  $HI$  (Hg, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu, Ni, Ag, Co, Cr, As) был рассчитан по формулам (4) и (5) [15, 20]:

$$HI = \sum HQ_i \quad (4), HQ_i = \frac{CDI_i}{RfD_i} \quad (5),$$

где  $HQ$  – фактор опасности;  $CDI$  – хронический ежедневный прием для каждого металла, рассчитанный для каждого пути воздействия, согласно предложенным формулам US EPA [15],  $RfD_i$  – ежедневная доза (значения взяты из Информационной системы оценки рисков [15]. При отсутствии значений  $RfD_i$  некоторых ТМ для ингаляции и кожной абсорбции, использованы ежедневные дозы проглатывания, модифицированные согласно директивам US EPA [15, 20].

Рассчитан как моноэлементный  $HI$  включая все пути воздействия, так и полиэлементный  $HI$ , включающий все ТМ при всех путях воздействия.  $HI > 1$  означает вероятность неблагоприятных последствий для здоровья.

Канцерогенный риск – это вероятность возникновения любого типа рака на протяжении всей жизни в случае воздействия канцерогенного элемента. Пределы уровня допустимого риска составляет  $10^{-6}$ - $10^{-4}$  [12]. В частности, в случае моноэлементного риска предел  $10^{-6}$ , а для полиэлементного –  $10^{-4}$  [18].

По данным Международного агентства по изучению рака, канцерогенами являются Cr, Cd, As, Ni, Co [5]. Канцерогенный риск ингаляционного пути рассчитан для Cd, Ni, Co, Cr, As; риск пути проглатывания пыли – для Cr и As. Канцерогенный риск для каждого металла по различным путям воздействия рассчитан по формулам (6) и (7):

$$Oral\ Risk = LAAD_{ing} \times SF \quad (6),$$

$$Inhalation\ Risk = LAAD_{inh} \times IUR \quad (7),$$

где  $LAAD$  – среднесуточная доза по протяжении риска, рассчитывается отдельно для разных путей по формулам, предложенным US EPA;  $SF$  – коэффициент наклона и  $IUR$  – единица риска ингаляции – константные значения для каждого элемента [15].

Полиэлементный канцерогенный риск (RI) представляет собой аддитивную сумму коэффициентов по отдельным путям воздействия для каждого металла. Шкала канцерогенного риска следующая:  $<10^{-6}$  – очень низкий;  $<10^{-6}$ - $10^{-5}$  – низкий;  $10^{-5}$ - $10^{-4}$  – средний,  $10^{-4}$ - $10^{-3}$  – высокий;  $>10^{-3}$  – очень высокий [18].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

### *Концентрации и уровни задрязнения тяжёлыми металлами в пыли.*

Ni, Co, Ag, Cr, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu были обнаружены во всех пробах. Концентрации As в двух и Hg – в шести пробах ниже предела обнаружения. Статистические параметры содержания ТМ в пыли и геохимический фон ТМ приведены в таблице 1. Значения асимметрии и эксцесса для всех элементов отличаются от 0, что свидетельствует об отклонении распределения значений в выборках от нормального распределения.

**Таблица 1** Статистические параметры концентраций (мг/кг) тяжёлых металлов и геохимический фон

| Параметр                | Ni   | Co    | As    | Ag   | Hg    | Cr    | Pb    | Mo      | Cd    | Zn    | Cu    |
|-------------------------|------|-------|-------|------|-------|-------|-------|---------|-------|-------|-------|
| Среднее*                | 29.1 | 62.26 | 15.71 | 6.68 | 0.57  | 54.23 | 32.43 | 1014.68 | 48.66 | 281.9 | 294.6 |
| Медиана*                | 28.6 | 70.66 | 2.05  | 3.40 | 0.43  | 48.03 | 30.15 | 24.89   | 12.84 | 288.7 | 261.0 |
| Ст. откл. *             | 7.44 | 29.34 | 62.19 | 7.49 | 0.59  | 25.64 | 20.67 | 4883.76 | 154.4 | 113.2 | 230.8 |
| Асимметрия              | 0.27 | -1.14 | 4.93  | 2.30 | 1.43  | 2.45  | 2.30  | 5.00    | 4.87  | 0.56  | 0.83  |
| Ст. ошибка асимметрии   | 0.46 | 0.46  | 0.46  | 0.46 | 0.46  | 0.46  | 0.46  | 0.46    | 0.46  | 0.46  | 0.46  |
| Эксцесс                 | 0.19 | 0.43  | 24.52 | 4.96 | 2.18  | 7.63  | 7.08  | 25.00   | 24.07 | -0.53 | -0.60 |
| Ст. ошибка эксцесса     | 0.90 | 0.90  | 0.90  | 0.90 | 0.90  | 0.90  | 0.90  | 0.90    | 0.90  | 0.90  | 0.90  |
| Минимум*                | 15.5 | 0.09  | 0.04  | 1.56 | 0.03  | 23.11 | 12.10 | 1.54    | 0.09  | 129.0 | 60.24 |
| Максимум*               | 47.8 | 100.9 | 312.9 | 30.6 | 2.37  | 149.8 | 108.5 | 24456   | 783.4 | 511.4 | 757.7 |
| Коэффициент вариации, % | 26   | 47    | 396   | 112  | 102   | 47    | 64    | 481     | 317   | 40    | 78    |
| Фон*                    | 30.4 | 15.65 | 0.69  | 0.25 | 0.017 | 71.1  | 4.8   | 1.75    | 0.312 | 78.38 | 40.03 |

\* значения представлены в мг/кг; n=25.

Ni, Co и Zn могут рассматриваться как имеющие приблизительно нормальное распределение основываясь на правиле  $\pm 3\sigma$  [1]. Кроме того, Ni, Co и Zn имеют относительно низкие значения коэффициента вариации (CV): соответственно 26, 47 и 40%. Относительно низкие CV характерны также для Cr, Ag, Hg, Pb и Cu. Однако их распределение существенно отличается от нормального, что обусловлено наличием выбросов и экстремальных значений. Высокие значения CV характерны для As, Mo и Cd: 396, 481 и 317% соответственно, что является следствием высоких техногенных содержаний этих элементов в некоторых пробах пыли.

Средние содержания почти всех элементов, за исключением Cr и Ni, превышают фоновые содержания (табл. 1). Как видно из геохимических рядов (табл. 2), чрезвычайно высокими превышениями средних концентраций над фоном выделяются Mo, Cd, Hg и Ag. В максимальном геохимическом ряду к указанным элементам добавляется As. Минимальный геохимический ряд образован Hg, Ag, Pb, Zn и Cu.

**Таблица 2** Геохимические ряды по минимальным, максимальным и средним содержаниям

| Содержания   | Геохимические ряды                                                                                                                                                                                                                                   |
|--------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Максимальный | Mo <sub>(13974.9)</sub> >Cd <sub>(2510.9)</sub> >As <sub>(453.5)</sub> –Hg <sub>(139.4)</sub> –Ag <sub>(122.5)</sub> >Pb <sub>(22.6)</sub> –Cu <sub>(18.9)</sub> >Zn <sub>(6.5)</sub> –Co <sub>(6.5)</sub> –Cr <sub>(2.1)</sub> –Ni <sub>(1.6)</sub> |
| Средний      | Mo <sub>(579.8)</sub> –Cd <sub>(155.9)</sub> >Hg <sub>(33.5)</sub> –Ag <sub>(26.8)</sub> –As <sub>(22.8)</sub> >Cu <sub>(7.4)</sub> –Pb <sub>(6.7)</sub> –Co <sub>(4.0)</sub> –Zn <sub>(3.6)</sub>                                                   |
| Минимальный  | Ag <sub>(6.3)</sub> –Pb <sub>(2.5)</sub> –Hg <sub>(1.8)</sub> –Zn <sub>(1.7)</sub> –Cu <sub>(1.5)</sub>                                                                                                                                              |

Анализ статистических параметров и отношений к фону концентраций Ni, Co и Zn в пыли свидетельствует, содержание Ni обусловлено природными факторами, в то время как Co и Zn, имеют как природные так и техногенные источники. В Ереване крупнейшим известным источником ТМ, и в частности Mo, являются предприятия, перерабатывающие молибденовый концентрат, расположенные в южной части Еревана. Здесь содержания всех изученных ТМ в пыли превышают фоновые значения, за исключением Ni.

Рассчитанные значения  $I_{geo}$  представлены в таблице 3. По убыванию среднего  $I_{geo}$  ТМ располагаются в следующем порядке:

Cd>Mo>Ag>Hg>Pb>Cu>Zn>Co>As>Ni>Cr.

Средние  $I_{geo}$  Co, Cr, Pb, Zn, Cu соответствуют среднему уровню загрязнения, Hg, Ag, Mo – сильному; Cd – от сильного к экстремальному; As – от не загрязненного к среднему; Ni – не загрязненному уровню.

Значения Zс колеблются в пределах 21-14172, составляя в среднем 805.5, что соответствует чрезвычайно опасному уровню загрязнения пыли ТМ. По данным Zс, для 36% проб пыли зафиксирован чрезвычайно высокий и опасный уровень, для 32% – высокий, опасный, 12% – средний, умеренно опасный, и 20% – низкий уровень загрязнения. Максимальные значения Zс зафиксированы в южной, индустриальной части, а также центральной, плотно заселённой и подвергающий большой транспортной нагрузке части города.

**Таблица 3** Значения  $I_{geo}$  и уровни загрязнения отдельных металлов

| $I_{geo}$            | Элементы |       |       |      |      |       |      |       |       |      |       |
|----------------------|----------|-------|-------|------|------|-------|------|-------|-------|------|-------|
|                      | Ni       | Co    | As    | Ag   | Hg   | Cr    | Pb   | Mo    | Cd    | Zn   | Cu    |
| Макс.                | 0.07     | 2.10  | 8.24  | 6.35 | 6.54 | 0.49  | 3.91 | 13.19 | 10.71 | 2.12 | 3.66  |
| Мин.                 | -1.56    | -7.96 | -4.89 | 2.06 | 0.23 | -2.21 | 0.75 | -0.77 | -2.41 | 0.13 | 0.005 |
| Среднее              | -0.70    | 0.68  | 0.56  | 3.59 | 3.46 | -1.09 | 1.96 | 3.65  | 4.82  | 1.15 | 1.83  |
| Ст. откл.            | 0.38     | 2.46  | 2.91  | 1.18 | 2.09 | 0.55  | 0.77 | 2.44  | 2.15  | 0.59 | 1.22  |
| Пробы (%)            |          |       |       |      |      |       |      |       |       |      |       |
| $I_{geo} \leq 0$     | 96.0     | 16.0  | 24.0  | 0.0  | 0.0  | 96.0  | 0.0  | 4.0   | 4.0   | 0.0  | 0.0   |
| $0 < I_{geo} \leq 1$ | 4.0      | 0.0   | 28.0  | 0.0  | 24.0 | 4.0   | 12.0 | 4.0   | 0.0   | 44.0 | 32.0  |
| $1 < I_{geo} \leq 2$ | 0.0      | 76.0  | 28.0  | 0.0  | 0.0  | 0.0   | 36.0 | 8.0   | 0.0   | 48.0 | 16.0  |
| $2 < I_{geo} \leq 3$ | 0.0      | 8.0   | 8.0   | 32.0 | 12.0 | 0.0   | 44.0 | 20.0  | 0.0   | 8.0  | 32.0  |
| $3 < I_{geo} \leq 4$ | 0.0      | 0.0   | 4.0   | 36.0 | 12.0 | 0.0   | 8.0  | 36.0  | 16.0  | 0.0  | 20.0  |
| $4 < I_{geo} \leq 5$ | 0.0      | 0.0   | 4.0   | 16.0 | 28.0 | 0.0   | 0.0  | 12.0  | 40.0  | 0.0  | 0.0   |
| $5 > I_{geo}$        | 0.0      | 0.0   | 4.0   | 16.0 | 24.0 | 0.0   | 0.0  | 16.0  | 40.0  | 0.0  | 0.0   |

Почти во всех пробах большая доля в Zs приходится на Mo, Cd, Hg, Ag. Очень большими долями выделяется Cd в пробах №8 и №15 (93 и 83% соответственно). Источником Cd в этих пунктах предположительно являются предприятия по производству и ремонту электроприборов. Максимальная доля Mo зафиксирована в пункте №6, расположенном в южной части города, вблизи металлургических предприятий, перерабатывающих молибденовый концентрат.

#### *Оценка риска для здоровья*

Результаты оценки хронического риска, обусловленного содержанием ТМ в пыли листьев, свидетельствуют, что как для детей, так и для взрослых главный путь воздействия является проглатывание, за которым – абсорбция кожей. По сравнению с остальными путями роль ингаляции незначительна. Хронический (не канцерогенный) риск для детей обусловлен Mo, Cd, Co, As, а для взрослых – Mo.

Моноэлементный риск для здоровья детей характеризуется следующими значениями HI: Mo от 0.001 до 16.13; Cd: от 0.0003 до 2.89; Co: от 0.001 до 1.11; As: от 0.0004 до 3.72. Кроме того для детей моноэлементный HI > 1 был зафиксирован в 4% проб от Mo, Cd, As, и 12% от Co, а для взрослых: 4% проб от Mo. В среднем моноэлементный хронический риск для здоровья характеризуется следующими рядами, ранжированными по значению HI:

для детей: Mo > As > Cd > Co > Cr > Hg > Pb > Cu > Ag > Ni > Zn,

для взрослых: Mo > As > Cd > Co > Hg > Cr > Pb > Cu > Ag > Ni > Zn.

Полиэлементный HI колеблется в пределах 0.3-17.57 для детей и 0.04-1.91 для взрослых. Для детей риск зафиксирован в 48%, а для взрослых – в 4% пробах (рис. 2).

Канцерогенный риск для здоровья зафиксирован только для пути проглатывания и обусловлен высокими концентрациями Cr и As в пыли. Риск,

обусловленный средними и максимальными концентрациями  $C_r$ , соответствует среднему уровню, в случае минимальных концентраций – низкому уровню канцерогенного риска. Риск, обусловленный максимальной концентрацией  $A_s$ , соответствует высокому уровню, средние содержания обуславливают низкий, минимальные содержания – очень низкий канцерогенный риск (рис. 3).

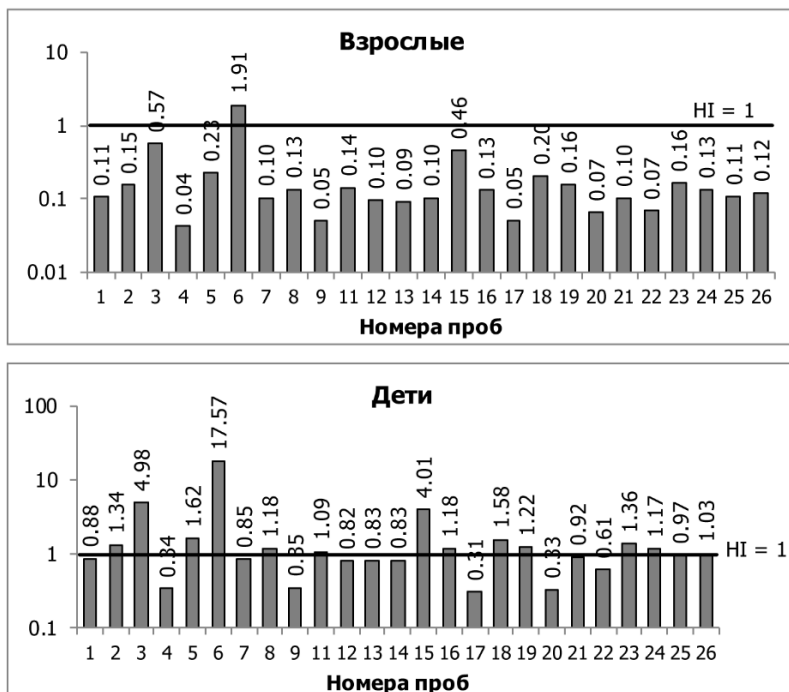


Рис. 2 Полиэлементный хронический риск для детей и взрослых по отдельным пунктам.

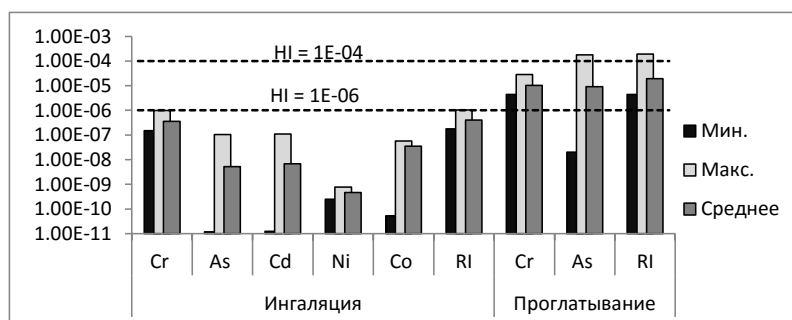


Рис. 3 Канцерогенный риск от минимальных, максимальных и средних концентраций ТМ.

## ВЫВОДЫ

Результаты исследований позволяют заключить следующее:

1. средние содержание всех изученных элементов, за исключением Cr и Ni превышают фоновые значения. Средний геохимический ряд ТМ имеет следующий вид:
2.  $\text{Mo}_{(579.8)}-\text{Cd}_{(155.9)}>\text{Hg}_{(33.5)}-\text{Ag}_{(26.8)}-\text{As}_{(22.8)}>\text{Cu}_{(7.4)}-\text{Pb}_{(6.7)}-\text{Co}_{(4.0)}-\text{Zn}_{(3.6)}$ .
3. Статистический анализ данных показал, что высокое содержание As, Mo и Cd в пыли имеют техногенное, то время как Ni – природное происхождение, а наличие Co и Zn в пыли обусловлено как естественными, так и антропогенными источниками. Об этом свидетельствуют также низкие уровни  $I_{\text{geo}}$  Ni, Co и Zn.
4. Значения Zs в 36% проб соответствовал очень высокому, в 32% – высокому, в 12% – среднему и в 20% – низкому уровню загрязнения.
5. Для детей, так и для взрослых основным путем воздействия ТМ в пыли является пролатывание, за ним следует кожанная абсорбция. Риск для здоровья детей более высок, по сравнению с риском для взрослых. Хронический риск для детей обусловлен Mo, Cd, Co, As, для взрослых – Mo.
6. Канцерогенный риск зафиксирован для Cr и As.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Беус А.А., Грабовская Л.И., Тихонова Н.В. 1976. Геохимия окружающей среды. М., «Недра», 248 с.
2. Перельман А.И., Касимов Н.С. 2000. Геохимия ландшафта. М.: Астрель, 786 с.
3. Сагателян А.К. 2004. Особенности распределения тяжелых металлов на территории Армении. Изд-во ЦЭНИ НАН РА, 157 с.
4. Cai Q.Y., Mo C.H., Li H.Q., et al. 2013. Heavy metal contamination of urban soils and dusts in Guangzhou, South China. *Environ Monit Assess*, 185(2), p. 1095-1106.
5. Cao S., Duan X., Zhao X., et al. 2014. Health risks from the exposure of children to As, Se, Pb and other heavy metals near the largest coking plant in China. *Sci Total Environ*, 472, p. 1001–1009.
6. Duzgoren-Aydin N.S., Wong C.S.C., Aydin A., et al. 2006. Heavy Metal Contamination and Distribution in the Urban Environment of Guangzhou, SE China. *Environ Geochem Health*, 28(4), p. 375–391.
7. Johnson C.C., Demetriades A. 2011. Urban Geochemical Mapping: A Review of Case Studies in this Volume. In: Johnson C.C., et al. (eds) *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. John Wiley & Sons, pp 7–27
8. Johnson C.C., Demetriades A., Locutura J., Ottesen R.T. (eds) 2011. *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, 591 p.
9. Kretinin V.M., Selyanina Z.M. 2006. Dust retention by tree and shrub leaves and its accumulation in light chestnut soils under forest shelterbelts. *Eurasian Soil Sci*, 39(3), p.334–338.
10. Li H., Qian X., Hu W., et al. 2013. Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China. *Sci Total Environ*, 456-457, p. 212–221.

11. *Lu F., Xu D., Cheng Y., et al.* 2015. Systematic review and meta-analysis of the adverse health effects of ambient PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> pollution in the Chinese population. *Environ Res*, 136, p. 196–204.
12. *Lu X., Li L.Y., Wang L., et al.* 2009. Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji, China. *Atmos Environ*. 43(15), p. 2489–2496.
13. *Mingorance M.D., Oliva S.R.* 2006. Heavy metals content in *N. oleander* leaves as urban pollution assessment. *Environ Monit Assess*, 119(1), p. 57–68.
14. *Pavlik M., Pavliková D., Zemanová V., et al.* 2011. Trace elements present in airborne particulate matter – stressors of plant metabolism. *Ecotoxicol Environ Saf*, 79, p. 101–107.
15. RAIS (2013) RAIS. The Risk Assessment Information System. <http://rais.ornl.gov/>.
16. *Reimann C., Filzmoser P., Garret R.G., Dutter R.* 2008. Statistical Data Analysis Explained. Wiley, Chichester, 359 p.
17. *Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O., Maghakyan N.* 2014. Studying Atmospheric Dust and Heavy Metals on Urban Sites through Synchronous Use of Different Methods. *J Atmos Pollut*, 2(1), p. 12–16.
18. TCEQ Regulatory Guidance Risk Levels, Hazard Indices, and Cumulative Adjustment.
19. *Tomašević M., Vukmirović Z., Rajšić S., et al.* 2005. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. *Chemosphere*, 61(6), p. 753–760.
20. US EPA (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A). United States Environmental Protection Agency, Washington
21. *Wei B., Jiang F., Li X., Mu S.* 2010. Contamination levels assessment of potential toxic metals in road dust deposited in different types of urban environment. *Environ Earth Sci*, 61(6), p. 1187–1196.
22. *Zhou M., Liu Y., Wang L., et al.* 2014. Particulate air pollution and mortality in a cohort of Chinese men. *Environ Pollut*, 186, p. 1–6.

## ИНТЕЛЛЕКТУАЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИОННАЯ СИСТЕМА ОЦЕНИВАНИЯ ЗЕМЕЛЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО НАЗНАЧЕНИЯ

*Маглинец Ю.А., Раевич К.В.*

*ФГАОУ ВО Сибирский федеральный университет*

Разработана интеллектуальная информационная система, позволяющая решать задачи ранжирования сельскохозяйственных земель на основе оперирования знаниями об их характеристиках и данными ГИС агромониторинга. Сформулирована модель оценивания агроэкономического потенциала земель. Рассмотрена архитектура системы.

*Maglinets Yu.A., Raevich K.V.* **The intelligent information system of estimation of lands of agricultural purpose.** Intelligent information system has been developed, which allows to solve problems of ranging agricultural land on the basis of knowledge of the operating characteristics of their data and GIS agricultural monitoring. It was formulated model estimating agro-economic potential of the land. Architecture of the system was examined.

### ВВЕДЕНИЕ

Задача оценки состояния земельных ресурсов, используемых в сельскохозяйственном производстве, носит междисциплинарный характер. Она возникает в решении вопросов организации управления АПК, в растениеводстве, землеустройстве, экономике, кадастровом учете и др. Земля, как объект оценивания, представляет собой сложную, иерархическую, многофакторную систему.

В первом приближении, все задачи оценивания можно разделить на две категории. В первом случае, целью является получение интегральной оценки текущего состояния земельного участка, основанной на натурных измерениях, знаний о предыстории его использования, состояния его инфраструктуры и других значимых факторов. В зависимости от особенностей задачи, результатом ее решения может являться оценка рыночной, либо кадастровой стоимости, присвоение балла бонитета, ранга в системе сравнительного анализа земель и др. Во втором случае, целью является получение частной оперативной оценки состояния растительного покрова, либо хода агротехнических мероприятий. Такая необходимость возникает в задачах мониторинга, результаты используются для принятия управленческих решений, контроля эффективности мероприятий, расходования бюджетных средств, прогнозирования урожайности, формирования отчетности и др.

Анализ литературы [1-8] показывает высокую вариабельность задач оценивания ЗСХН и методов их решения. В целом, можно отметить наличие в научной литературе по данному вопросу множества частично перекрывающихся систем классификации параметров земель, существенных при

оценивании. Основой для непротиворечивого представления информации, полученной из разнородных источников, является онтологический подход. В настоящей работе предлагается способ формирования библиотеки схем решения задач оценивания в диалоге с конечным пользователем, базирующийся на системе упорядочения знаний о землях сельскохозяйственного назначения, как об объектах оценивания в форме онтологии, инвариантной к конкретной решаемой задаче.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Подходы к построению онтологии оценивания агроэкономического потенциала земель развиты в работах [8-9]. При построении онтологии, под *объектом оценивания (ОО)* будем понимать пространственно локализованный участок земной поверхности, находящийся в сельскохозяйственном обороте в настоящее время, в прошлые временные периоды, либо потенциально рассматриваемый в качестве такового. Согласно российскому законодательству, в данную категорию попадают земли сельскохозяйственного назначения (ЗСХН). Кроме того, в качестве объекта оценивания могут рассматриваться и другие категории земель, относительно которых существуют планы перевода в данную категорию после выполнения мелиоративных мероприятий: например – земли промышленности, лесного фонда.

Онтология оценивания задается четверкой

$$O = \langle K, T, E, M \rangle, \quad (1)$$

где  $K$  – таксономия признаков оценивания,  $T$  – множество решаемых задач,  $E$  – множество метрик оценивания признаков,  $M$  – множество первичных метрик, позволяющих вычислить численное значение признака в натуральном выражении.

В основе рассматриваемой онтологической модели лежит таксономия  $K$  оценивания агроэкономического потенциала земель (ТОАПЗ)

$$K = \langle N, R \rangle, \quad (2)$$

где  $N = \{n_i\}$  – множество классов таксономии - признаков объекта оценивания,  $R \subset N \times N$  – отношение порядка на  $N$ . Корневая вершина таксономического дерева соответствует искомой интегральной характеристике объекта оценивания. В рассматриваемой версии таксономии, верхний уровень классификации задает шесть классов признаков, исчерпывающим образом описывающих предметную область: ФР – физические факторы рельефа; ПК – природно-климатические условия; АЭФОИЗ – агроэкономические факторы использования земель; РП – свойства растительного покрова; ОИ – эффективное расстояние до объектов инфраструктуры.

Далее, при нисходящем построении таксономии оценивания, сформированы поддеревья различной глубины, вершины которых могут быть классифицированы следующим образом: абстрактные вершины; означиваемые вершины. Абстрактные вершины – вершины, используемые при классификации и навигации по ТОАПЗ, для которых не предусмотрена процедура вычисления оценки. Означиваемые вершины – соответственно, вершины, для

которых существует формально определенная процедура, позволяющая сопоставлять ОО значение соответствующего признака. Все листовые вершины дерева таксономии являются означиваемыми. Означивание для листовой вершины – это процедура расчета оценки, основанная на измерении натуральных параметров ОО. Для узлов ветвления в общем случае существует два способа означивания: 1) способ, аналогичный способу, определенному для листовой вершины; 2) способ, основанный на агрегации параметров, ранее вычисленных для дочерних вершин данного узла. Далее по тексту будем называть их, соответственно, означиванием *на основе измерения*, означиванием *на основе агрегации*. Такой механизм позволяет осуществлять оценивание ОО с разной степенью точности, в зависимости от особенностей решаемой задачи, стоимости (в широком смысле) получения данных и т.п.

Для измерения натуральных параметров в онтологии используются первичные метрики, представленные в (1) множеством  $M$ . Отдельная метрика  $m_i \in M$  представляет собой функциональное свойство, сопоставленное соответствующему узлу  $n_j \in N$ , для которого установлены интервал допустимых значений и единица измерения.

Для означивания на основе измерений в онтологии представлено множество метрик оценивания  $E_m \subset E$ , также заданных в форме функциональных свойств  $e_j \in E_m$ , сопоставленных узлу  $n_j$ . Для  $e_j$  определена функциональная зависимость, позволяющая вычислить численную оценку признака  $n_i$  на основе значения первичной метрики  $m_j$ . Результирующая комбинация  $\langle n_i, m_j, e_j \rangle \in N \times M \times E_m$  задает экземпляр соответствующего тернарного отношения, однозначно определяющий правила означивания на основе измерения.

Для означивания на основе агрегации в онтологии представлено множество метрик оценивания  $E_a \subset E$ ;  $E = E_m \cup E_a$ ;  $E_m \cap E_a = \emptyset$ . Отдельная метрика  $e_i$  описывается:

- 1) функциональным свойством, соотносящим  $e_i$  оцениваемому признаку  $n_j$ ;
- 2) взвешенным деревом агрегации глубины 1 с корневой вершиной  $e_i$  и множеством вершин – метрик оценивания, инцидентных элементам подмножества  $X$  множества дочерних вершин  $Y$  вершины  $n_j$  в таксономии оценивания. Веса дуги дерева характеризуют степень влияния оценки соответствующей дочерней вершины на оценку корневой вершины;
- 3) вычислительной процедурой, позволяющей вычислить оценку  $e_i$  для признака  $n_j$  на основе агрегации значений оценок узлов  $x_l \in X$  и весов дуг дерева агрегации.

Рассмотренные выше компоненты онтологии задают основу для построения системы решения задач оценивания. Решаемые задачи  $t_j$  задают множество  $T$  задач, представленных в ТОАПЗ. Структура описания отдельной задачи  $t_i$  аналогична структуре ТОАПЗ:

$$t_i = \langle K_i, E_i, M_i \rangle, \quad (3)$$

где  $K_i \subset K$  – подграф таксономии оценивания, соответствующий решаемой задаче,  $M_i \subset M$  – множество первичных метрик, релевантных задаче

оценивания,  $E_i$  – множество метрик оценивания. В качестве  $E_i$  может выступать подмножество  $E$ . Альтернативный вариант – построение  $E_i$  на основе модифицированного подмножества  $E$ . Модификация осуществляется с целью подбора более точных способов оценивания, соответствующих решаемой задаче.

### *Архитектура интеллектуальной информационной системы*

Основные компоненты системы показаны на рис. 1. База знаний содержит репозиторий онтологий, поддерживает средства обеспечения целостности информации, управления версиями и изменениями. Редактор базы знаний позволяет эксперту, ответственному за содержание онтологии, осуществлять диалоговые операции по созданию новой онтологии (версии онтологии) и ее редактированию в части описания таксономии, метрик измерения натуральных параметров ОО и вычислительных соотношений. Генератор схемы решения задачи (СРЗ) позволяет эксперту, ответственному за представление задачи, создавать и поддерживать модель описания задачи в рамках определенной версии онтологии, а также осуществлять операции по миграции описания задачи в обновленные версии онтологии. При создании и модификации онтологии возникает процедура описания вычислительных соотношений для метрик оценивания. Данная процедура базируется на использовании редактора формул, который входит, как компонента, в редактор базы знаний и генератор схемы решения задачи. Помимо базовых математических операций, генератор формул содержит возможность формирования таблично заданных функций.

Редактор геопространственных данных (ГПД) служит для подготовки и оперирования геопространственным описанием экземпляра решаемой задачи. При создании пустого экземпляра решаемой задачи, модуль загрузки СРЗ порождает шаблон векторного слоя с предопределенным набором атрибутов, заданных в схеме решения задачи, который помещается в базу ГПД. Затем, слой наполняется данными о пространственных координатах ОО, тем самым, формируется векторное представление данных на анализируемую территорию, содержащее множество ОО, как геопространственных объектов.

Атрибутивная информация содержит значения натуральных параметров ОО. Поставка атрибутивной информации – ответственность модуля импорта-экспорта данных. Данный модуль взаимодействует с автоматизированной системой агромониторинга [10] и другими внешними системами, что позволяет получать данные на основе обработки и анализа космоснимков, наземных измерений, данных метеостанций и других источников.

Расчет промежуточных и финишных оценок осуществляется модулем расчета оценок. Визуализация оценок осуществляется через интерфейс расчетчика, позволяющий формировать пространственное представление данных в виде векторных слоев с вычисленными атрибутами, а также отображать данные в табличной форме, либо средствами деловой графики.

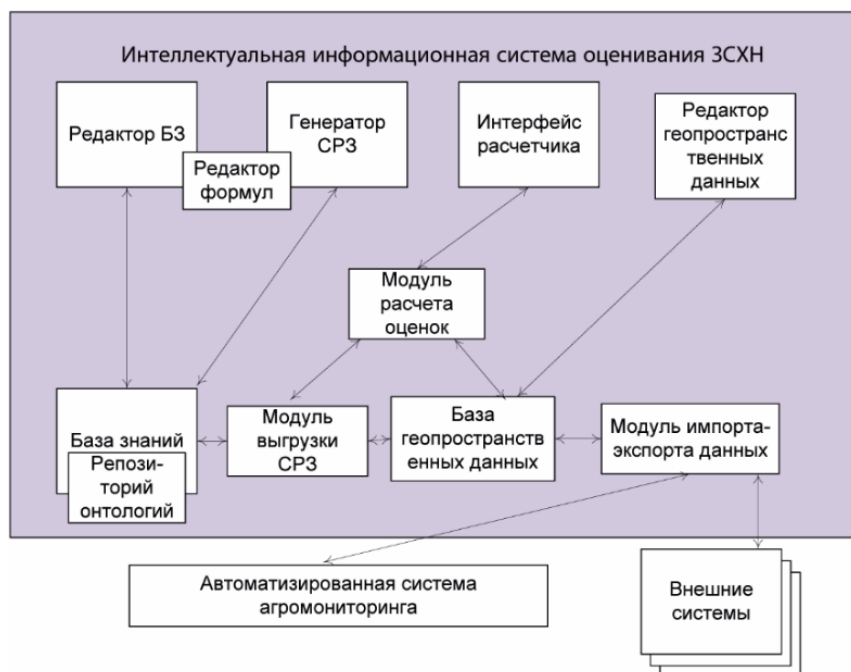


Рис. 1 Архитектура интеллектуальной системы оценивания

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В настоящее время создан действующий прототип системы, осуществляется отработка методик ее функционирования. В качестве инструментального обеспечения системы выступила свободно распространяемое программное обеспечение Protégé 3.5, Quantum GIS 1.8, а также авторское программное обеспечение, созданное на языке C#, реализованное на основе среды программирования Microsoft Visual Studio 2013.

Онтология построена на базе использования концептуальной модели, рассмотренной в [8].

В качестве иллюстрации функционирования системы рассмотрены схемы, полученные в ходе решения следующих задач: 1) определение оценочной степени эффективности сельскохозяйственных угодий при выращивании яровой пшеницы ( $t_1$ ), 2) определение степени засоренности полей под парами ( $t_2$ ).

При формировании схемы решения задачи  $t_1 = \langle K_l, E_l, M_l \rangle$ , построено дерево классификации признаков оценки  $K_l$ , показанное на рис. 2 (выделено синим цветом). Каждой из листовых вершин дерева установлено в соответствие функциональное свойство  $m_i \in M_l$ , характеризующее численное значение, единицу измерения и допустимый диапазон значений соответствующей первичной метрики, и функциональное свойство  $e_{jm} \in E_{lm}$ , определяющее способ вычисления оценки. Для удобства оперирования, все функциональные зависимости  $e_{jm}$  отображают измеримый интервал значений

$$O(e_{1a}) = \sum_{i=1}^5 l_i * e_{im}, \quad (4)$$

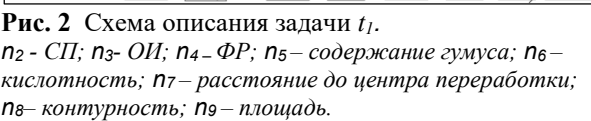
где  $l_i$  – вес соответствующей дуги.

дуги.

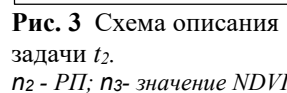
где  $l_i$  – вес соответствующей дуги.

Граф решения задачи  $t_2$  показан на рис. 3.

Граф решения задачи  $t_2$  показан на рис. 3.



$n_2$  - СП;  $n_3$ - ОИ;  $n_4$ - ФР;  $n_5$ – содержание гумуса;  $n_6$ – кислотность;  $n_7$ – расстояние до центра переработки;  $n_8$ – контурность;  $n_9$ – площадь.



## ВЫВОДЫ

Интеллектуальная информационная система оценивания ЗСХН представляет собой инструмент, в котором содержатся постоянно пополняемая и уточняемая система знаний о землях сельскохозяйственного назначения, как о сложных, многофакторных объектах. Механизм уточнения и расширения базы знаний обеспечивается через систему контроля версий. Разработанная система дополняет ранее созданную авторским коллективом автоматизированную систему агромониторинга, позволяя создавать и накапливать библиотеку схем решения задач оценивания ЗСХН, включая возможность динамического наблюдения за их изменением в ходе сезона вегетации и поддержки принятия управленческих решений. Схемы решения задач создаются на базе экспертных оценок и, после отладки на существенном объеме экспериментальных данных, могут использоваться, как объективный инструмент, масштабируясь на другие территории, обладающие сходной совокупностью природно-климатических условий. Таким образом, поддерживается четырехуровневое представление информации: 1) система знаний, описывающая предметную область оценивания ЗСХН; 2) схема задачи, описывающая конкретную постановку задачи и содержащая декларативные и процедурные средства для ее решения; 3) экземпляр решаемой задачи, локализованный на местности; 4) решение задачи, локализованное во времени.

Представленные в работе модели в настоящее время проходят экспериментальную апробацию при решении задач оценивания ЗСХН на территории Сухобузимского района Красноярского края в интересах администрации района и хозяйствующих субъектов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Мартынов К. П. 2012. Оценка земель сельскохозяйственного назначения. // Электронный журнал МГУ Н.П. Выпуск 4 (18).
2. Терехов А.Г., Витковская И.С., Барталева М.Ж., Спивак Л.Ф. 2009. Принципы агроландшафтного районирования пахотных земель Северного Казахстана по данным LANDSAT и MODIS / Седьмая всероссийская открытая ежегодная конференция «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса». Москва, ИКИ РАН, 16-20 ноября г, 292-304 с.
3. Анохин Е.И. 2010. Понятие, принципы и методы оценки земель сельскохозяйственного назначения // Проблемы современной экономики, N 3 (35), с.
4. Иванов А.Л., Савин И.Ю., Егоров А.В. 2014. Методология оценки ресурсного потенциала земель России для сельскохозяйственного производства (на примере хмеля) // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. Вып. 73. С.19-53.
5. Стадник А.П., Лукиша В.В. 2011. Формування критеріїв та показників для еколого-економічного оцінювання сільськогосподарського землекористування // Агроекологічний журнал. № 3. С. 5–12.

6. Гуреева О.В. 2008. Особенности земель сельскохозяйственного назначения как объекта оценки. // Вестник Саратовского государственного социально-экономического университета. N 4., С. 78-81.
7. Шатрова К.В., Маглинец Ю.А., Аникьева М.А., Герасимчук М.Г. 2013. Концептуальная модель предметной области оценивания земель сельскохозяйственного назначения на основе привлечения геопространственной информации / Одиннадцатая открытая Всероссийская конференция "Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса" ИКИ РАН Москва, С. 65.
8. Шатрова К.В., Маглинец Ю.А., Цибульский Г.М. 2014. Модель представления информации о состоянии и динамике земель сельскохозяйственного назначения // Журнал Сибирского федерального университета. Серия: Техника и технологии. Т. 7. № 8. С. 984–989.
9. Perfil'ev S.E., Maglinets Y.A., Tsibul'skii G.M., Mal'tsev E.A., Latyntsev A.A., Shatrova K.V. Intelligent geoinformation technology for agroecological mapping //Pattern Recognition and Image Analysis. Vol 23 (4), pp. 528-535.

## НОВЫЕ ИНФОРМАЦИОННО-ТЕЛЕКОММУНИКАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ СБОРА И ОРГАНИЗАЦИИ ПРОСТРАНСТВЕННЫХ ДАННЫХ ДЛЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

*Медведев А.А., Кошкарев А.В., Шварев С.В.*

*Институт географии РАН, г. Москва*

К задачам, решаемым Институтом географии РАН (Москва, Россия), относится оценка экологической безопасности, природных и антропогенных факторов риска средствами ГИС. Успех этих работ связан с новыми технологическими возможностями обработки пространственных данных на основе новых источников детальных данных, включая космические снимки, цифровые модели рельефа, данные лазерного сканирования, съемки с беспилотных летательных аппаратов.

*Medvedev A.A., Koshkarev A.V., Shvarev S.V. New information and telecommunication technologies for capturing and organizing spatial data to unsure environmental safety.* The paper summarizes experience of the Institute of Geography (Moscow, Russia) in the implementation of GIS for environmental safety and the assessment of natural and anthropogenic risk factors. The success of these studies is associated with the new technological possibilities of processing spatial data and new detailed data sources, including satellite images of ultrahigh

resolution, digital elevation models, lidar data, images from unmanned aerial vehicles.

## ВВЕДЕНИЕ

Начало внедрения геоинформационных технологий в повседневную практику географических (точнее, геоэкологических) исследований в Институте географии РАН (ИГ РАН) относится к концу 80-х годов прошлого века. Среди их приложений и направлений научных исследований, активно осваиваемых и развиваемых в институте, по крайней мере, четверть века, можно назвать экологическую безопасность, чему в немалой степени способствовало создание в середине 90-х годов специального структурного подразделения института – «Центра географии риска и катастроф». Основное направление его работы – участие в федеральной целевой научно-технической программе «Безопасность России», в ее подпрограмме «Безопасность населения и народнохозяйственных объектов с учетом риска возникновения природных и техногенных катастроф». Среди прочего, Центр занимался разработкой методики инвентаризации информационных ресурсов (создания баз метаданных), анализом функциональных возможностей программных средств ГИС и выработкой рекомендаций по их использованию, то есть информационным и программным обеспечением решения задач, стоящих перед Министерством Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий (МЧС России) [3], созданием серий компьютерных карт путем обработки многолетней статистики ведомства о чрезвычайных ситуациях, геоинформационным обеспечением радиоэкологической безопасности [7].

Одно из направлений использования ГИС, получившее название «геоинформационного картографирования», позволяет, в дополнение к аналитическим функциям ГИС, использовать возможности картографической визуализации результатов информационного моделирования, в том числе для целей эколого-геоморфологической оценки территорий [9]. В 2000-х годах средствами ГИС созданы цифровые картографические модели, опубликованные или подготовленные к изданию в виде карт, включая карты «Эколого-геоморфологические ситуации в субъектах Российской Федерации», «Районирование территории России по степени экстремальности развития эколого-геоморфологических ситуаций» [10] и «Геоморфологическая карта» Москвы [6]. Из традиционных, «бумажных» картографических произведений того времени нельзя не упомянуть фундаментальный «Атлас природных и техногенных опасностей и рисков чрезвычайных ситуаций в Российской Федерации» [2], созданный по заказу и при содействии МЧС России. Среди его основных разделов «Природные опасности и риски», «Агроклиматические опасности и риски», «Техногенные опасности и риски», «Биолого-социальные опасности и риски». К той эпохе относится и разработка принципов, и создание тестовых образцов ландшафтно-картографической основы космического многоцелевого мониторинга, в которой принимал участие ИГ РАН в

тесном сотрудничестве с научно-производственными организациями Росгидромета и Роскосмоса [1, 4, 12].

*Интеграция данных дистанционного зондирования и геоинформационных технологий*

Цифровая среда существования пространственных данных обеспечивает возможность их сбора, обработки и визуализации в форме электронных карт, их серий и атласов. Примером может служить база данных мест захоронения твердых бытовых отходов (ТБО) как источников экологических рисков в пригородных и межселенных территориях, созданная в 2014-2015 гг., обработанная средствами ГИС ArcGIS (Esri, США) и представленная в форме электронного атласа «Экологические риски в пригородных и межселенных территориях», доступного в Интернете (<http://map.igras.ru/index.php?r=469>). Источниками служили открытые картографические веб-сервисы типа OpenStreetMap, WikiMapia и GoogleEarth. Было выявлено и локализовано 7135 ТБО, в том числе несанкционированные свалки, на долю которых в некоторых регионах (Московская, Ленинградской, Калужская, Липецкая, Рязанская области) приходится более 90% известных ТБО. Кроме того, в атласе есть раздел «Предприятия по приему и переработке твердых бытовых отходов» с 332 объектами. Важно, что основным источником данных для обработки средствами ГИС становятся данные дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ).

Сошлемся на два других примера их использования в условиях чрезвычайных ситуаций и антропогенного (техногенного) вмешательства в природную среду.

Первый из них – катастрофическое наводнение 2012 г., произошедшее в ночь с 6 на 7 июля в бассейне р. Адагум в городе Крымске (Краснодарский край) и его окрестностях и вызвавшее разрушения и человеческие жертвы (по некоторым оценкам 160 погибших в Крымском районе и почти 35 тыс. пострадавших). Общий ущерб от наводнения оценивается примерно в 20 млрд. руб. Первопричина трагедии – паводок с максимальным расходом воды в створе реки более 1000 м<sup>3</sup>/с, что приблизительно соответствует расходам воды 0.1–0.2% обеспеченности, т.е. повторяемостью 1 раз в 500–1000 лет.

Институт географии РАН с самого начала принял деятельное участие в его изучении и в анализе природных и антропогенных факторов, его вызвавших. Реконструкция события стала возможной благодаря оперативным съемкам с российского сегмента Международной космической станции по программе «Ураган» (более 200 обзорных и детальных космических снимков района катастрофы с разрешением на местности около 2 м) в рамках долговременного сотрудничества ИГ РАН с РКК «Энергия» по мониторингу природных и техногенных катастроф [5]. Кроме того, собраны, обобщены и проанализированы данные о метеорологической обстановке, о гидрографической структуре бассейна р. Адагум во время наводнения, о динамике максимальных расходов, карты морфометрических характеристик и опасных

экзогенных процессов в водосборном бассейне с использованием цифровой модели рельефа.

В итоге сделан научно обоснованный вывод о том, что главной причиной катастрофического наводнения стали чрезвычайно высокие, не наблюдавшиеся ранее за весь период инструментальных наблюдений, атмосферные осадки. Наряду с этим значительную роль сыграли сели и оползни, временно перекрывавшие русла рек, а также антропогенные факторы, среди которых застройка низкой поймы р. Адагум, недостаточная пропускная способность пролетов мостов для беспрепятственного прохождения паводочных вод и замусоренность русел.

Второй пример – мониторинг объектов сочинской Олимпиады-2014, которые представляют собой идеальный полигон для анализа природно-техногенных взаимодействий. Для оценки состояния и динамики природно-техногенных объектов использованы детальные данные ДЗЗ, полученные с интервалом 8 лет, что обеспечивает возможность сравнения ситуации до и после их строительства. Комплекс данных ДЗЗ включал крупномасштабные аэрофотоснимки (АФС), детальные космические снимки (КС) «WorldView-2», IKONOS и материалы лазерного сканирования (LiDAR) с воздушного носителя, что позволило выполнить как детальное картографирование проявлений экзогенных процессов и индикацию признаков эндогенной активности в совокупности с картографированием техногенной нарушенности (LiDAR), так и провести мониторинг изменений, связанных с техногенной деятельностью за период 2007-2015 гг. (аэрофото- и космические снимки высокого разрешения).

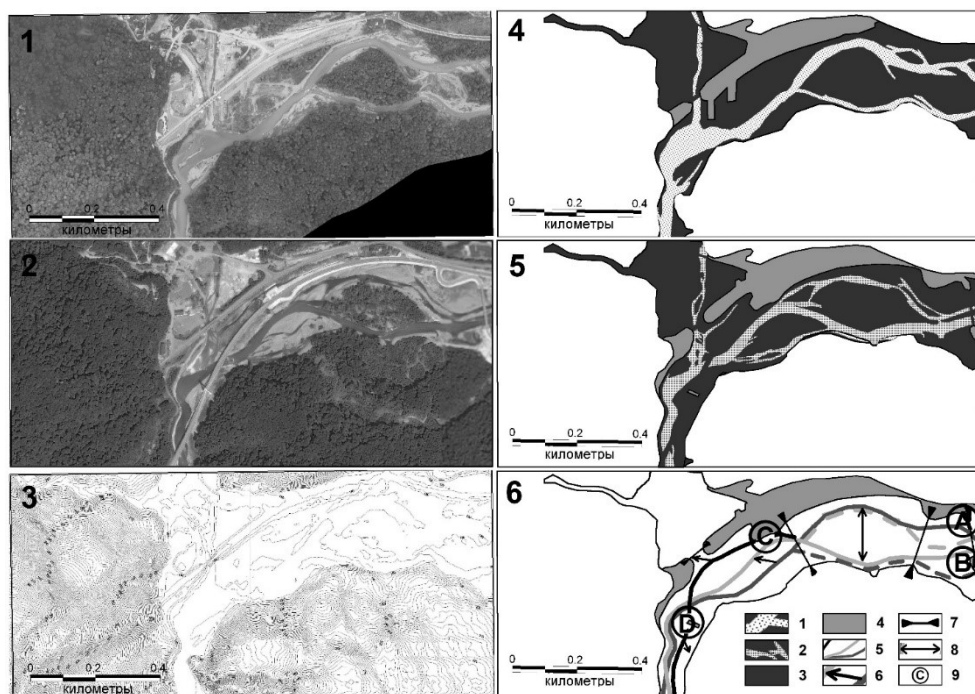
На их основе определены участки точечного и линейного воздействия опасных эндогенных и экзогенных природных процессов на объекты транспортной инфраструктуры. Трассы автомобильных и железной дороги, проложенные в тоннелях, подвержены воздействию эндогенных процессов, проявляющихся как в сейсмогенных непосредственных смещениях полотна и конструкций тоннелей в зонах тектонических разрывов, так и деформациях, связанных с активизацией блоковых оползней [11, 13].

Строительство крупных инженерных сооружений, сосредоточенных на пространственно ограниченном участке, отличающемся высокой природной изменчивостью и неустойчивостью, с высокой долей вероятности может вызвать активизацию опасных процессов. Наиболее существенными являются воздействия и их возможные следствия, связанные со строительством полотна автомобильной и железной дорог в днище долины р. Мзымта. К примеру, сооружение в 2001-2006 гг. правобережной автодороги с мостовым переходом через р. Кепша (правый приток р. Мзымта) оказало воздействие на русловые процессы посредством сужения правобережной части поймы. Для компенсации возможных размывов вдоль насыпи выше устья р. Кепша сооружена берегоукрепляющая дамба с двумя косыми шпорами-отбойниками. Для строительства автодороги к объектам горного кластера Олимпиады-2014 выше устья р. Кепша вместо этой дамбы сооружена насыпь для вантового

моста, а выше по течению – два береговых сегмента подходных насыпей, ориентированных поперек русла. На снимках хорошо видно, что с 2006 г. русло р. Мзымта изменило свою пространственную структуру: если в южной части (на входе в ущелье) русло сохраняет свое положение, то в центральной и северо-восточной частях перестраивается с изменением прогибов меандров на противоположные по направлению (рис. 1).

Сужение поймы подводными дамбами мостового перехода в восточной части участка и спрямление русла под самим мостом заставляет русло прижиматься ниже моста к левому борту, используя старое русло, а ниже, на траверзе устья р. Кепша, отходить к правому борту дна долины. Таким образом, эрозионно-опасный участок (рис. 1, фрагмент 6, С) оказался у западного замыкания насыпи новой автомобильной дороги перед вантовым мостом, где были сняты берегоукрепляющие сооружения, возведенные в 2001-2006 гг.

Другим следствием сужения дна поперечными насыпями может явиться повышение скорости и размывающей силы потока в самом створе моста в восточной части участка (рис. 1, фрагмент 6, А, В). Поэтому необходимо предусмотреть постоянную систему наблюдений (мониторинг), сопряженную с оперативным техническим реагированием в случае неконтролируемой эрозии и подмыва основания насыпей.



**Рис. 1** Мониторинг природно-техногенной ситуации в период 2006-2015 гг. в районе ущелья Ахцу (долина р. Мзымта, между пос. Кепша и Монастырь).

Фрагменты: дистанционные изображения: 1 – АФС, 2006 г.; 2 – КС (WorldView-2), 2015 г.; 3 – ЦМР по данным LiDAR (2006 г.); схемы природно-техногенной ситуации: 4 – 2006 г.; 5 – 2015 г.; 6 – схема динамики русла р. Мзымта, техногенных изменений и предполагаемых опасных участков. Условные обозначения: русло р. Мзымта: 1 – 2006 г.; 2 – 2015 г.; 3 – днище долины р. Мзымта; 4 – искусственные сооружения; 5 – динамика русла р. Мзымта (а – 2006 г.; б – 2015 г.; в – предполагаемое до 2025 г.); 6 – направление смещения русла; 7 – участки антропогенного сужения днища долины; 8 – участки смены стелы прогиба меандра; 9 – предполагаемые зоны воздействия русловых процессов на технические объекты

Изменение ширины затопляемого днища долины относится не только к восточному мостовому переходу. На всем протяжении от этого перехода до устья р. Кепши днище долины сужено насыпями автомобильных дорог, примыкающими к правому борту. Первоначальная ширина поймы, составлявшая около 220-240 м, сокращена вначале на 40-50 м (2006 г.), а затем еще на 40 м. Таким образом, около трети ширины днища на участке протяженностью до 1 км занято искусственными сооружениями. Неизбежно локальное увеличение мощности потока в паводки, увеличение скоростей и, соответственно, размывающей способности. При этом сохраняется возможность меандрирования в пределах ширины сокращенного днища и изменения локальных участков размыва из-за смещения меандров. Представляется вполне вероятным сценарий смещения со временем основной русловой струи в район расположения опоры вантового моста (рис., фрагмент 6, D), расположенного напротив и несколько южнее устья р. Кепши. В подобной ситуации отсутствие комплексного анализа и своевременного реагирования приводит к катастрофическим последствиям [14]. Своевременный анализ ситуации на основе дистанционной информации высокого разрешения позволяет осуществлять анализ динамики природно-техногенных процессов с необходимой пространственной детальностью и временной точностью для разработки технических мероприятий по повышению устойчивости технических объектов в условиях природных опасностей вплоть до отдельных сооружений.

## ВЫВОДЫ

Интеграция средств ГИС и данных ДЗЗ в цифровой среде, в особенности при необходимости оперативного реагирования, позволяет достичь результатов, не достижимых традиционными средствами. Эффективность решения задач обеспечения экологической безопасности зависит от наличия и качественных пространственных данных, оперативности их сбора, навыков их обработки средствами ГИС, их доступности и открытости, в том числе в сетевой среде [8].

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РФФИ (проект 16-05-00200 А).*

## ЛИТЕРАТУРА

1. *Asmus V.V., Grigorieva O.N., Krovotyntsev V.A., Shvarev S.V.* The «Landscape-cartography base» fragment for space monitoring of Oulu-Archangelsk-Komi perspective transportal direction // Proceeding of 27th International Symposium on Remote Sensing of Environment, 8-12 June 1998, Scandic Hotel, Tromso, Norway. P. 488-491.
2. *Атлас природных и техногенных опасностей и рисков чрезвычайных ситуаций в Российской Федерации*. М.: ДИК, 2010.
3. *Безопасность России. Правовые, социально-экономические и научно-технические аспекты. Региональные проблемы безопасности с учетом риска возникновения природных и техногенных катастроф*. М.: МГФ «Знание», 1999. 672 с.
4. *Беляев А.В., Галкина Г.С., Глазовский Н.Ф. и др.* 2004. Перспективы создания ландшафтно-картографической основы (ЛКО) системы космического мониторинга северных регионов (СКМ «Север»): основные положения создания, рабочий образец и проект карты-схемы методических объектов ЛКО // Александр фон Гумбольдт и проблемы устойчивого развития Урало-Сибирского региона. Материалы российско-германской конференции. Тюмень. С. 12-13.
5. *Котляков В.М., Десинов Л.В., Долгов С.В. и др.* 2012. Наводнение 6-7 июля 2012 года в городе Крымске // Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2012, № 6. С. 80-88.
6. *Кошкарёв А.В., Маркелов А.В., Маркелов Д.А., Некрасова Л.А., Самсонова С.Ю.* 2011. Методика создания эколого-геоморфологической модели Москвы // Геоморфология. № 2. С. 55-65.
7. *Кошкарёв А.В., Маркелов А.В., Минеева Н.Я.* 1996. Геоинформационные системы и региональные аспекты чрезвычайных ситуаций: анализ международного опыта и технологические решения для радиоэкологических приложений // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. Вып. 12. М.: ВИНТИ, С. 3-23.
8. *Кошкарёв А.В., Медведев А.А., Сагателян А.К., Асмарян Ш.Г., Мурадян В.С.* 2014. Геоэкологическое картографирование в сетевой среде // Геодезия и картография, № 7. С. 14-19.
9. *Кошкарёв А.В., Мерзлякова И.А., Чеснокова И.В.* 2002. Географические информационные системы в эколого-геоморфологических приложениях // Геоморфология № 2. С.68-79.
10. *Лихачева Э.А., Кошкарёв А.В., Медведев А.А.* 2013. Геоинформационное картографирование для эколого-геоморфологических приложений / Проблемы окружающей среды и выделение групп риска среди населения: Сборник статей. / Отв. ред. А.К. Сагателян. Ер.: Гигутюн. С. 108-117.
11. *Овсяченко А.Н., Хилько А.В., Шварев С.В., Костенко К.А., Мараханов А.В., Рогожин Е.А., Новиков С.С., Ларьков А.С.* 2013. Комплексные геолого-геофизические исследования активных разломов в Сочи-Краснополянском районе // Физика Земли, № 6. С. 116-138.
12. *Суворов В.Б., Шварев С.В.* 2002. Комплексный геосистемный принцип и специальное применение космического мониторинга для геотехнических и природоохранных целей // Экология северных территорий России. Проблемы, прогноз ситуации, пути развития, решения. Материалы международной

конференции. Архангельск, Институт экологических проблем Севера УрО РАН, С. 800-803.

13. *Шварев С.В.* 2016. Мониторинг природно-техногенных объектов транспортной инфраструктуры Олимпиады-2014 на основе детальных данных дистанционного зондирования // Геоморфологи: Современные методы и технологии цифрового моделирования рельефа в науках о Земле. Вып.6. М.: Медиа-ПРЕСС. С. 65-75.
14. *Шварев С.В.* 2013. Природно-техническая система мостового перехода (структура, динамика, кризис) // Антропогенная геоморфология / Отв. ред. Э.А. Лихачева, В.П. Палиенко, И.И. Спасская. – М.: Медиа-ПРЕСС. С. 290-303.

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДА ФУНКЦИОНАЛЬНОГО ОЗЕЛЕНЕНИЯ ДЛЯ СНИЖЕНИЯ УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ В ГОРОДЕ ЕРЕВАНЕ**

*Нерсисян Г.С., Оганесян А.А.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

Целью данного исследования было использование метода функционального озеленения для снижения уровня загрязнения тяжелыми металлами в городе Ереване. Изучено состояние и экологическая устойчивость растений с учетом степени и характера загрязнения среды металлами. На основе полученной базы данных выделены экологически устойчивые виды деревьев с высокими фильтрующими способностями для озеленения городской территории с высоким уровнем загрязнения тяжелыми металлами.

*Nersisyan G.S., Hovhannisyan H.A. Using a method of functional greening to reduce heavy metal pollution level in city of Yerevan.* The goal of this research was using a functional greening method in order to reduce heavy metal pollution level of Yerevan environment. The research included assessment of condition and ecological tolerance of plants in view of level and character of environmental pollution with heavy metals. The produced database supported selection of ecologically tolerant tree species with good filtration properties for greening urban sites with high levels of heavy metal pollution.

### **ВВЕДЕНИЕ**

В современных условиях резко возрастающей антропогенной нагрузки на окружающую среду особое социальное, экологическое и экономическое значение приобретает проблема озеленения городов. Зеленые насаждения выполняют природоохранную, рекреационную, эстетическую и чрезвычайно важную санитарно-гигиеническую функции, уменьшают содержание вредных газов и пыли в окружающей среде. Городское озеленение с применением

экологически устойчивых видов с высоким фитофильтрующим потенциалом является наиболее эффективным и экономичным методом снижения загрязнения среды [5, 8, 12].

В городах Армении, особенно в столице г. Ереване, в последние годы резко уменьшились площади зеленых зон и сократился ассортимент растений в насаждениях. Это обусловлено нетрадиционными рубками деревьев и кустарников, высоким уровнем загрязнения среды различными токсикантами, низкой плодородностью почв, а также увеличением площадей, покрытых асфальтом, бетоном, строительным и бытовым мусором. Городская среда загрязнена различными токсикантами, особенно тяжелыми металлами [3; 6; 10]. В сложившейся ситуации необходимы разработать для городских насаждений ассортимент экологически устойчивых видов деревьев и кустарников с высоким фитофильтрующим потенциалом с учетом как их декоративности и долговечности, так и природно-климатических условий, и специфики местности, характера и степени загрязнения среды [1, 7, 9].

Целью данного исследования было использование метода функционального озеленения для снижения уровня загрязнения тяжелыми металлами в городе Ереване. Для достижения цели было необходимо выявить виды древесных растений с высокими индикационными и фитомелиоративными способностями для использования их в контроле и очистке воздуха г. Еревана. Изучены ассортимент, состояние и экологическая устойчивость растений в парках и уличных насаждениях города с учетом степени и характера загрязнения среды металлами, определено содержание элементов в листьях и изучена толерантность различных видов деревьев к загрязнению металлами.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Изучен видовой состав и состояние основных видов деревьев в 10 парках и насаждениях на 20 улицах г. Еревана. Состояние растений и зеленых насаждений в целом определяли по принятому методу [2].

В середине вегетации (июль-август) в 35 точках был проведен пробоотбор листьев наиболее распространенных в городе видов растений: Робиния лжеакация (*Robinia pseudoacacia* L.), Ясень обыкновенный (*Fraxinus excelsior* L.), Тополь белый (*Populus alba* L.), Шелковица белая (*Morus alba* L.) и Виноград культурный (*Vitis vinifera* L.), по принятой методике [4]. В растительных пробах после предварительной обработки (промывание, измельчение и сушка при комнатной температуре) были определены концентрации тяжелых металлов (Cu, Pb, Mn, Mo, Ni, Zn) атомно-абсорбционным (AAnalyst 800, Perkin Elmer, USA) методом. Оценка содержания тяжелых металлов в растениях проведена на основе сравнительного анализа между фактическими и фоновыми концентрациями, значения последних взяты из предыдущих исследований [7].

### РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные результаты показали, что ассортимент деревьев изученных

парков и уличных насаждений г. Еревана включает в себя соответственно около 50 и 30 видов. В парках преобладающими видами являются Клён ясенелистный (*Acer Negundo* L.) (19% от общего количества деревьев), Вяз мелколистный (*Ulmus pumila* L.) (13%), Робиния лжеакация (*Robinia pseudoacacia* L.) (10%), Ясень обыкновенный (*Fraxinus excelsior* L.) (9%) и Платан восточный (*Platanus orientalis* L.) (8%) (рис. 1).

Ассортимент уличных посадок не очень разнообразен: наиболее распространенными видами являются Ясень обыкновенный (*Fraxinus excelsior* L.) (22.8%), Вяз мелколистный (*Ulmus pumila* L.) (16.3%), Дуб летний (*Quercus robur* L.) (14.3%), Платан клёнолистный (*Platanus acerifolia* Willd.) и Платан восточный (*Platanus orientalis* L.) (9%) (рис. 2).

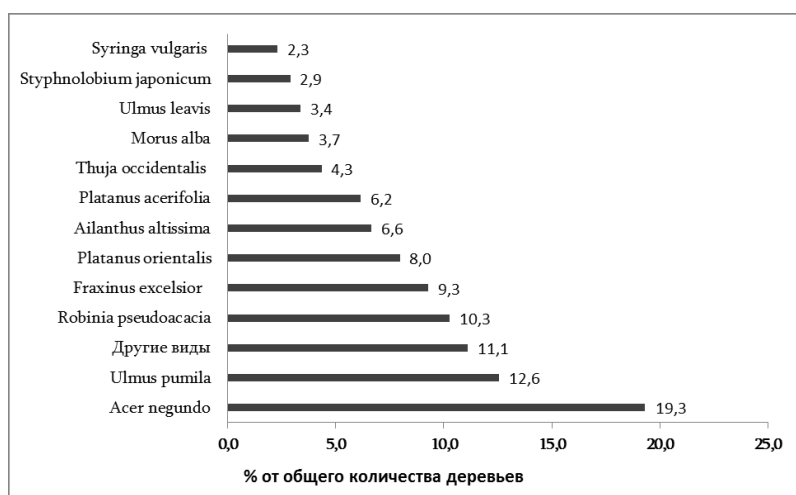


Рис. 1 Основной ассортимент видов деревьев в парках г. Еревана

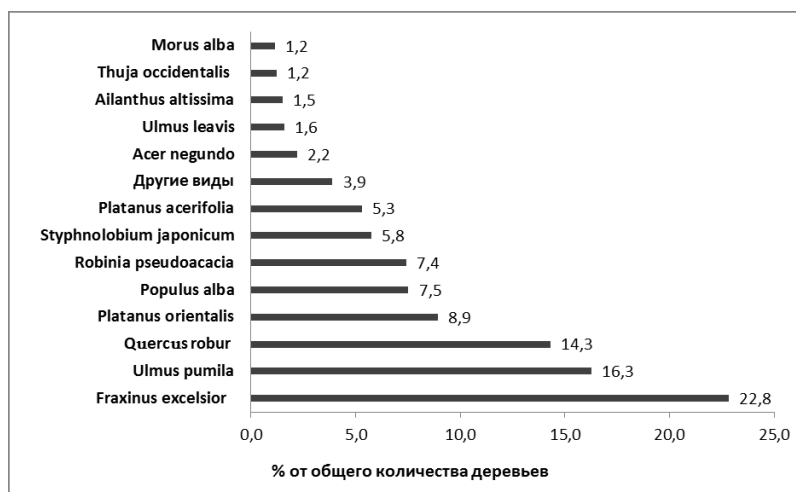


Рис. 2 Основной ассортимент видов деревьев улиц г.Еревана

Экологическая оценка растений показала, что состояние изученных парков г. Еревана оценивается как неудовлетворительное, поскольку за исследуемый период доля сильно ослабленных и усыхающих образцов составила 41% от общего количества растений. В частности, в южном районе города, в котором находится большинство промышленных предприятий обнаружено множество деревьев с видимыми морфологическими повреждениями. Среди исследованных деревьев парков в наилучшем состоянии оказались Ясень обыкновенный и пенсильванский (*Fr. excelsior* L., *Fr. pennsylvanica* Marshall.), Робиния лжеакация (*Robinia pseudoacacia* L.), Клён ясенелистный (*Acer Negundo* L.), Айлант высочайший (*Alianthus altissima* (Mill.) Swingle), а среди уличных посадок – Клён ясенелистный (*Acer Negundo* L.), Айлант высочайший (*Alianthus altissima* (Mill.) Swingle), Ясень обыкновенный и пенсильванский (*Fr. excelsior* L., *Fr. pennsylvanica* Marshall.), Тополь белый (*Populus alba* L.), Шелковица белая (*Morus alba* L.).

В листьях пяти наиболее распространенных видах деревьев: Робиния лжеакация, Ясень обыкновенный, Тополь белый, Шелковица белая и Виноград культурный, было определено содержание ряда тяжелых металлов (Cu, Mn, Pb, Ni, Mo и Zn), занимающих доминирующее место среди загрязнителей города Еревана [9, 10].

Исследования показали, что средние концентрации элементов в основном не превышали фоновые значения, за исключением Pb, Ni и Mo, которые накапливались в листьях древесных растений по всей территории Еревана, особенно в ее южных, юго-западных и центральных районах. Фоновые содержания этих металлов в листьях были довольно высоки, а среднее содержание Pb, Ni и Mo превысили фон на 1.4-2.2; 3.5-5.3; и 3.4-4.7 раза соответственно (рис. 3).

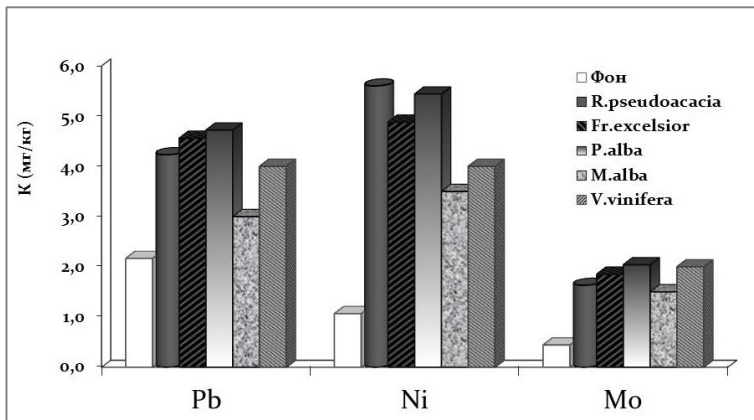


Рис. 3 Средние концентрации Pb, Ni и Mo в листьях деревьев в г. Ереване

Полученные данные показали, что все 5 изученных видов деревьев поглощают металлы из атмосферы, однако только 3 из них - Робиния

лжеакация, Тополь белый и Ясень обыкновенный, обладают высокой металлопоглощительной потенциалом и устойчивостью к тяжелым металлам. Исследования по этим трем видам показали, что в течение исследуемого периода содержания свинца, никеля и молибдена превышали фоновые значения в 1.6-2.3, 4.5-5.2 и 2.6-6.3 раза соответственно, в то время как средние концентрации Mn, Zn и Cu изменялась в пределах соответствующих фоновых значений (табл. 1).

Изучение особенностей поглощения и аккумуляции тяжелых металлов растениями показало, что в листьях Робинии лжеакация накапливаются преимущественно Mo, Pb и Ni, в Тополе белом – Mo, Mn, Ni и Zn, тогда как в листьях Ясеня обыкновенного – почти весь ряд изученных элементов.

Как показали фенологические наблюдения, проведенные в зонах высокого загрязнения тяжелыми металлами Ясень обыкновенный и Робиния лжеакация являются весьма устойчивыми видами к загрязнению тяжелыми металлами, а сильно ослабленные и усыхающие образцы Тополя белого встречались только среди старых деревьев.

**Таблица 1** Средние концентрации тяжелых металлов в листьях изучаемых деревьев (мг/кг).

| Элемент | Вид деревьев                   |         |                              |         |                        |         |
|---------|--------------------------------|---------|------------------------------|---------|------------------------|---------|
|         | <i>Robinia pseudoacacia L.</i> |         | <i>Fraxinus excelsior L.</i> |         | <i>Populus alba L.</i> |         |
|         | Фон                            | Среднее | Фон                          | Среднее | Фон                    | Среднее |
| Cu      | 10.71                          | 20.30   | 15.84                        | 22.41   | 12.06                  | 22.46   |
| Mn      | 75.47                          | 72.70   | 75.12                        | 74.55   | 81.25                  | 83.82   |
| Zn      | 23.8                           | 29.09   | 23.76                        | 31.38   | 26.8                   | 26.8    |
| Pb      | 2.0                            | 4.64    | 2.5                          | 3.94    | 2.0                    | 4.61    |
| Ni      | 1.07                           | 4.92    | 1.06                         | 4.78    | 1.07                   | 5.54    |
| Mo      | 0.62                           | 1.59    | 0.3                          | 1.88    | 0.41                   | 1.92    |

Деревья с видимыми морфологическими повреждениями были обнаружены только в радиусе 1 км от непосредственных источников загрязнения: в окрестностях НПО “Наирит”, предприятия “Чистое железо” и городской свалки. Таким образом, все 3 вида обладают высоким фитофильтрующим потенциалом и экологической устойчивостью к загрязнению среды тяжелыми металлами.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты исследования позволили нам сделать выводы:

- Ассортимент деревьев в парках и на улицах Еревана включает в себя соответственно около 50 и 30 видов. Наиболее распространенными являются Робиния лжеакация, Ясень обыкновенный, Тополь белый, Шелковица белая и Виноград культурный.
- Тяжелые металлы накапливались в листьях древесных растений, особенно Pb, Ni и Mo. Высокие концентрации этих элементов были

обнаружены в растениях на всей территории Еревана, особенно в южных, юго-западных и центральных районах.

- Поглощение и накопление тяжелых металлов в растениях зависит от биологических свойств вида: Робиния лжеакация более активно накапливает Pb, Ni, Mo, Тополь белый – Mo, Zn, Mn, Ni, а Ясень обыкновенный – почти весь спектр элементов.
- Устойчивость к тяжелым металлам и высокий фитофильтрующий потенциал трех видов: Робинии лжеакация, Тополя белого, Ясеня обыкновенного, позволяет широко использовать их в целях функционального озеленения загрязненных металлами участков г. Еревана.

На основе результатов данного исследования выделенные нами экологически устойчивые виды деревьев рекомендованы мэрии г.Еревана для включения в ассортимент зеленых насаждений города с целью снижения уровня загрязнения тяжелыми металлами.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Հովհաննիսյան Հ.Ա., Մուրադյան Ա.Հ., Ներսիսյան Գ.Ս., Ավետիսյան Ս.Հ. 2008. Երևան քաղաքի կանաչ տնկարկների վիճակի գնահատում // Տեղեկատվական տեխնոլոգիաներ և կառավարում, Երևան, N5, էջ 53-60:
2. Алексеев В.А. 1989. Диагностика жизненного состояния деревьев и древостоев - Лесоведение, № 4, с. 51–57.
3. Сагателян А.К. 2004. Особенности распределения тяжелых металлов на территории Армении. - Ереван, Изд. ЦЭНИС НАН РА, 157с.
4. Сает Ю. Е., Ревич Б. А., Смирнова Р. С. и др. 1982. Методические рекомендации по оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. – М.: Изд-во ИМГРЭ, 112 с.
5. Сергейчик С.А. 1997. Растения и экология. - Мн., 220 с.
6. Состояние окружающей среды г. Еревана, 2007 / Под ред. К. Даниелян. Ер.: Лусакн, 108 с.
7. Нерсисян Г.С., Оганесян А.А. 2010. Особенности поглощения и накопления тяжелых металлов древесными растениями в г. Ереване. // Известия аграрной науки, Тбилиси, Грузия, т. 8, № 3, с.140-142, [www.agrscience.ge](http://www.agrscience.ge).
8. Colls J. 2002. Air Pollution - New York: Spon Press.
9. Hovhannisyan H.A., Nersisyan G.S., Khachatryan L.R. 2015. Greening as one of efficient urban environment pollution management methods for city of Yerevan, Armenia. / Book of processing of Biotechniques Ghent Congress 2015: the 6<sup>th</sup> international conference on Biotechniques for air pollution control, Ghent, Belgium, 2-4 September 2015, p. 377-384.
10. Nersisyan G.S., Hovhannisyan H.A. 2014. The impact of man-made pollution upon arboreous plants of Yerevan. // Electronic Journal of Natural Sciences of NAS RA, USA, Ecology, N1 (22), p. 33-38.

11. *Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O.* 2012. Geochemistry of atmospheric dust on the territory of the city of Yerevan. // Chemistry Journal of Moldova, General, Industrial and Ecological Chemistry, vol. 7, No.1, p. 74- 77.
12. *Shashurin M.M., Zhuravskaya A.N.* 2007. Analysis of adaptive capacities of plants in the zone of technogenic impact. // Russian Journal of Ecology, V.38, No 2: 85–89.

## **ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ АНАЛИЗ РАЦИОНАЛЬНОСТИ ТЕРРИТОРИАЛЬНОЙ ОРГАНИЗАЦИИ ГОРОДА ЕРЕВАНА С ПРИМЕНЕНИЕМ ДИСТАНЦИОННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ**

*Овсепян А.А.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

Увеличение плотности застройки городских территорий неотъемлемая часть процесса урбанизации, что ведет к увеличению функциональной нагрузки на город. Современные технологии дистанционного зондирования дают возможность получить точную и периодически обновляемую информацию о структуре землепользования и ее изменениях, что в совокупности с данными об устойчивости рельефа дает возможность оценить рациональность территориальной организации и функциональной нагрузки на городские территории.

*Hovsepian A.A.* **Spatiotemporal analysis of the appropriateness of territorial organization of Yerevan using remote sensing technologies.** Increasing housing density on urban sites is an integral part of the process of urbanization that leads to increasing functional load on a city. Up-to-date remote sensing technologies allow obtaining credible and regularly upgraded information about the structure of land use and changes in it, that in combination with landscape stability data allows to assess rationality of territorial organization and functional load on urban areas.

### **ВВЕДЕНИЕ**

По данным Департамента ООН по экономическим и социальным вопросам за 2014 г., в городах проживает почти 54% мирового населения, и по прогнозам на 2050 г. этот показатель достигнет 66% [6]. То есть урбанизация усиленно продолжается.

В 2015 году уровень урбанизации в Армении достиг 63%, при этом 84% всего городского населения проживает в Ереване [8]. Увеличение числа городских жителей происходит в основном за счет миграции сельского населе-

ния в уже существующие города. “Увеличение” городов в процессе урбанизации происходит за счет “присвоения” городом окрестных территорий и/или за счет увеличения плотности застройки в черте города. Так, территория Москвы увеличилась почти в десять раз за неполные сто лет (1930 г. – 245 км<sup>2</sup>, 2012 – 2550 км<sup>2</sup>) [9]. Для Еревана характерно увеличение плотности застройки, особенно в центральной части города.

Часто застройка происходит без учета географических и геологических особенностей территорий, и такая нерациональность территориальной организации приводит к увеличению антропогенной нагрузки и т.д.

Технологии дистанционного зондирования обладают огромным потенциалом для получения детальной и точной информации о землепользовании. Это очень важно для планирования и управления городскими территориями.

### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Ереван (40°11' с. ш., 44° 31' в. д., площадь более чем 220 км<sup>2</sup>), является административным и экономическим центром Армении. Здесь сконцентрировано примерно 45% экономической активности страны. В связи с этим город испытывает огромную антропогенную нагрузку. Территория города отличается большим разнообразием природных характеристик, таких как гипсометрия, экспозиция склонов и т.д. Разница высот на территории города составляет 500 м [3]. Это ведет к необходимости изучения устойчивости природных условий, в частности рельефа и влияния антропогенной нагрузки на город.

Созданная в 1985 г. (базисный год 1990) трехуровневая система классификации земного покрова и землепользования CORINE LULC дает возможность классифицировать земной покров и землепользование с применением данных дистанционного зондирования. Кроме того, система CORINE LULC дает возможность на основе тех же дистанционных данных обновить данные о землепользовании с определенной периодичностью (для всей территории ЕС в открытом доступе есть данные на 1990, 2000, 2006 и 2012 гг. а также и изменения за периоды 1990-2000, 2000-2006 и 2006-2012 гг.) [7].

Минимальная единица картографирования на третьем уровне классификации CORINE-25 га. Но техническое руководство CORINE предусматривает возможность использования расширенной классификации, вводя новые уровни. Так, для проекта MURBANDY/MOLAND, созданного Объединенным исследовательским центром ЕС, на основе классификации ФАО и Clusters (классификатор Статистической службы ЕС Eurostat) был разработан 4-й уровень классификации, которая используется и в данной работе, где минимальная единица – 4 га [5].

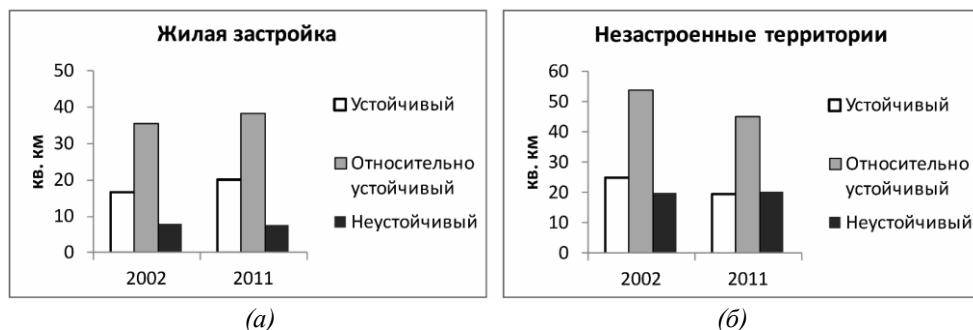
На основе многозональных космических снимков высокого разрешения (QuickBird) и онлайн картографических сервисов (Google Earth, SAS Planet, ArcGIS Basemap 10.1), были получены карты землепользования для всей территории Еревана на 2002 и 2011 гг. [4]. А с использованием космического снимка Ресурс-П была обновлена карта землепользования центральной части города.

Обновление данных о землепользовании выявило основные изменения в структуре землепользования на территории города.

Для оценки рациональности территориальной организации и функциональной нагрузки на территорию города данные о землепользовании были сопоставлены с данными устойчивости рельефа городской территории [1, 2]. Кроме того, чтобы оценить изменения картины землепользования относительно степени устойчивости рельефа были сопоставлены данные изменения землепользования с данными устойчивости городского рельефа.

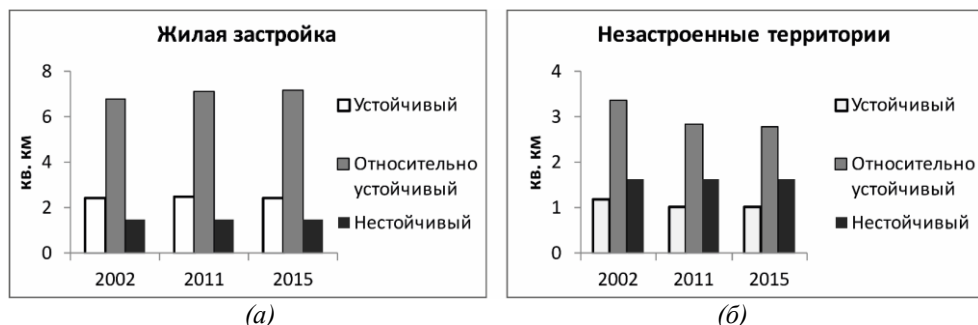
### ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Сопоставление данных 2002 и 2011 гг. показало, что площади жилой застройки увеличились на устойчивых и относительно устойчивых территориях, а на неустойчивых – уменьшились, хотя и незначительно. Так, на устойчивых территориях площадь застройки с 2002 до 2011 увеличилась на 4.5 км<sup>2</sup>, на относительно устойчивых – на 2.6 км<sup>2</sup>, а на неустойчивых территориях уменьшилась на 0.2 км<sup>2</sup>. Незастроенные территории (зеленая зона города, заброшенные земли и т.д.) уменьшились на устойчивых и относительно устойчивых территориях соответственно на 5.12 км<sup>2</sup> и 8.68 км<sup>2</sup>, а на территориях с неустойчивым рельефом они увеличились незначительно – на 0.32 км<sup>2</sup>, и то за счет заброшенных территорий (рис. 1).



**Рис. 1** Изменения площади жилой застройки (а) и незастроенных территорий (б) на территориях г. Еревана с разной степенью устойчивости (2002-2011 гг.).

Было проведено также сравнение данных 2002, 2011 и 2015 гг. для центральной части города. По результатам тут имеется незначительное увеличение площади жилой застройки на устойчивых и относительно устойчивых территориях – 0.08 км<sup>2</sup> и 0.36 км<sup>2</sup> соответственно, а площади незастроенных территорий уменьшились в основном на относительно устойчивых территориях – на 0.56 км<sup>2</sup>. Однако необходимо учитывать, что центральная часть города и так отличается высокой степенью застройки (рис. 2).



**Рис. 2** Изменения площади жилой застройки (а) и незастроенных территорий (б) на территориях г. Еревана с разной степенью устойчивости в центральной части города (2002, 2011 и 2015 гг.).

## ВЫВОДЫ

Данное исследование проведено в первом приближении и оценивает только факт увеличения или уменьшения площади застройки на территориях определенной степени устойчивости рельефа. Более подробная и качественная оценка требует более полной и детальной информации, в том числе и об этажности застройки, плотности и т.д.

Технологии дистанционного зондирования дают возможность проследить за изменениями в структуре землепользования, а возможности ГИС технологий – анализировать эти данные, и сопоставляя их с другими данными, в частности с данными об устойчивости городского рельефа, оценить рациональность территориальной организации. Это открытая система, которая дает возможность добавлять необходимую информацию исходя из цели и задачи исследования.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Асмарян Ш.Г. 2007. Эколого-геоморфологическая оценка территории города Еревана. / Материалы международной молодежной научной конференции “Горные территории-экологические проблемы городов”, Ереван: Изд-во Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА 96-100.
2. Асмарян Ш.Г. 2008 Эколого-геоморфологическая оценка территории города Еревана: автореферат дис. ... кандидата географических наук. Ереван. 19 с.
3. Геворкян Ф.С., Погосян Д.А. 1981. Объяснительная записка к картам рельефа и ландшафтов территории Большого Еревана (масштаб 1:25 000). Ереван: Фонд ИГНАН РА, 1981. 80 с.
4. Тепаносян Г., Мурадян В., Асмарян Ш. 2015. Картографирование землепользования территории г. Еревана на основе классификационной системы CORINE LC/LU с применением ГИС и дистанционных технологий / Материалы 8-й международной молодежной школы-конференции «Меридиан». Пространственно-временная изменчивость в природе и обществе. М.: ИГ РАН. С. 91-94.

5. *Shahumyan H., Twumasi B. O., Convery S., Foley R., Vaughan E., Casey E., Carty J., Walsh C.* 2009. Data Preparation for the MOLAND Model Application for the Greater Dublin Region. UCD Urban Institute Ireland Working Paper Series (0904). 37 p.
6. UN Department of Economic and Social Affairs, World Urbanisation Prospects. United Nations, New York, 2014 28p.
7. <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>
8. <http://www.armstat.am>
9. <https://www.mos.ru>

## **ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ОВОЩЕЙ, ВЫРАЩИВАЕМЫХ В УСЛОВИЯХ ГОРОДА ЕРЕВАНА**

*Оганесян А.А., Нерсисян Г.С., Хачатрян Л.Р., Григорян М.А.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

В статье рассматриваются проблемы экологической безопасности растительной пищевой продукции, культивируемой в городских условиях, с целью предотвращения возможных рисков для здоровья населения. Обсуждаются результаты исследований последних лет (2007-2015) по загрязнению токсикантами овощей, выращиваемых на территории г. Еревана. Исследования показали, что в последние годы приоритетными загрязнителями овощных культур, особенно пряной зелени в южной части города, являлись никель и хлор. Концентрации остальных изученных токсикантов в овощах были намного ниже, чем в предыдущие годы, и не превышали допустимые нормы.

*Hovhannisyan H.A., Nersisyan G.S., Khachatryan L.R., Grigoryan M.A.* **Issues of ecological safety of vegetables grown in city of Yerevan.** The article considers issues of ecological safety of plant-origin products obtained in urban conditions in order to prevent possible risks to public health and discusses recent research data (2007-2015) on pollution with toxicants of vegetables grown in Yerevan area. As indicated by the research, in recent years priority pollutants of vegetable crops emphasizing culinary herbs grown in the south of the city were nickel and chlorine. Concentrations of the rest of studied toxicants in vegetables were much lower than in previous years and did not exceed allowable limits.

### **ВВЕДЕНИЕ**

Вопросы экологической безопасности пищевой продукции привлекают внимание все большего числа исследователей в связи с непрерывно нарастаю-

щим загрязнением окружающей среды различными контаминантами, опасностью их проникновения в организм человека и возможным риском для здоровья населения. Оценка рисков пищевого происхождения должна основываться на научной базе данных, включающей в себя результаты исследований не только потенциально вредных последствий различных веществ для здоровья, но и мониторинга накопления и распределения токсикантов в компонентах окружающей среды: почве, воде, атмосфере, растениях.

Загрязнение токсикантами растительной пищевой продукции, выращиваемой на территории городов, является одной из важнейших проблем экологической безопасности, поскольку, несмотря на высокую степень техногенной нагрузки, жители городов во многих странах культивируют загрязненные почвы. Для предотвращения риска здоровью населения необходим строжайший контроль над сельскохозяйственной продукцией, выращиваемой в условиях города.

В Армении приоритетными загрязнителями окружающей среды являются тяжелые металлы, способные длительное время аккумулироваться и депонироваться в природных ландшафтах. Особенности горного рельефа и климата республики способствуют накоплению высоких концентраций металлов в различных компонентах окружающей среды городов Армении: почве, воде, растениях, а также в некоторых видах агрокультур [5,7]. При попадании в организм тяжелые металлы могут вызывать различные заболевания. Постоянное и долговременное употребление загрязненной металлами растительной пищи может привести к накоплению их в почках и печени, к изменениям в биохимических процессах организма, что способствует возникновению сердечно-сосудистых и нервных заболеваний, а также болезней почек и костей. Особую опасность представляют такие элементы как Hg, Cd, As, Pb, Ni обладающие канцерогенным, терратогенным и мутагенным воздействием на организм [1, 3, 15, 17].

Ереван, столица Армении, является промышленным и научным центром, где сосредоточена большая часть промышленных предприятий и населения республики. Город отличается высоким уровнем транспортной и пылевой нагрузки, приоритетными токсикантами загрязнения среды являются тяжелые металлы, а в растениях и почве некоторых районов обнаружены также и соединения хлора [7,12,16]. В связи с социально-экономическим кризисом с 1990-ых годов население республики стало культивировать городские ландшафты, что привело к возникновению в городах, в частности в г. Ереване, множества огородов, большинство которых расположены около автомагистралей и в экологически неблагополучных районах. На этих участках выращиваются в основном овощи и фрукты, которые употребляет в пищу примерно треть населения [4,5].

Основной целью этого исследования была оценка экологической безопасности овощей, культивируемых на территории города, для предотвращения возможных рисков, угрожающих здоровью населения.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Анализ результатов мониторинговых исследований прошлых лет (1996-2006 гг.) по загрязнению тяжелыми металлами 10 видов овощных культур из 50 частных участков в разных районах города Еревана выявил приоритетные токсиканты, наиболее загрязненные ими участки города и виды растений с высокой аккумулярующей способностью (базилик – *Ocimum basilikum* L., петрушка – *Petroselinum crispum* L., перец – *Capsicum annum* L., томат – *Lycopersicum esculentum* L. и фасоль – *Phaseolum vulgaris* L.) [4, 5, 13]. Исходя из результатов этих исследований в сентябре 2007, 2013 и 2015 годов был проведен пробоотбор томатов, перца, петрушки и базилика из 7 наиболее проблематичных участков города по общепринятым методикам [8].

Из предварительно обработанного (размельчение, смешивание миксером) свежего растительного материала каждого вида отобрано по несколько проб, в которых определены содержания 5 металлов (Ni, Hg, Cd, Pb, Mo) атомно-абсорбционным методом (AAnalyst 800, Perkin Elmer, USA), используя принятые стандарты (ISO-8288, ISO-5666, ISO-11696). Содержание хлора определяли в предварительно размельченном растительном материале методом титрования с  $\text{AgNO}_3$  [6].

Полученные данные сравнивали с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) элементов в овощах и фруктах, утвержденными в Армении [18], России [9] и странах ЕС [10,11].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

### *Тяжелые металлы в овощах*

Мониторинговые исследования за 1996-2006 гг. в г. Ереване выявили накопление в овощах некоторых элементов (Pb, Ni, Cu) в концентрациях, превышающих во много раз предельно допустимые уровни. Так, содержание свинца было наиболее высоким в базилике и превышало ПДК (0.5 мг/кг) более чем в 10 раз, в перце – в 3 раза, а томате – 4.4 раза. Высокие концентрации никеля также были обнаружены во всех исследуемых видах овощей, особенно в пряной зелени (базилик и петрушка), перце и фасоли [4,5,13,14].

Как уже было отмечено, в 2007-2015 гг. нами были исследованы томат, перец и пряная зелень, выращиваемые на выявленных ранее наиболее загрязненных участках города.

Анализ результатов исследования 2007 г. показал, что в растительной продукции больше всего накапливались никель и свинец. Средние концентрации этих элементов превышали ПДК в овощах: Ni - в 4.6-12.0 и Pb - в 2.6-10.6 раз. Ртуть и кадмий в овощах не были обнаружены. Больше всего все исследуемые металлы аккумуляровались в базилике.

В 2013 году приоритетным загрязнителем овощных культур, в частности петрушки и базилика, был также никель. В базилике его максимальное содержание в 6.3, а в петрушке – в 2.5 раз превышало ПДК. Концентрации свинца в этот период во всех видах овощей также не превышали допустимый

уровень элемента, только в пробах базилика, собранных в южной части города, обнаружены почти в 2 раза превышающие ПДК концентрации этого токсичного элемента. В томате и перце концентрации всех исследуемых тяжелых металлов были в пределах нормы.

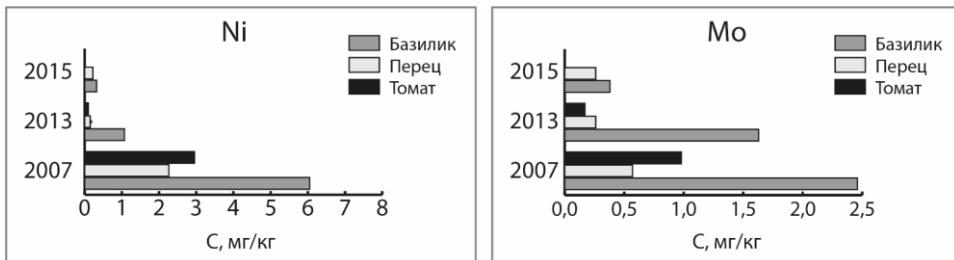
В 2015 году в овощах не обнаружено высоких содержаний элементов, за исключением никеля, концентрации которого в пробах петрушки превышали в 1,3 раза допустимый уровень. В целом, концентрации тяжелых металлов в овощных культурах в 2015 году были намного ниже, чем в предыдущие годы.

Сравнительный анализ результатов мониторинговых исследований показал, что концентрации тяжелых металлов в овощных культурах за последние годы значительно уменьшились.

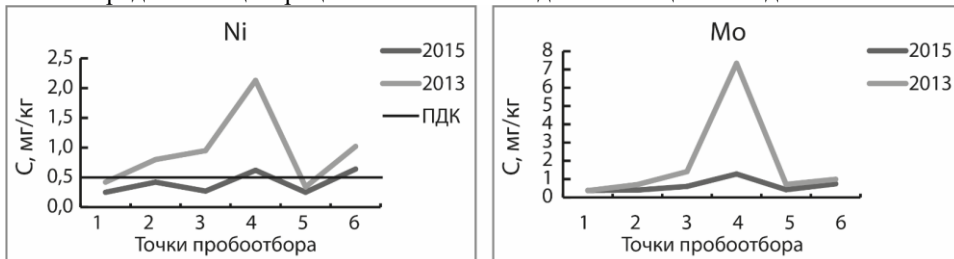
Среднее содержание никеля, например, в томатах, выращенных на исследуемых участках, в 2013 году почти в 30 раз было меньше, чем в 2007. В перце и томате концентрации этого элемента не превышали допустимый уровень, однако в 2013 году в базилике, хотя и уменьшились в 5,5 раз, однако были выше ПДК более чем в 2 раза.

В последние годы в различных компонентах окружающей среды г. Еревана, в том числе и в овощах, обнаруживался молибден, в связи с деятельностью предприятия по переработке сырья. Однако, как показали исследования, концентрации этого элемента в овощах также уменьшились. В 2015 году в базилике значения средних содержаний как никеля в 3,7 раз, так и молибдена в 4,2 раза были ниже, чем в 2013 году (рис.1).

Как в 2013, так и в 2015 годах максимальные концентрации никеля и молибдена были обнаружены в овощных культурах на двух участках, расположенных в южной части города: около улицы Арин-берд (уч. 4) и Ереванского озера (уч. 6) (рис.2).



**Рис. 1** Средние концентрации никеля и молибдена в овощах по годам



**Рис. 2** Концентрации никеля и молибдена в пряной зелени

Результаты исследования показали, что из изученных тяжелых металлов приоритетным загрязнителем овощных культур, особенно пряной зелени в южной части города, в последние годы является в основном никель, что указывает на потенциальный риск для здоровья населения, поскольку выявлено его канцерогенное влияние на организм человека [15, 17].

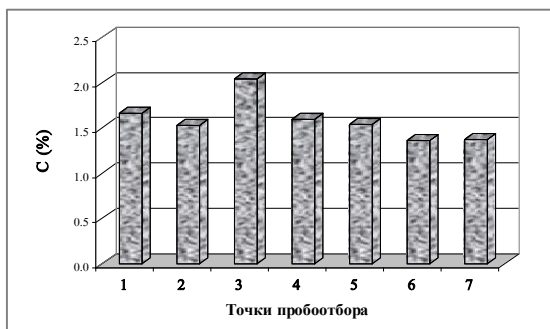
### *Хлор в овощах*

Хлор и его соединения довольно токсичны, однако для агрокультур до сих пор нет определенных санитарно-гигиенических показателей. Содержания хлора в агрокультурах могут быть от 0.02 до 4.6%, а 0.3% считается нормальной концентрацией, превышение которой уже опасно для живых организмов [2].

Наши исследования показали, что в овощах, выращиваемых на территории г. Еревана, содержания хлора превышают нормальные и варьируют в пределах 0.67-3.55%.

Больше всего хлор накапливается в томате и пряной зелени (петрушка, базилик): в 5.06-11.8 и 4.96-8.26 раз выше нормы. Меньше всего он обнаружен в перце: 0.67-0.89%, что однако превышает нормальные содержания в 2.23-2.97 раза.

Исследования выявили, что в основном этот элемент накапливается в овощах, выращиваемых на участках в южной части города, особенно в районе Ереванского озера (точка 3), где среднее содержание хлора составляло 2.04% (рис. 3). В южной части города находятся крупные промышленные предприятия, в том числе НПО “Наирит” и городская свалка (Нубарашен) – основные источники хлорсодержащих выбросов. В целом во всех точках пробоотбора обнаружены высокие средние концентрации (1.38-2.04%) элемента в овощах.



**Рис. 3** Средние концентрации хлора в овощах в разных точках г. Еревана

Результаты наших исследований показали, что хлорсодержащие соединения накапливаются в агрокультурах на территории города и могут представлять опасность для здоровья населения.

Исследование частных огородов на территории г. Еревана в последние годы выявило, что их количество уменьшилось и большинство жителей города предпочи-

тает покупать овощи на рынке. Это связано, в основном, с недостатком воды для орошения и природно-климатическими условиями. Проведенное нами ранее исследование основных рынков города не обнаружило опасных концентраций токсикантов в овощах, привозимых на рынки в основном из сельских районов [14].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты наших исследований позволили сделать следующие выводы:

- концентрации тяжелых металлов в овощных культурах за последние годы значительно уменьшились,
- в последние годы приоритетными загрязнителями овощных культур, особенно пряной зелени в южной части города, являлись никель и хлор,
- концентрации остальных изученных токсикантов в овощах в основном не превышали допустимые нормы.

Таким образом, несмотря на то, что количество частных огородов на территории г.Еревана и объемы получаемой на них овощной продукции уменьшились, потенциальный риск для здоровья населения при употреблении в пищу продуктов растительного происхождения продолжает существовать. Для предотвращения возможных последствий необходимо вести периодический мониторинг загрязнения токсикантами как почв, воздуха и ирригационной воды, так и овощей, и фруктов, выращиваемых на территории города.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Агроэкология. 2000 / Под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. – М.: Колос, 322 с.
2. Грушко Я.М. 1987. Вредные неорганические соединения в промышленных выбросах в атмосферу. – Л.: Химия, 160 с.
3. Медицинская экология, 2003 / Под ред. А. А. Королева. – М.: Академия, 192 с.
4. Нерсисян Г.С., Оганесян А.А. 2009. О загрязнении токсикантами овощных культур в городских условиях // Известия Государственного аграрного университета Армении, №3 (27). 44-49 с.
5. Оганесян А.А., Мурадян А.А. 2002. Экотоксикологическая оценка овощных культур городских агроценозов / Мат. межд. сем. “Экотоксикологическая оценка риска загрязнения окружающей среды Кавказа”. – Ереван: Изд. ЦЭНИС НАН РА, 162-165 с.
6. Починок Х.Н. 1976. Методы биохимического анализа растений. – Киев: Наукова думка, 27-28 с.
7. Сагателян А.К. 2004. Особенности распределения тяжелых металлов на территории Армении. – Ереван: Изд. ЦЭНИ НАН РА, 157с.
8. Саев Ю. Е., Ревич Б. А., Смирнова Р. С. и др. 1982. Методические рекомендации по оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. – М.: Изд-во ИМГРЭ, 112с.
9. СанПиН 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов, 06.11.2001 (в ред. Дополнения N1, утв. Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 20.08.2002 N 27).
10. Commission Regulation EC № 1881/2006 about setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs.

11. *Dueck T.A., Ernst W.H., Faber J. and Pasman F.* 1984. Heavy metal emission and genetic constitution of plant population in the vicinity of two metal emission sources. // *Angew. Bot.*, vol. 58, N1, pp. 47-53.
12. *Nersisyan G.S., Hovhannisyan H.A.* 2010. Application of plants for controlling air pollution with chlorine-containing compounds in Yerevan, Armenia. // In book "Biotechniques for Air Pollution Control", ed. by J. Bartacek, S. Kennes and P. Lens. London: CRC Press, Taylor and Francis Group, pp. 309-316
13. *Hovhannisyan A.A.* 2004. Ecological monitoring of vegetables grown in urban sites // *Electronic Journal Natural Sciences of NAS RA*, 2 (3), pp. 10-13.
14. *Hovhannisyan H.A., Nersisyan G.S., Saghatelyan A.K.*, 2012. Ecological assessment of heavy metal pollution of vegetables in Yerevan (Armenia) / *Proceedings of XVI International Eco-Conference "Safe Food"*, Novi Sad, Serbia, pp. 331-336.
15. *Pilot C.H., Dragan P.Y.* 1996. Chemical carcinogenesis. In: Casarett, Doulls (Eds.), *Toxicology International Edition*, 5<sup>th</sup> ed. New York, McGraw Hill, pp. 201-260.
16. *Saghatelyan A.K., Sahakyan L.V., Belyaeva O.A., Tepanosyan G.H., Maghakyan N.R., Kafyan M.H.* 2013. Dust and stream of heavy metals in the city of Yerevan // *Electronic Journal of Natural Sciences NAS RA*, 1(20), pp. 38-44.
17. <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/146.htm>
18. [www.arlis.am](http://www.arlis.am)

## **СОВРЕМЕННАЯ ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ И ПРОБЛЕМЫ РАЦИОНАЛЬНОГО НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЯ В ЖЕЛЕЗОРУДНОЙ ПРОВИНЦИИ КУРСКОЙ МАГНИТНОЙ АНОМАЛИИ**

*Петин А.Н., Чендев Ю.Г.*

*Россия, Белгородский государственный национальный исследовательский  
университет*

Систематизированы представления о техногенном воздействии на геологическую среду КМА и формировании в процессе взаимодействия человека и геологической среды естественных ландшафтов в природно-технические системы. Показана лидирующая роль техногенеза как фактора в обострении экологической ситуации в горнопромышленных районах железорудной провинции КМА. Разработаны и предложены конкретные мероприятия по рационализации недропользования в рассматриваемом регионе.

*Petin A.N., Chandev Yu.G.* **Modern ecological situation and problems of the rational use of mineral resources in the iron ore province of Kursk magnetic anomaly.** The representations of the technogenic impact on the geological environment

of KMA and the transforming the natural landscapes into naturally - technical systems during the process of interaction between man and geological environment are systematized. The leading role of technogenesis as a factor of the aggravation of ecological situation in mining areas of the iron ore province of KMA is shown. The specific measures for the rationalization of the mining industry in the region are worked out proposed.

## ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время масштабы влияния хозяйственной деятельности человека в горнопромышленных районах Курской Магнитной Аномалии (КМА) значительно превосходят масштабы воздействия природных геологических и геохимических процессов, протекающих на Земле.

Железородная провинция КМА располагается в староосвоенном Централно-Черноземном районе Европейской территории России. Она простирается с юго-востока на северо-запад на 625 км при ширине 150-250 км; площадь ее составляет 125 тыс. км<sup>2</sup>. Однако, основные месторождения железных руд с промышленными запасами приурочены к ее центральной части, а именно к территории Белгородской, Курской, частично Орловской, Брянской и Воронежской областей, где на площади около 70 тыс. км<sup>2</sup> сосредоточены крупнейшие месторождения, участки и аномалии железных руд. По запасам и качеству железных руд бассейну КМА принадлежит ведущее место в мире, а по добыче – первое место в России (рис. 1).

Выгодное географическое положение по отношению к металлургическим заводам Европейской территории России, высокие перспективы на увеличение промышленных запасов богатых железных руд и легкообогащаемых железистых кварцитов позволяют считать этот регион главной железорудной базой России, практическое значение которой в перспективе будет возрастать [9].

Однако, широкомасштабное промышленное освоение железорудного сырья, начавшееся с 60-х годов XX столетия, привело к широкомасштабной трансформации геологической среды и к возникновению сложной экологической обстановки в регионе КМА [1, 3, 4, 5].

Техногенная нагрузка в горнопромышленных районах определяется как степенью прямого, так и косвенного воздействия человека на природную среду и на геологическую среду, в частности.

Продолжающееся ухудшение качества природной среды в горнодобывающих районах КМА вызывает необходимость поиска путей и методов преодоления отрицательных последствий вмешательства человека в функционирование природных систем, включая эколого-геологические системы. Этими обстоятельствами диктуется необходимость ускоренного развития научных направлений, связанных с рационализацией недропользования с целью обеспечения устойчивого развития исследуемого региона.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

156

областей [2, 11]. Для решения поставленных выше задач были использованы различные методы: системного анализа, ландшафтно-геохимический, картографический, ГИС-технологий, ретроспективного анализа, дистанционного зондирования земной поверхности и др.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В результате проведенных исследований установлено, что широкомасштабное освоение железных руд бассейна КМА, начавшееся в начале 60-х годов прошлого века, привело к усилению техногенной нагрузки на геологическую среду в горнодобывающих районах и дестабилизации их экосистем. Для горнопромышленных районов КМА как территориальной совокупности предприятий по добыче и переработке железных руд, а также потребителей минерального сырья – металлургических заводов и сопутствующих им предприятий энергетического комплекса и стройиндустрии, характерно многостороннее и крупномасштабное воздействие инженерно-хозяйственной деятельности и технологических процессов на все сферы окружающей среды: литосферу, атмосферу, гидросферу и биосферу [6, 8].

Основными источниками техногенного воздействия на геологическую среду, и прежде всего недр, являются предприятия и объекты, связанные с добычей и обогащением полезных ископаемых: шахты, рудники, карьеры, отвалы пустых пород, склады полуфабрикатов и готовой продукции, шламо- и хвостохранилища, пруды-отстойники, гидроотвалы; водозаборы подземных вод и дренажные системы горных выработок, водоотливные установки, трубопроводы и каналы сбора рудничных, шахтных и дренажных вод; горнодобывающие механизмы, транспорт, взрывные работы и др.

Горнодобывающая отрасль является важнейшим фактором современного рельефообразования территории КМА. В процессе техногенеза на месте естественных форм рельефа возникли новые, не существовавшие ранее, специфические формы – карьеры, отвалы, подземные пустоты и т.д. Три главных следствия горных работ: перемещение горных масс, изменение местного базиса эрозии и разрушение горных массивов с образованием дисперсных обломочных фракций с большой удельной поверхностью – определяют скорость и направление экзоморфодинамических процессов (эрозия, дефляция, оползни, суффозия, карст, обвалы и сдвиги горных масс, горные удары, прорывы плавучих и др.) [3, 9]. Указанные процессы представляют собой естественную реакцию природной системы на техногенное воздействие и могут негативно влиять на условия проживания и хозяйственную деятельность населения горнопромышленных районов.

Установлено, что в горнопромышленных районах КМА происходит не только загрязнение и истощение подземных вод, но и образование новых гидрогеологических тел, получивших название в гидрогеологической практике «техногенных водоносных горизонтов». Отличаются они от естественных водоносных горизонтов особыми свойствами техногенных водовмещающих пород, особенностями геохимического и гидродинамического режимов.

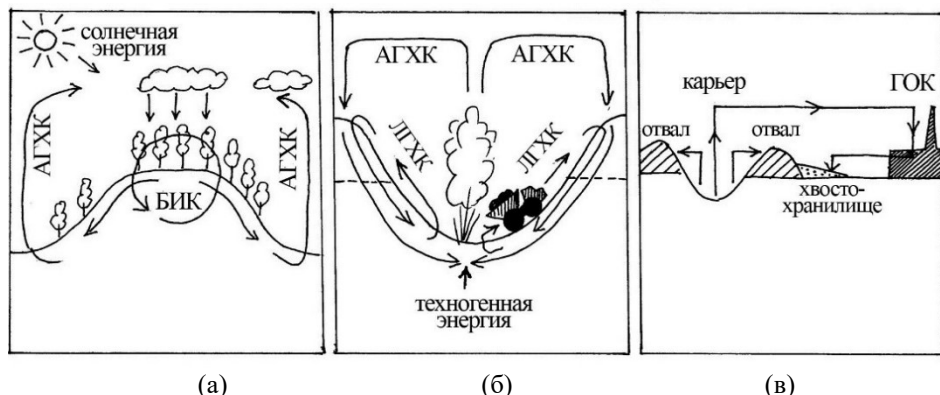
Типизация техногенных водоносных горизонтов в пределах изучаемого региона позволила выделить четыре основных типа техногенных водоносных горизонтов: промышленный, гидротехнический, отвальный и шахтный, а в населенных пунктах, примыкающих к горнопромышленным объектам – коммунальный тип.

Степень экологической опасности предприятий горно-металлургического цикла во многом определяется их геохимическим воздействием на атмосферный воздух. Загрязнение атмосферного воздуха газами и пылевыми выбросами происходит при буровзрывных, погрузочно-разгрузочных работах; при дроблении руды и ее переделе; а также при пылении отвалов, хвостохранилищ, складов готовой продукции и т. д. При этом, наиболее весомый вклад в валовое загрязнение атмосферы горнопромышленного района вносят, периодически осуществляемые массовые взрывы в карьерах с большой мощностью зарядов. Они загрязняют воздух мелкодисперсной пылью, аэрозолями и газами. Средние многолетние газопылевые выбросы Лебединского и Стойленского горнообогатительных комбинатов оцениваются примерно в 30 тыс. т/год. При массовом взрыве основная масса пыли и газов объемом 15-20 млн. м<sup>3</sup> выбрасывается на высоту до 300 м и распространяется далеко за контуры карьеров. За их пределами через 15 часов после взрыва в радиусе до 4 км имеет место превышение ПДК содержания пыли – в 2-10, СО – в 2-5, N<sub>2</sub>O – 1,5-2 раза. Примерный радиус устойчивой зоны запыленности воздуха в контуре 1 ПДК достигает 20-30 км [1].

Впервые выявлено своеобразие формирования карьерно-отвальных ландшафтов как техногенных ландшафтно-геохимических систем. Предложено разделение карьерно-отвальных ландшафтов на четыре категории пространственно-сопряженных техногенных ландшафтно-геохимических систем – от ландшафтно-геохимической арены (карьера с отвалами и хвостохранилищами) до элементарного техногенного геохимического ландшафта [9, 10, 12]. Карьерно-отвальный ландшафт характеризуется сочетанием двух комплексов ландшафтно-геохимических процессов: техногенного, с ведущей ролью антропогенной миграции химических элементов (вывоз веществ из карьера) и природно-техногенного с ведущей ролью естественной миграции элементов, обусловленной гравитационным перераспределением веществ и их биологическим круговоротом. В карьерно-отвальном ландшафте направления техногенной и природной миграции химических элементов противоположны. Их взаимодействие образует три цикла миграции вещества (рис. 2):

- атмогидрохимический (поступление аэрозолей при взрывах в атмосферу – осаждение аэрозолей и водно-растворимых соединений на поверхности отвалов и склонов карьера – миграция с поверхностным и подземным стоком в днище карьера);
- литогидрохимический (вывоз пустой породы с формированием отвалов – водная миграция веществ с поверхности отвалов в днище карьера);

- литохимический (вывоз вскрышной породы из карьера и ее складирование в отвалах, вывоз руды на горнообогатительный комбинат – отделение железа от породы – вывоз пустой породы из горнообогатительного комбината и ее складирование в хвостохранилище).



**Рис. 2** Циклы и направления миграции веществ в природном (а) и карьерно-отвальном (б, в) геохимических ландшафтах.

Обозначения: БИК – биологический круговорот, АГХК – атмогеохимический круговорот, ЛГХК – литогидрохимический круговорот. На схеме в) показан незамкнутый литохимический цикл миграции вещества в карьерно-отвальном ландшафте

Первые два цикла миграции замкнуты и образуют два круговорота – атмогидрохимический и литогидрохимический (рис. 2 б). Третий цикл незамкнут (рис. 2 в); он модифицирует во времени размеры и конфигурацию карьера, а также прилегающих к нему отвалов и хвостохранилищ. Главным источником миграции веществ в карьерно-отвальном геохимическом ландшафте является энергия горнодобывающей техники, транспорта, вывозящего породу и руду, а также энергия искусственных взрывов – т.е. техногенная энергия.

Выполненный ретроспективный анализ разновременных материалов дистанционного зондирования земной поверхности Старооскольско-Губкинского горнопромышленного района показал, что:

- наиболее ярко на МДЗ фиксируются изменения площадей инфраструктуры горнодобывающего комплекса, перемещенных геологических отложений, рельефа и других техногенных объектов;
- на космических снимках отчетливо выявляются изменения гидрологических и гидрогеологических условий регионального и локального уровней, характер и границы этих изменений и их тенденции;
- космические снимки позволяют получить количественную и качественную информацию о развитии экзогенных геологических процессов, как в зоне горного отвода, так и на прилегающих к нему территориях;
- МДЗ позволяют выделить площади загрязнения окружающей природной среды от объектов горнодобывающего комплекса и других техногенных

объектов по пылевому загрязнению снегового покрова, дымовым шлейфам, характеру растительного покрова и т.д.

Оценена роль природных (повышенного геомагнитного поля Земли) и техногенных факторов, определяющих высокий уровень суммарного санитарно-эпидемиологического неблагополучия в горнодобывающих районах КМА и как следствие этого – высокий уровень заболеваемости населения профессиональными и общими болезнями [9].

На основании полученной геолого-экологической информации впервые была составлена «Карта экологического состояния геологической среды Белгородской области» (М: 1 : 500 000) и карта экологических ситуаций Белгородской области (М: 1 : 200 000) с выделением на них ареалов с различной степенью экологической напряженности

### ВЫВОДЫ

Дальнейшее хозяйственное освоение минерально-сырьевых ресурсов рассматриваемого региона необходимо осуществлять с учетом всех экологических проблем и причин их вызывающих. Это невозможно сделать только «устранением экологических угроз», т.е. закрыть, переместить, перепрофилировать многие экологически небезопасные производства. Основой экологической безопасности региона должна выступать такая траектория развития экономики, которая максимально соответствовала бы природно-хозяйственным и экологическим условиям. Для этого требуется создание в регионе эффективного эколого-экономического механизма, отвечающего требованиям оптимального использования природных ресурсов и одновременно – природоохранным требованиям, направленным на снижение или стабилизацию экологических рисков, обусловленных вероятностью появления сверхнормативных воздействий и нагрузок на природные геосистемы.

Важнейшим направлением рационального недропользования в железорудной провинции КМА, обеспечения экологической безопасности в регионе и принятия эффективных управленческих решений является создание системы постоянно действующего комплексного геоэкологического мониторинга природно-технических систем.

Комплексный геоэкологический мониторинг природно-технических систем горнодобывающего комплекса КМА базируется на детальном анализе критериев техногенеза и современных информационных технологий, позволяющих в условиях возрастающих темпов освоения железорудных месторождений рассматриваемого региона минимизировать негативные последствия воздействия на окружающую природную среду.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Косинова И.И. 1998. Теоретические основы крупномасштабных экогеологических исследований. – Воронеж: Изд-во Воронежск. ун-та, 255 с.

2. *Петин А.Н., Спиридонов А.И.* 2001. Опыт геолого-экологического изучения и картографирования территории Белгородской области. // Проблемы региональной экологии, № 5, С. 7-16.
3. *Петин А.Н.* 2004. Геоэкологические последствия освоения железорудных месторождений КМА и проблемы оптимального недропользования в регионе. // Научные труды Федерального научного центра гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана: Региональные гигиенические проблемы и стратегия охраны здоровья населения, Вып. 10, С.149-158.
4. *Петин А.Н., Новых Л.Л., Петина В.И.* 2004. Основы экологии и природопользования: Учебное пособие (с грифом Мин. образования РФ). – М.: Изд-во МГУ, 288 с.
5. *Петин А.Н.* 2006. Минерально-сырьевые ресурсы Курской Магнитной аномалии и экологические проблемы их промышленного освоения. // Вестник РУДН Сер. Инженерные исследования, № 11(12), С. 124- 135.
6. *Петин А.Н.* 2007. Геоэкологическая обстановка и проблемы рационального недропользования в железорудном бассейне КМА. // Горный информационно-аналитический Бюллетень, М.: Изд-во Моск. гос. горн. ун-та, № 6, С. 315-322.
7. *Петин А.Н., Яницкий Е.Б.* 2007. Геоинформационные технологии как инструмент создания и анализа геоэкологических данных горнодобывающих комплексов Курской магнитной аномалии (КМА) // Вестник РУДН, Сер. Инженерные исследования №2., С. 113-118.
8. *Хрисанов В.А., Петин А.Н., Яковчук М.М.* 2000. Геологическое строение и полезные ископаемые Белгородской области: учебное пособие. – Белгород: Изд-во БелГУ, 245 с
9. *Петин А.Н.* 2010. Рациональное недропользование в железорудной провинции Курской магнитной аномалии (проблемы и пути их решения). – Автореф. дис. док. геогр. наук. Астрахань, 47 с.
10. *Петин А.Н., Чендев Ю.Г., Шульц Э.* 2010. Типизация карьерно-отвалных комплексов Курской магнитной аномалии по ландшафтно-геохимической структуре. // Известия РАН Серия географическая, № 4, С. 63-66.
11. *Петин А.Н., Васильев П.В.* 2011. Геоинформатика в рациональном недропользовании: монография. – Белгород, Белгородский гос. нац. исследовательский ун-т., 263 с.
12. *Корнилов А.Г., Петин А.Н., Кичигин Е.В. и др.* 2008. Современные изменения природных комплексов в Старооскольско-Губкинском промышленном районе Белгородской области / Известия РАН, Серия географическая, №2, С. 85-92

## **АНАЛИЗ И ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ СТРУКТУРЫ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ В БЕЛГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ И ПРОБЛЕМА ОХРАНЫ И РАЦИОНАЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ С ПРИМЕНЕНИЕМ ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ**

*Петина М.А., Лебедева М.Г., Коваленко А.Н.*

*Россия, Белгородский государственный национальный исследовательский  
университет, НИУ «БелГУ»*

Подземные воды региона являются единственным источником водоснабжения населения и промышленности. Объективную информацию о экологическом состоянии геологической среды с выделением зон антропогенной нагрузки, допустимых условий эксплуатации подземных вод, о возможном изменении их запасов под влиянием природных и антропогенных факторов можно получить с помощью ГИС-технологий.

*Petina M.A., Lebedeva M.G., Kovalenko A.N. Analysis and accuracy of the modern state structure water use in the belgorod region and the problem protection and rational use of water resources using GIS-technologies.* Groundwater is the only source of the region's water supply and industry. Objective information on the ecological condition of the geological environment with you - division anthropogenic load zones allowed operating conditions of underground water, a possible change in their reserves under the influence of natural and anthropogenic factors can be obtain in using GIS technology.

### **ВВЕДЕНИЕ**

Белгородская область принадлежит к числу регионов России с ограниченными ресурсами местного поверхностного и подземного стока при крайне высоком уровне сельскохозяйственного, промышленного и коммунально-бытового водопотребления. Потенциальная водообеспеченность на одного жителя по суммарным водным ресурсам, особенно в маловодные годы, составляет 1000-1500 м в год, что по международной классификации является очень низкой или критически низкой водообеспеченностью [1].

### **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Для оценки состояния водных ресурсов в целях устойчивого развития страны и отдельных ее регионов необходимо иметь достаточно полные и современные данные о запасах качественной воды, об условиях формирования гидрологического режима водных объектов и их экологическом состоянии, а также о возможном изменении их запасов под влиянием природных и антропогенных факторов. Главным источником информации о состоянии подземных вод являются режимные наблюдения Белгородского

территориального центра государственного мониторинга геологической среды и водных объектов (ТЦ «Белгородгеомониторинг»). [2]

Интенсивное развитие компьютерной техники и информационных технологий в последнее время позволяет получить нужные характеристики о запасах водных ресурсов и экологическом состоянии водных объектов с помощью географических информационных систем (ГИС) для своевременного принятия управленческих решений по рациональному использованию водных ресурсов конкретного региона полнее и быстрее по сравнению с традиционными методами.

Оценка природного потенциала водных ресурсов Белгородской области, факторов формирования их экологического состояния, поиск алгоритмов оптимизации рационального водопользования с применением современных методов ГИС-технологий позволяет в оперативном режиме оценивать гидро-экологическую ситуацию и принимать адекватные природоохранные решения [8-10].

В гидрогеологическом отношении по принятому районированию территория Белгородской области расположена в пределах 2-х артезианских бассейнов: Донецко-Донского и Днепровского. Граница между бассейнами проходит примерно по водоразделу речных бассейнов Дона и Днепра. Основная часть территории области - около 70% относится к Донецко - Донскому артезианскому бассейну. [5]

Для хозяйственно-питьевого водоснабжения области используется в основном два региональных водоносных горизонта: турон-маастрихтский и альб-сеноманский. Турон-маастрихтский водоносный горизонт входит в верхнюю водоносную зону (зону активного водообмена). Альб-сеноманский водоносный горизонт в северо-восточной части Белгородской области входит в верхнюю водоносную зону (зону активного водообмена). На остальной части территории Белгородской области он входит в среднюю водоносную зону (зону затрудненного водообмена). [4]

На юго-востоке Белгородской области водоносный горизонт распространен повсеместно, но водообилен по долинам рек и склонам, где обладает наибольшей мощностью. Горизонт здесь связан с нижележащим альб-сеноманским водоносным горизонтом, умеренно водообилен, удельный дебит скважин в долинах доходит до 1.0-12 л/с и более.

Питание водоносного горизонта осуществляется путем инфильтрации атмосферных осадков, которая происходит в местах, где мергельно-меловые отложения выходят на поверхность или перекрываются четвертичными отложениями относительно небольшой мощности. На участках отсутствия разделяющих водоупорных слоёв питание горизонта осуществляется за счёт перетекания из выше- и нижележащих водоносных горизонтов. Разгрузка водоносного горизонта происходит в пределах речных долин, где наблюдаются многочисленные родники.

Подземные воды турон-маастрихтского водоносного горизонта широко эксплуатируются тысячами буровых на воду скважин на всей территории

Белгородской области, где присутствует данный водоносный горизонт, для водоснабжения крупных городов, промышленных предприятий и сельских населённых пунктов.

В последние годы в результате интенсивного освоения региона происходит усиление антропогенной нагрузки на окружающую природную среду.

Территория области характеризуется значительной техногенной нагрузкой на гидрогеологическую систему, прежде всего на подземные воды, являющиеся единственным источником питьевого водоснабжения населения области.

Основными факторами техногенного воздействия на подземные воды на территории области являются следующие:

- отбор подземных вод и сброс стоков в различного типа гидротехнические объекты;
- формирование в водоносных горизонтах депрессионных воронок и куполов растекания;
- загрязнение подземных и поверхностных вод за счет влияния полей фильтрации, отстойников и полей орошения стоками животноводческих комплексов, хвостохранилищ и других гидродинамически активных объектов загрязнения гидрогеологической системы.

Имеются данные о проявлении обширных загрязнений подземных вод за счет неблагоустроенных селитебных зон сельского типа, не нормативно обустроенных городских селитебных и промышленных зон, полигонов захоронения и свалок бытовых и промышленных отходов, крупных навозохранилищ, нефтебаз и складов горюче – смазочных материалов, складов ядохимикатов и удобрений и других объектов [6, 7, 14].

#### Результаты и обсуждение

Этапы составления картографических материалов для обеспечения мероприятий по устойчивому водоснабжению населения и хозяйства региона целесообразно представлять по следующим направлениям [11]:

1. Оценка ресурсов подземных вод (рис. 1). Определение возможной величины отбора подземных вод в том или ином районе производится на основе региональных работ по оценке прогнозных ресурсов подземных вод (ПРПВ).

2. Гидрохимическая характеристика основных водоносных горизонтов Белгородской области в районах их использования для питьевых и хозяйственно-бытовых целей (рис. 2).

По химическому составу воды меняют свой состав с северо-востока на юго-запад с гидрокарбонатных магниево-кальциевых с минерализацией 0.5-0.8 г/дм<sup>3</sup>, общей жесткостью 6-8 мг-экв/дм<sup>3</sup>, pH 7-8 на сульфатно-гидрокарбонатные магниево-кальциевые с минерализацией 0.4-0.9 г/дм<sup>3</sup>, общей жесткостью 5-9 мг-экв/дм<sup>3</sup>, pH 7-9, а затем на гидрокарбонатно-сульфатные магниево-кальциевые с минерализацией 1.0-1.8 г/дм<sup>3</sup>, общей жесткостью до 13 мг-экв/дм<sup>3</sup> и pH 7-8. Встречаются также локальные участки распространения хлоридно-гидрокарбонатных магниево-кальциевых вод с минерализа-

цией 0.6-0.8 г/дм<sup>3</sup>, общей жесткостью 9-10 мг-экв/дм<sup>3</sup>, pH 7-8 и вод смешанного состава с минерализацией 0.5-1.2 г/дм<sup>3</sup>, общей жесткостью до 22 мг-экв/дм<sup>3</sup>, pH 7-8.

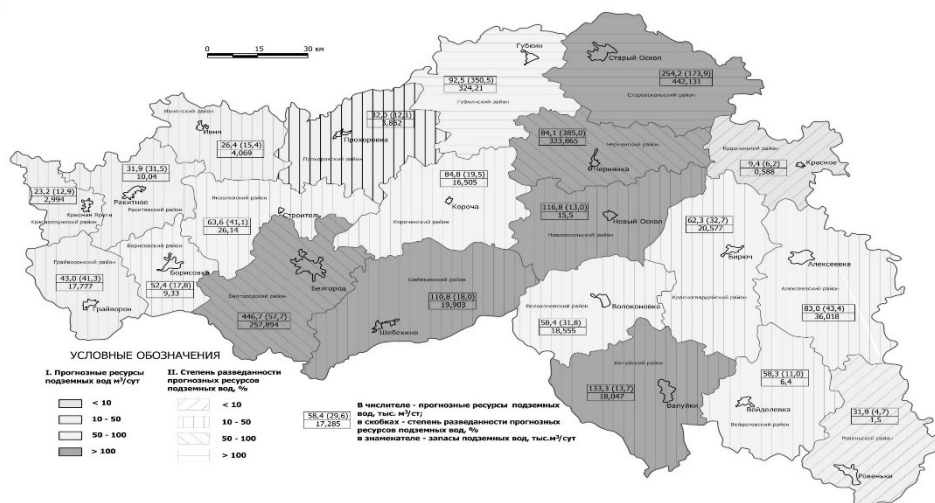


Рис. 1 Прогнозные ресурсы подземных вод и степень их разведанности.

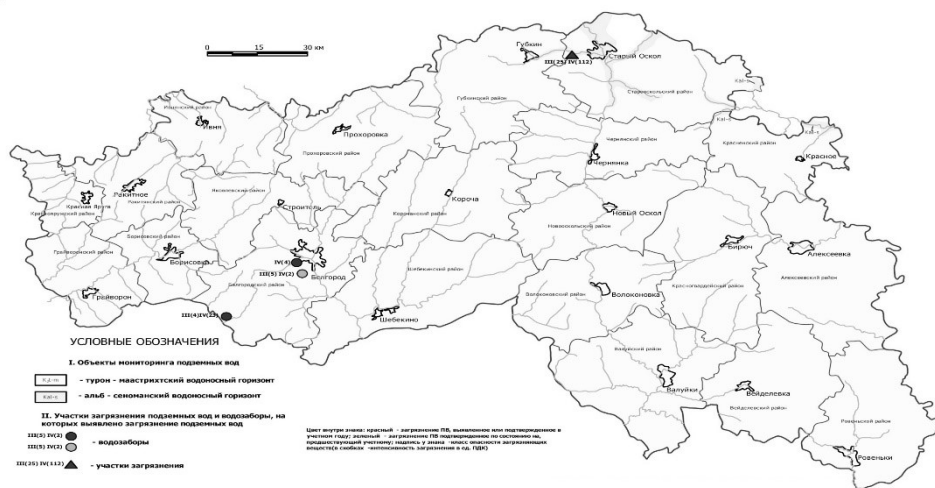


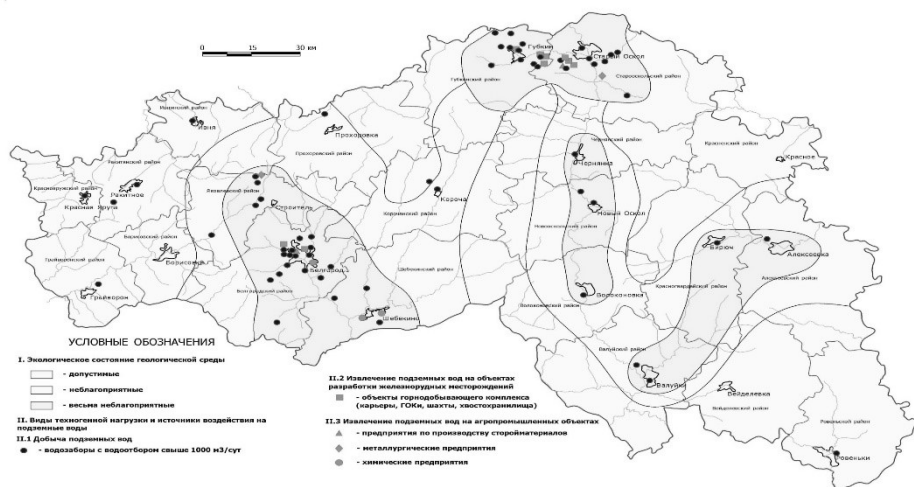
Рис. 2 Участки загрязнения и водозаборы хозяйственно-питьевого назначения, на которых выявлено загрязнение подземных вод по территории Белгородской области.

Наличие сульфатных вод с повышенной минерализацией до 1.8 г/дм<sup>3</sup>, по-видимому, объясняется присутствием в мело-мергельных отложениях включений пирита и марказита, в результате разрушения которых воды обогащаются сульфатами.

В ряде населенных пунктов, особенно в Белгородском районе, в скважинах и колодцах отмечается повышенное содержание гострируемых компонентов, таких, как марганец до  $0.22 \text{ мг/дм}^3$ , железо общее до  $10\text{--}16 \text{ мг/дм}^3$  во многих селах южной части Белгородского района, нитратов до  $325 \text{ мг/дм}^3$  (максимальные концентрации отмечены в селах Шагаровка, Валковский, Репное Белгородского района), что вероятно объясняется геохимическими особенностями водовмещающих пород и бытовым загрязнением водопунктов.

Грунтовые воды почти повсеместно характеризуются повышенной жесткостью, превышающей ПДК в 2.7 раза. На некоторых участках отмечается превышение ПДК по содержанию в воде сухого остатка до  $1284 \text{ мг/л}$ , кремния до  $18.96 \text{ мг/л}$  и нефтепродуктов до  $1.09 \text{ мг/л}$ . Из микрокомпонентов превышение ПДК в воде наблюдалось по содержанию марганца до  $0.37 \text{ мг/л}$ . По остальным компонентам превышение ПДК не зафиксировано. [6, 12]

Оценка влияния различных видов хозяйственной деятельности на качество подземных вод (рис. 3).



**Рис. 3** Техногенная нагрузка на подземные воды территории Белгородской области

Заключительным этапом анализа данной карты является оценка экологического состояния геологической среды с выделением зон допустимой нагрузки, допустимых условий эксплуатации подземных вод, неблагоприятных и весьма неблагоприятных [3, 13].

## ВЫВОДЫ

Анализируя состав подземных вод на территории Белгородской области и их пригодность для питьевых целей, можно отметить следующее:

- подземные воды основных водоносных горизонтов области (сантон-маастрихтского и альб-сеноманского) в большей своей части пригодны для питьевого водоснабжения области;

- основными компонентами, ухудшающими качество воды, являются железо общее и жесткость, содержание которых увеличивается при увеличении интенсивности водоотбора из скважин. В связи с этим, необходимо соблюдать рекомендованный дебит скважин, а также устанавливать на централизованных водозаборах станции обезжелезирования и умягчения воды;
- подземные воды основных водоносных горизонтов области (особенно это относится к сантон-маастрихтскому водоносному горизонту) обеднены полезными микрокомпонентами (в частности, йодом и фтором), в связи с чем необходимо проводить фторирование и йодирование воды;
- загрязнение подземных вод нитратами в районах, где они являются первыми от поверхности и незащищены или слабо защищены от поступления загрязнения с поверхности, является техногенным и связано чаще всего с несоблюдением санитарных требований по эксплуатации водозаборных скважин (отсутствие огороженных зон строгого режима, наличия во втором поясе зон санитарной охраны источников загрязнения почвы и поверхностных вод). В связи с этим необходимо строго соблюдать установленные санитарные правила и нормы эксплуатации водозаборных сооружений.

*Исследование выполнено при поддержке гранта № 16-07-00451 «Разработка интеллектуальной информационной технологии и математической модели определения состояния подземных вод горнодобывающего узла».*

## ЛИТЕРАТУРА

1. Авраменко П.М., Акулов П.Г., Атанов Ю.Г. и др. 2007, Природные ресурсы и окружающая среда Белгородской области / Под ред. С.В. Лукина. Белгород, 556 с.
2. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории Белгородской области за 2014 год Выпуск 20
3. Петин А.Н. 2010. Рациональное недропользование в железорудной провинции Курской магнитной аномалии (проблемы и пути их решения) / Автореф. дис... док. геогр. наук. – Астрахань, 47 с.
4. Петин А.Н. Петриченко В.П. 2011. Водоснабжение, качество хозяйственной воды и охрана подземных вод в Центральном Черноземье / Материалы 11 международного симпозиума “Освоение месторождений минеральных ресурсов и подземное строительство в сложных гидрогеологических условиях. Вопросы осушения, геологии и геоинформатики, горных работ, геомеханики, промышленной гидротехники, и обогащения” Белгород. С. 49-54.
5. Петин А.Н., Крамчанинов Н.Н., Погорельцев И.А. 2011. Анализ состояния подземных вод горнопромышленного района КМА на территории Белгородской области // Научные ведомости БелГУ, Серия Естественные науки, № (104), Вып. 15. С 166-174.

6. *Петин А.Н., Крамчанинов Н.Н.* 2012. Режим подземных вод горнопромышленных районов КМА на территории Белгородской области и их качественный состав // Геология, география и глобальная энергия, 3 (945). С. 233-240.
7. *Петин А.Н., Крамчанинов Н.Н., Погорельцев И.А., Уколов И.М.* 2013. Структура мониторинга подземных вод / Малышевские чтения: материалы Всероссийской научной конференции с международным участием (24 апреля). Том II. Старый Оскол: ИПК «Кириллица», С. 149-158
8. *Петина М.А.* 2012. Анализ и оценка водных ресурсов Белгородской области с использованием ГИС-технологий / Автореф. дис... канд. геогр. наук – Белгород, 23 с.
9. *Петина М.А., Яницкий Е.Б.* 2012. Региональная модель управления водными ресурсами: подходы к построению, выбору средств хранения и обработки данных, практические результаты // Проблемы региональной экологии, №2. С. 42-47.
10. *Петина М.А., Лебедева М.Г.* 2014. Геоинформационное и картографическое обеспечение оценки состояния водных ресурсов староосвоенного региона (на примере Белгородской области) / Материалы Международной конференции: Устойчивое развитие территорий: картографо-геоинформационное обеспечение (23-24 июля 2014 г.). – Белгород: изд-во «КОНСТАНТА», С. 311-315.
11. *Путивцева Н.П., Игрунова С.В., Пусная О.П., Зайцева Н.О., Петина М.А.* 2011. Компьютерная ППР при определении качества воды в реках региона / Компьютерные науки и технологии: сборник трудов Второй международной научно-технической конференции. 3-5 октября. – Белгород: ООО «ГиК», С. 305 – 309.
12. *Furmanova T.N., Petin, A.N., Petina M.A.* 2014. Technique of the complex geological evaluation of state of natural environment under the influence of open mining of the common minerals (cm) / Technische University Bergakademie Freiberg, Germany: Scientific Reports on Resource Issues, Volume 1, p. 355-360
13. *Petina M.A., Lebedeva M.G., Kovalenko A.N.* 2015. Regional pollution of groundwater under the influence of the mining industry (on the example of the Belgorod region / Scientific Reports on Resource Issues Publisher: Technische Universiti Bergakademie Freiberg. Vol.1, Innovations in Mineral Resource Value Chain, P. 343-348
14. *Ukolov I.M., Petin A.N., Kramchaninov N.N., Pogoreltsev I.A.* 2013. Geoecological monitoring of underground waters in the objects of the mining area of Kursk Magnetic Anomaly (KMA) (in the example of JSC «Stoilensky GOK» / Technische Universiti Bergakademie Freiberg, Germany: Scientific Reports on Resource Issues, Volume 1, Part 1, p. 272 - 275.

## СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РИСКА ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ ГОРОДСКИХ И СЕЛЬСКИХ ОБЩИН ЧЕРЕЗ ПОТРЕБЛЕНИЕ ОВОЩЕЙ, ВЫРАЩЕННЫХ В ГОРНОДОБЫВАЮЩИХ ОБЛАСТЯХ

Пипоян Д.А.<sup>1</sup>, Бегларян М.Р.<sup>1</sup>, Галоян Г.М.<sup>1</sup>, Муханова Г.К.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА

<sup>2</sup>Казахский экономический университет им. Т.Рыскулова

Целью данной работы является осуществление сравнительной оценки потенциального неканцерогенного риска для здоровья населения городских и сельских общин, вызванного тяжелыми металлами через потребление овощей. Полученные данные показали, что значения ТНҚ, полученные для сельских общин, превышают значения, полученные для городских общин, а также превышают допустимый предел безопасности, вследствие чего поддержание уровня здоровья местного населения не гарантируется.

*Pipoyan D.A., Beglaryan M.R., Hambardzumyan G.R., Galoyan G.M. A comparative characteristic of health risk to population of urban and rural communities induced by consumption of vegetables growing in mining regions.* This research was designed to implement a comparative assessment of potential non-carcinogenic health risk to population of urban and rural communities induced by heavy metals which enter a human body when consuming vegetables. The research results have indicated that THQ values obtained for rural vs. urban communities are high and exceed maximal safety limit, and consequently ensuring health level in local people cannot be possible.

### ВВЕДЕНИЕ

Горнорудная промышленность – одна из лидирующих отраслей экономики РА, что является причиной для возникновения многочисленных экологических проблем [8].

Экоцентром НАН РА были изучены уровни и особенности загрязнения в промышленных районах Сюникского марза. В итоге было выяснено, что ряд загрязнителей окружающей среды, в частности тяжелые металлы, переходят в пищевую цепь [6, 7].

Овощи считаются одними из основных источников воздействия тяжелых металлов [2], следовательно, с точки зрения обеспечения безопасности населения, интегрированная оценка риска очень важна [1, 4].

Целью данной работы является осуществление сравнительной оценки потенциального неканцерогенного риска для здоровья населения городских и сельских общин, вызванного тяжелыми металлами через потребление овощей, выращенных в Сюникском марзе.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Согласно требованиям WHO и FAO [10], с июля по сентябрь 2013 г. в городских и сельских общинах Сюникского марза был осуществлен отбор проб овощей, широко употребляемых со стороны местного населения. В исследование были включены рынки города Капан и близлежащие сельские общины.

В рамках данного исследования было изучено 9 типов проб свежих овощей (баклажан, перец, фасоль, помидор, огурец, свекла, картофель, морковь, капуста), в которых с помощью атомного абсорбционного спектрометра (*AAS, Perkin Elmer AAnalyst 800, US*) было определено содержание восьми тяжелых металлов (*Cu, Mo, Ni, Cr, Pb, Zn, Hg, Cd*). Статистический анализ полученных данных был осуществлен программами Microsoft Excel и SPSS (*SPSS Ins., версия 11*).

Были рассчитаны значения целевого коэффициента опасности (*Target hazard quotient (THQ)*) для каждого тяжелого металла, содержащегося в овощах. Этот показатель используют для оценки потенциального риска для здоровья, обусловленного длительным воздействием химических загрязнителей [9].

Для выполнения расчета была использована следующая формула:

$$THQ = E_F \times F_D \times DIM / RfD \times W \times T,$$

где  $E_F$  - частота экспозиции (количество дней в году, в которые потребляется данный продукт),  $F_D$  - длительность экспозиции,  $DIM$  - суточное потребление металла (мг/кг/день),  $RfD$  - референтная доза (мг/кг/день),  $W$  - средняя масса тела (кг),  $T$  - средний период неканцерогенной экспозиции (365 дней в году  $\times$  количество лет экспозиции) [3].

Во время выполнения расчетов за значение  $E_F$  было принято 182.5 дня, а за значение  $F_D$  - 59.2 года для мужчин и 67.1 год для женщин.  $F_D$  была рассчитана основываясь на данные о средней продолжительности жизни в Армении [11], не считая первые 8 лет [3].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно международной методологии, если  $THQ < 1$ , то воздействие тяжелых металлов безопасно для населения, а если  $1 < THQ < 5$ , то считается, что воздействие тяжелых металлов на население вызывает беспокойство [5].

Данные целевого коэффициента опасности ( $THQ$ ) тяжелых металлов для городского и сельского населения представлены на рисунках 1-8.

### $THQ_{Cu}$

Результаты исследования (рис. 1) показывают, что значения  $THQ_{Cu}$  проб овощей, отобранных в сельских общинах, в несколько раз превышают значения, полученные для овощей, отобранных в городских общинах.

Наибольшая разница имеется для значений  $THQ_{Cu}$  при употреблении моркови: для проб из сельских общин значение  $THQ_{Cu}$  в 39 раз (у женщин) и в 25 раз (у мужчин) больше значения  $THQ_{Cu}$  в городских общинах. Из других

исследованных проб, средняя разница значений  $THQ_{Cu}$  для перца составляет 16 раз (у мужчин) и 14 раз (у женщин), а для фасоли и помидора - в среднем 10 раз. Разница между значениями  $THQ_{Cu}$  в городских и сельских общинах сравнительно невелика (приблизительно 1.5 - 2.5 раза) для огурца и капусты. Однако следует отметить, что значения  $THQ_{Cu}$  для всех проб исследованных овощей, как в случае городских, так и в случае сельских общин, не превышают допустимый предел безопасности ( $THQ_{Cu} < 1$ ).

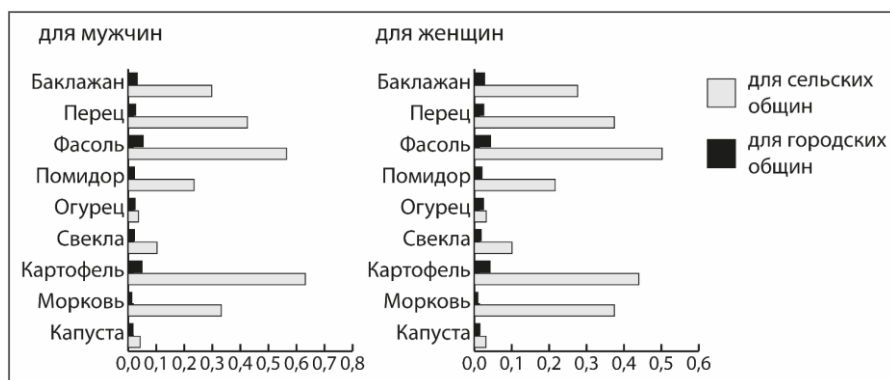


Рис. 1  $THQ_{Cu}$

### $THQ_{Mo}$

Значения  $THQ_{Mo}$  для проб из сельских общин превышают значения  $THQ_{Mo}$  в городских общинах, хотя для фасоли и капусты наблюдается обратная картина (рис. 2). Как и в случае с медью, наибольшая разница между значениями  $THQ_{Mo}$  для проб из сельских и городских общин регистрируется для моркови (у мужчин - в 85 раз, у женщин - в 130 раз), а наименьшая разница - для перца и фасоли. В целом, значения  $THQ_{Mo}$  для проб из городских общин не превышают допустимый предел безопасности, однако для проб моркови и картофеля из сельских общин значения  $THQ_{Mo}$  находятся в опасном интервале ( $1 < THQ_{Mo} < 5$ ).

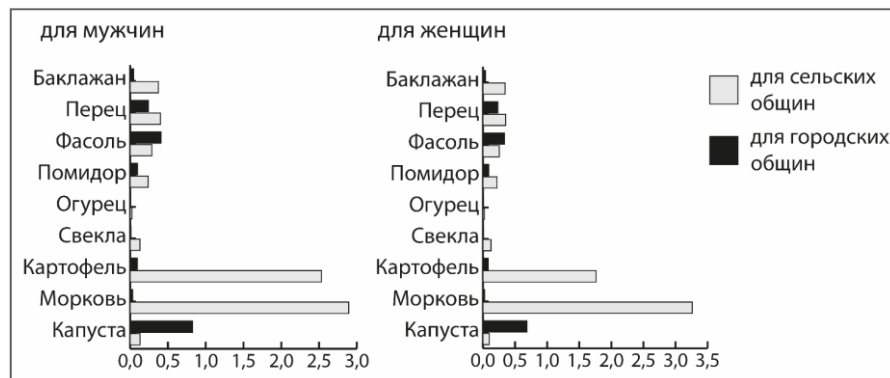
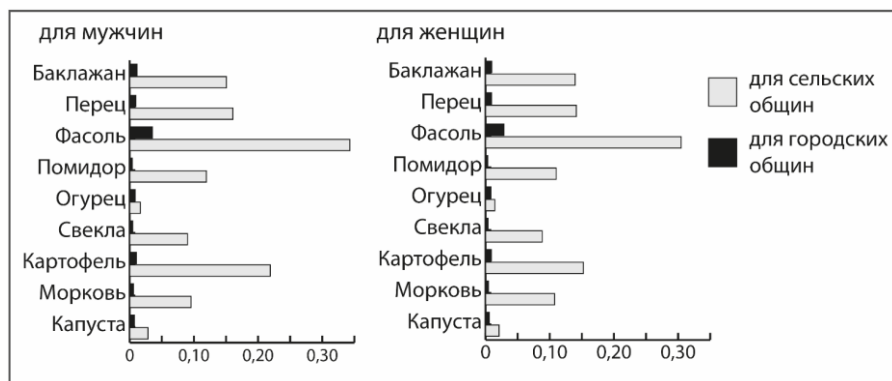


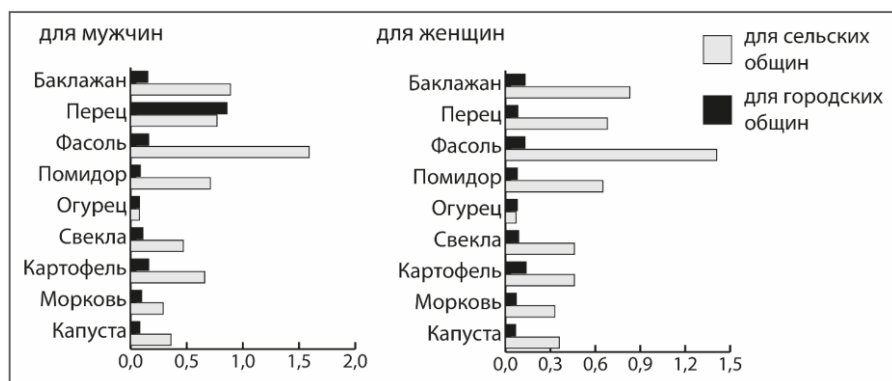
Рис. 2  $THQ_{Mo}$

$THQ_{Ni}$ 

В случае  $Ni$  была зарегистрирована вышеуказанная картина. Наибольшая разница между значениями  $THQ_{Ni}$  для проб из сельских и городских общин регистрируется для помидора (примерно в 30 раз). Также сравнительно большая разница регистрируется для картофеля, фасоли и моркови (примерно в 17-25 раз). Значения  $THQ_{Ni}$  для всех проб исследованных овощей, как в случае городских, так и в случае сельских общин, не превышают предел безопасности (рис. 3).

Рис. 3  $THQ_{Ni}$  $THQ_{Cr}$ 

Значение  $THQ_{Cr}$  для проб из сельских общин превышает значение  $THQ_{Cr}$  в городских общинах, за исключением огурца и перца, в случае которых наблюдается обратная картина. Для всех проб овощей из городских общин значения  $THQ_{Cr}$  не превышают предел безопасности, а в сельских общинах превышение допустимого предела было зарегистрировано только для проб фасоли (рис. 4).

Рис. 4  $THQ_{Cr}$

### $THQ_{Pb}$

В случае Pb значения  $THQ$  для проб из сельских общин ощутимо превышают значения, полученные для проб из городских общин. Разница между значениями  $THQ_{Pb}$  для огурца из сельских и городских общин составляет: у мужчин – 294 раза, у женщин – 257 раз. Значения  $THQ_{Pb}$  для других проб овощей из сельских общин в несколько тысяч раз превышают полученные значения для проб из городских общин (рис. 5).

Превышение допустимого предела было зарегистрировано только для проб фасоли из сельских общин (у мужчин – 1.4, у женщин – 1.2), а для остальных проб овощей, как из сельских, так и из городских общин, значения  $THQ$  не превышают предел безопасности ( $THQ_{Pb} < 1$ ).

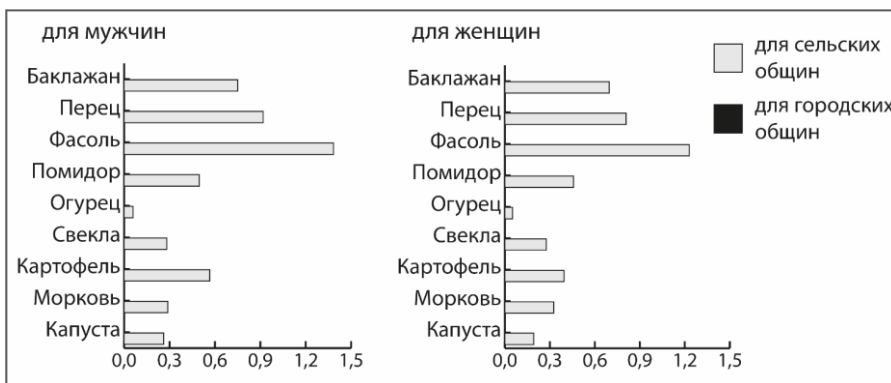


Рис. 5  $THQ_{Pb}$

### $THQ_{Zn}$

Значения  $THQ_{Zn}$  для проб из сельских общин превышают значения  $THQ_{Zn}$  в городских общинах, хотя для огурца наблюдается обратная картина. Следует отметить, что по сравнению с остальными металлами, средняя разница между значениями  $THQ_{Zn}$  для проб из городских и сельских общин сравнительно небольшая (1.1-5 раз). Однако случаев превышения допустимого предела безопасности не было зарегистрировано (рис. 6).

### $THQ_{Hg}$

В случае Hg наблюдается та же картина, что и для Zn (рис. 7): значения  $THQ_{Hg}$  для проб из сельских общин превышают значения  $THQ_{Hg}$  в городских общинах, но для огурца наблюдается обратная картина.

### $THQ_{Cd}$

В отличие от других исследованных металлов, значения  $THQ_{Cd}$  для проб из городских общин превышают значения  $THQ_{Cd}$  для проб из сельских общин, за исключением моркови, в случае с которой наблюдается обратная картина. В целом  $THQ_{Cd}$  для всех проб исследованных овощей не превышают предел безопасности (рис. 8).

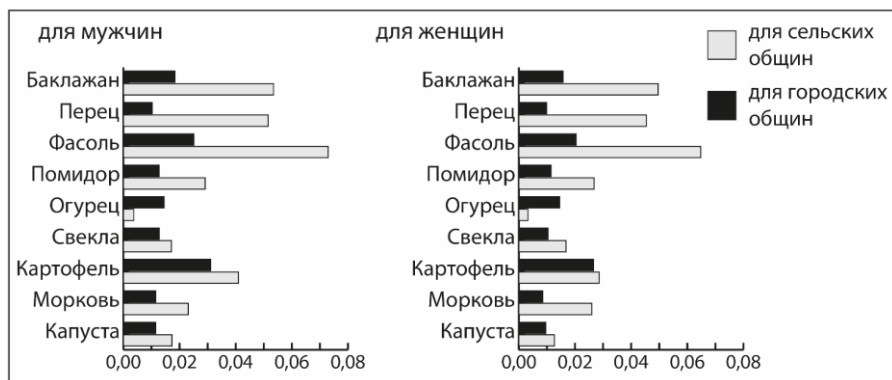


Рис. 6  $THQ_{Zn}$

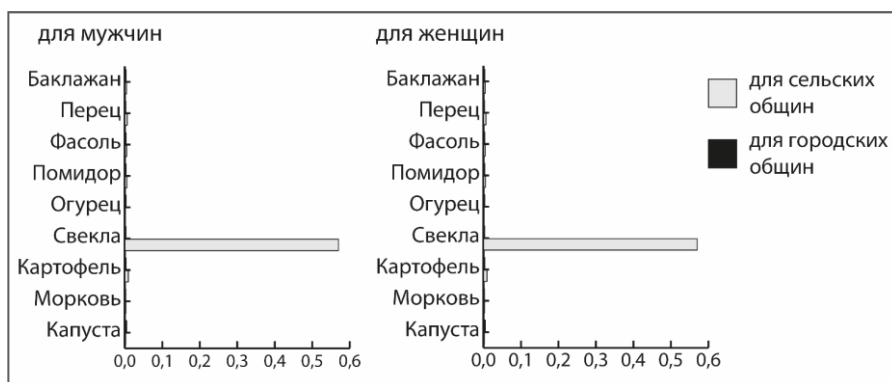


Рис. 7  $THQ_{Hg}$

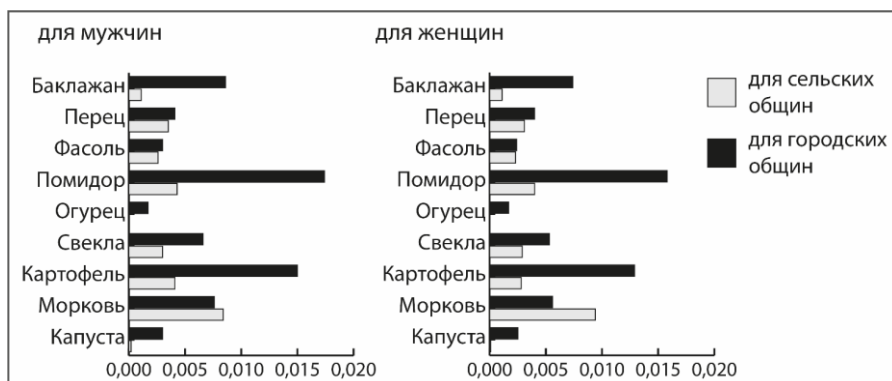


Рис. 8  $THQ_{Cd}$

### Суммарный целевой коэффициент опасности (THQ)

Данные суммарного целевого коэффициента опасности (THQ) тяжелых металлов для городского и сельского населения представлены в рисунке 9 и 10.

Результаты показывают, что для городского населения суммарное значение THQ тяжелых металлов превышает допустимый предел только у

мужчин, в случае потребления перца (ТНҚ>1). Для сельского населения суммарное значение ТНҚ тяжелых металлов превышает допустимый предел в случае потребления баклажана, перца, фасоли, помидора, свеклы, картофеля и моркови.

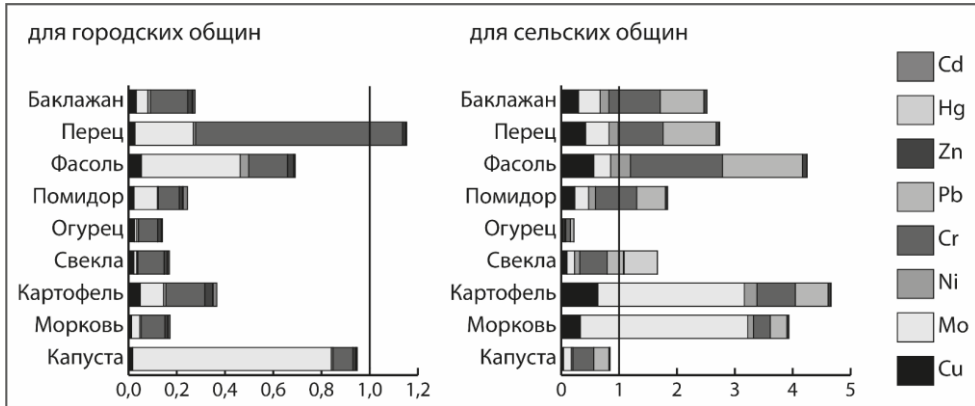


Рис. 9 Суммарный ТНҚ для мужчин.

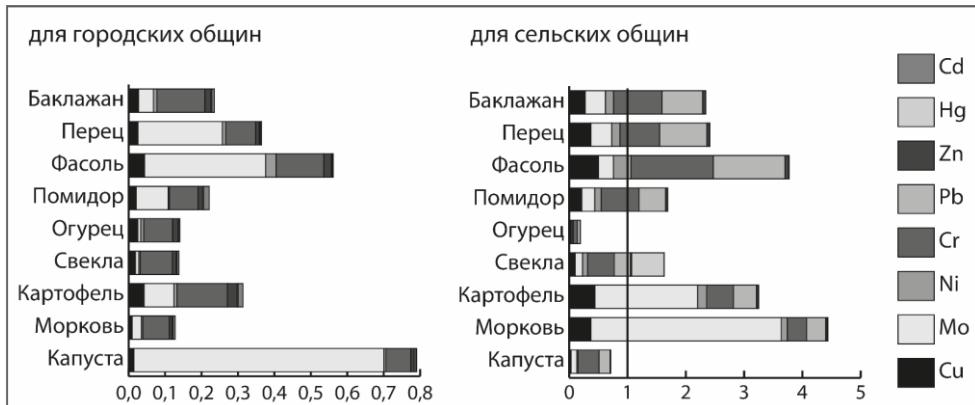


Рис. 10 Суммарный ТНҚ для женщин.

## ВЫВОДЫ

Результаты исследования позволяют сделать следующие выводы:

1. В целом, значения ТНҚ следующих металлов: Cu, Mo, Ni, Cr, Pb, Zn и Hg, полученные для проб овощей из сельских общин, превышают значения, полученные для городских общин, однако для Cd наблюдается обратная картина.

2. В случае потребления каждого из исследованных овощей, значения ТНҚ отдельных металлов для городских общин ощутимо ниже допустимого предела безопасности, однако в сельских общинах для Mo, Pb и Cr были зарегистрированы случаи превышения вышеуказанного предела (ТНҚ > 1).

3. В городских общинах суммарное значение ТНҚ тяжелых металлов превышает допустимый предел только у мужчин, в случае потребления перца, в то время, как практически для всех типов овощей, кроме огурца и капусты, изученных в сельских общинах, суммарное значение ТНҚ тяжелых металлов превышает допустимый предел безопасности, вследствие чего поддержание уровня здоровья населения не гарантируется.

### ЛИТЕРАТУРА

1. *Bempah C.K., Buah-Kwofie A., Osei-Tutu A., Denutsui D., Bentil N.* 2011. Assessing potential dietary intake of heavy metals in some selected fruits and vegetables from Ghanaian markets // *Elixir Pollution* 39, pp. 4921-4926.
2. *Ese U.P.* 2013. Assessment of Toxic Metals in Soil and Vegetable Samples from Irrigated Farmland in Kaduna Metropolis, Nigeria // *International Journal of Science and Research (IJSR)*, Vol. 2 Issue 2, pp. 48-52.
3. *Harmanescu M., Alda L.M., Bordean D.M., Gogoasa I., Gergen I.* 2011. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania. // *Chemistry Central Journal*, pp. 5-64.
4. *Khan S., Farooq R., Shahbaz Sh., Khan M.A., Sadique M.* 2009. Health Risk Assessment of Heavy Metals for Population via Consumption of Vegetables. // *World Applied Sciences Journal* Vol. 6 (12), 2009, pp. 1602-1606.
5. *Naughton D.P., Petróczi A.* 2008. Heavy metal ions in wines: meta-analysis of target hazard quotients reveals health risks. // *Chem Centr J*, 2:22.
6. *Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O.* 2010. Environmental Impact of Mining on System Water-Soil-Crop / *Proceedings of the First International Applied Geological Congress*. 26-28 April, 2010 Masshad, Iran, pp. 2209-2213.
7. *Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O.* 2013. Food Safety Issues of the Mining Impact Territories // *Conference Proceedings of the 13<sup>th</sup> International Multidisciplinary Scientific Geoconference (SGEM 2013)*. 16-22 June, 2013, Albena, Bulgaria. Vol. 1. Ecology, Economics, Education and Legislation, pp. 489-496.
8. *Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O., Mikayelyan M.* 2010. Heavy Metals Accumulation in System Soil - Farm Crops under the Impact of Mining Industry. / *Articles of the First Symposium on Medical Geology*, 14-16 June 2010, Tehran, Iran, pp. 38-46.
9. United States. Environmental Protection Agency. Office of Water Regulations and Standard: Guidance manual for assessing human health risks from chemically contaminated, fish and shellfish U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C; 1989, EPA-503/8-89-002.
10. WHO (2008). Dietary exposure assessment of chemicals in food. Report of Joint FAO/WHO Consultation, Annapolis, Maryland, USA
11. <http://www.worldlifeexpectancy.com/armenia-life-expectancy>

## ОЦЕНКА ЭКСПОЗИЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ, СОДЕРЖАЩИХСЯ ВО ФРУКТАХ И ОВОЩАХ, УПОТРЕБЛЯЕМЫХ НАСЕЛЕНИЕМ Г. КАПАН

*Пипоян Д.А., Бегларян М.Р., Амбардзумян Г.Р., Оганесян А.С.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

Целью данного исследования является оценка экспозиции тяжелых металлов посредством употребления фруктов и овощей для населения города Капан. Было изучено потребление указанных продуктов, а также осуществлен расчёт индекса опасности для здоровья (HRI). Для указанных металлов случаев превышения переносимого суточного потребления не было зарегистрировано. Однако значения HRI показали, что экспозиция превышает допустимый предел безопасности.

*Pipoyan D.A., Beglaryan M.R., Hambardzumyan G.R., Hovhannisyan A.S.*  
**Exposure assessment of heavy metals contained in fruits and vegetables consumed by population of town of Kapan.** The research goal was to assess heavy metal exposure for population of town of Kapan who consume local fruits and vegetables. Consumption of mentioned products was studied and hazard health index (HRI) calculated. In respect of heavy metals, no cases of overstepping tolerable daily intake (TDI) were detected. However, HRA values have indicated that exposure exceeds safety limit ( $HRI > 1$ ).

### ВВЕДЕНИЕ

Питание является одним из важнейших факторов, опосредующих связь человека с окружающей средой и определяющих его здоровье. Основная масса различных химических веществ, в том числе токсичных, поступает в организм человека пероральным путем с питьевой водой и продуктами питания [1].

К основным токсичным веществам относятся тяжелые металлы, которые оставляют различное побочное воздействие на здоровье человека (нейротоксическое, канцерогенное, мутагенное и тератогенное) [2].

Накопление тяжелых металлов в сельскохозяйственных землях может привести к образованию загрязнения, как в самой почве, так и в выращиваемых фруктах и овощах [3, 9], причем тяжелые металлы могут поглощаться и скапливаться в их съедобных и несъедобных частях [5, 11]. Так как в Армении есть природные геохимические провинции [15], где фрукты и овощи являются основной частью рациона, то оценка экспозиции (воздействия) тяжелых металлов через потребление этих продуктов является эффективным инструментом оценки риска для здоровья.

Целью данного исследования является оценка экспозиции тяжелых металлов посредством употребления фруктов и овощей для населения города Капан.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Согласно требованиям WHO и FAO, на рынках города Капан (Сюникский марз, N 39°12'15.60", E 46°27'59.75") был осуществлен отбор проб фруктов и овощей, широко употребляемых со стороны местного населения [16].

В рамках данного исследования были изучены образцы свежих фруктов – 2 (ежевика, кизил) и овощей – 13 (баклажан, перец, фасоль, помидор, огурец, свекла, картофель, лук, морковь, зелень, капуста, латук), в которых с помощью атомного абсорбционного спектрометра (AAS, Perkin Elmer AAnalyst 800, US) было определено содержание восьми тяжелых металлов (Cu, Mo, Ni, Cr, Pb, Zn, Hg, Cd). Статистический анализ полученных данных был осуществлен программами Microsoft Excel и SPSS (SPSS Ins., версия 11).

Для расчета суточного потребления тяжелого металла (DIM) у мужчин и у женщин была использована нижеуказанная формула [10]:

$$DIM = C_{metal} \times Div / B_w,$$

где  $C_{metal}$  - содержание металла в фрукте или овоще (мг/кг), Div - суточное потребление фрукта или овоща (кг), а  $B_w$  - средняя масса тела потребителя (кг).

За основу во время осуществления расчета было взято среднее содержание каждого тяжелого металла в каждой из проб фруктов и овощей.

Данные о суточном потреблении фруктов и овощей были получены посредством опроса местного населения. Во время опроса были использованы методы «Вопросник по изучению частоты потребления» (Food frequency questionnaire (FFQ)), и метод воспроизведения 24-часового питания (24 - hour recall method) [17].

С целью оценки экспозиции тяжелых металлов, для мужчин и женщин был рассчитан индекс риска для здоровья (HRI) с применением нижеуказанной формулы:

$$HRI = DIM / RfD,$$

где, RfD - референтная доза металла (мг/кг/день).

### Результаты и обсуждение

Расчетное количество суточного потребления тяжелых металлов посредством употребления фруктов и овощей мужчинами и женщинами представлено в таблице 1. Последнее было сравнено с переносимым суточным потреблением (Tolerable Daily Intake (TDI)) для каждого отдельно взятого тяжелого металла.

Согласно данным, приведенным в таблице, суточное потребление **Pb** и **Hg**, как у мужчин, так и у женщин, составляет примерно 0 мг/кг/день. В случае **Cd**, посредством употребления зелени, суточное потребление, как у мужчин, так и у женщин, составляет 0,0001 мг/кг/день. Для вышеуказанных трех металлов случаев превышения переносимого суточного потребления (TDI) не было зарегистрировано.

**Таблица 1** Суточное потребление тяжелых металлов посредством употребления фруктов и овощей

| Название<br>фрукта/<br>овоща | Пол | Суточное потребление тяжелого металла (DIM), мг/кг/день |          |               |              |               |        |                 |                  |
|------------------------------|-----|---------------------------------------------------------|----------|---------------|--------------|---------------|--------|-----------------|------------------|
|                              |     | Cu                                                      | Mo       | Ni            | Cr           | Pb            | Zn     | Hg              | Cd               |
|                              |     | Переносимое суточное потребление (TDI), мг/кг/день      |          |               |              |               |        |                 |                  |
|                              |     | 0.14 [4]                                                | 0.01 [4] | 0.0028<br>[7] | 0.005<br>[4] | 0.0036<br>[6] | 1 [4]  | 0.002<br>[4, 6] | 0.0005<br>[4, 6] |
| <b>Фрукты</b>                |     |                                                         |          |               |              |               |        |                 |                  |
| Ежевика                      | М   | 0.0022                                                  | 0.0002   | 0.0001        | 0.0006       | 0.0000        | 0.0057 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0022                                                  | 0.0002   | 0.0001        | 0.0006       | 0.0000        | 0.0057 | 0.0000          | 0.0000           |
| Кизил                        | М   | 0.0010                                                  | 0.0017   | 0.0002        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0051 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0010                                                  | 0.0017   | 0.0002        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0051 | 0.0000          | 0.0000           |
| <b>Овощи</b>                 |     |                                                         |          |               |              |               |        |                 |                  |
| Баклажан                     | М   | 0.0026                                                  | 0.0005   | 0.0005        | 0.0009       | 0.0000        | 0.0110 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0022                                                  | 0.0004   | 0.0004        | 0.0008       | 0.0000        | 0.0094 | 0.0000          | 0.0000           |
| Перец                        | М   | 0.0021                                                  | 0.0024   | 0.0004        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0062 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0020                                                  | 0.0023   | 0.0004        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0059 | 0.0000          | 0.0000           |
| Фасоль                       | М   | 0.0043                                                  | 0.0041   | 0.0014        | 0.0010       | 0.0000        | 0.0151 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0035                                                  | 0.0033   | 0.0011        | 0.0008       | 0.0000        | 0.0122 | 0.0000          | 0.0000           |
| Помидор                      | М   | 0.0018                                                  | 0.0010   | 0.0002        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0076 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0016                                                  | 0.0009   | 0.0001        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0069 | 0.0000          | 0.0000           |
| Кабачок                      | М   | 0.0020                                                  | 0.0003   | 0.0005        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0093 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0017                                                  | 0.0003   | 0.0004        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0079 | 0.0000          | 0.0000           |
| Огурец                       | М   | 0.0020                                                  | 0.0001   | 0.0003        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0087 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0020                                                  | 0.0001   | 0.0003        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0087 | 0.0000          | 0.0000           |
| Свекла                       | М   | 0.0018                                                  | 0.0001   | 0.0002        | 0.0007       | 0.0000        | 0.0077 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0015                                                  | 0.0001   | 0.0002        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0063 | 0.0000          | 0.0000           |
| Картофель                    | М   | 0.0039                                                  | 0.0010   | 0.0004        | 0.0010       | 0.0000        | 0.0187 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0034                                                  | 0.0008   | 0.0004        | 0.0008       | 0.0000        | 0.0160 | 0.0000          | 0.0000           |
| Лук                          | М   | 0.0008                                                  | 0.0003   | 0.0002        | 0.0002       | 0.0000        | 0.0038 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0007                                                  | 0.0003   | 0.0002        | 0.0002       | 0.0000        | 0.0035 | 0.0000          | 0.0000           |
| Морковь                      | М   | 0.0010                                                  | 0.0003   | 0.0002        | 0.0006       | 0.0000        | 0.0069 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0008                                                  | 0.0002   | 0.0002        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0051 | 0.0000          | 0.0000           |
| Зелень                       | М   | 0.0029                                                  | 0.0003   | 0.0004        | 0.0008       | 0.0000        | 0.0060 | 0.0000          | 0.0001           |
|                              | Ж   | 0.0030                                                  | 0.0004   | 0.0004        | 0.0008       | 0.0000        | 0.0063 | 0.0000          | 0.0001           |
| Капуста                      | М   | 0.0014                                                  | 0.0082   | 0.0003        | 0.0005       | 0.0000        | 0.0069 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0012                                                  | 0.0069   | 0.0002        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0057 | 0.0000          | 0.0000           |
| Латук                        | М   | 0.0010                                                  | 0.0007   | 0.0002        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0024 | 0.0000          | 0.0000           |
|                              | Ж   | 0.0010                                                  | 0.0007   | 0.0002        | 0.0004       | 0.0000        | 0.0025 | 0.0000          | 0.0000           |

Последовательность исследуемых проб по DIM показателю **Cu** следующая. Для мужчин: фасоль (0.0043) - картофель (0.0039) - зелень (0.0029) - баклажан (0.0026) - ежевика (0.0022) - перец (0.0021) - кабачок = огурец (0.0020) - помидор

= свекла (0.0018) - капуста (0.0014) - морковь = латук = кизил (0.0010) - лук (0.0008); для женщин: фасоль (0.0035) - картофель (0.0034) - зелень (0.0030) - баклажан = ежевика (0.0022) - перец = огурец (0.0020) - кабачок (0.0017) - помидор (0.0016) - свекла (0.0015) - капуста (0.0012) - латук = кизил (0.0010) - морковь (0.0008) - лук (0.0007). Показатели суточного потребления меди не превышают установленное для этого металла переносимое суточное потребление (0,14 мг/кг/день).

Последовательность исследуемых проб по DIM показателю **Mo** следующая. Для мужчин: капуста (0.0082) - фасоль (0.0041) - перец (0.0024) - кизил (0.0017) - картофель = помидор (0.0010) - латук (0.0007) - баклажан (0.0005) - кабачок = лук = морковь = зелень (0.0003) - ежевика (0.0002) - огурец = свекла (0.0001); для женщин: капуста (0.0069) - фасоль (0.0033) - перец (0.0023) - кизил (0.0017) - картофель = помидор (0.0008) - латук (0.0007) - баклажан = зелень (0.0004) - кабачок = лук = (0.0003) - морковь = ежевика (0.0002) - огурец = свекла (0.0001). Показатели суточного потребления молибдена не превышают установленное переносимое суточное потребление (0,01 мг/кг/день).

Последовательность исследуемых проб по DIM показателю **Ni** следующая. Для мужчин: фасоль (0.0014) - баклажан = кабачок (0.0005) - перец = картофель = зелень (0.0004) - огурец = капуста (0.0003) - помидор = свекла = лук = морковь = латук = кизил (0.0002) - ежевика (0.0001); для женщин: фасоль (0.0011) - баклажан = кабачок (0.0004) - перец = картофель = зелень (0.0004) - огурец (0.0003) - капуста = свекла = лук = морковь = латук = кизил (0.0002) - помидор = ежевика (0.0001). Суточное потребление никеля также не превышает установленное переносимое суточное потребление (0,0028 мг/кг/день).

Последовательность исследуемых проб по DIM показателю **Cr** следующая. Для мужчин: фасоль = картофель (0.0010) - кабачок (0.0009) - зелень (0.0008) - свекла (0.0007) - морковь = ежевика (0.0006) - перец = помидор = огурец = капуста (0.0005) - кабачок = латук = кизил (0.0004) - лук (0.0002); для женщин: картофель = баклажан = зелень = фасоль (0.0008) - ежевика (0.0006) - перец = помидор = огурец = свекла (0.0005) - морковь = кабачок = латук = капуста = кизил (0.0004) - лук (0.0002). И у мужчин, и у женщин, посредством употребления исследованных фруктов и овощей суточное употребление хрома не превышает установленное переносимое суточное потребление (0,005 мг/кг/день).

Последовательность исследуемых проб по DIM показателю **Zn** следующая. Для мужчин: картофель (0.0187) - фасоль (0.0151) - баклажан (0.0110) - кабачок (0.0093) - огурец (0.0087) - свекла (0.0077) - помидор (0.0076) - капуста = морковь (0.0069) - перец (0.0062) - зелень (0.0060) - ежевика (0.0057) - кизил (0.0051) - лук (0.0038) - латук (0.0024); для женщин: картофель (0.0160) - фасоль (0.0122) - баклажан (0.0094) - огурец (0.0087) - кабачок (0.0079) - помидор (0.0069) - свекла = зелень (0.0063) - перец (0.0059) - капуста = ежевика (0.0057) - морковь = кизил (0.0051) - лук (0.0035) - латук (0.0025). В случае цинка DIM показатели также не превышают установленное переносимое суточное потребление (1 мг/кг/день).

Результаты подсчета индекса риска здоровья (HRI) населения при потреблении фруктов и овощей представлены на рисунке 1.

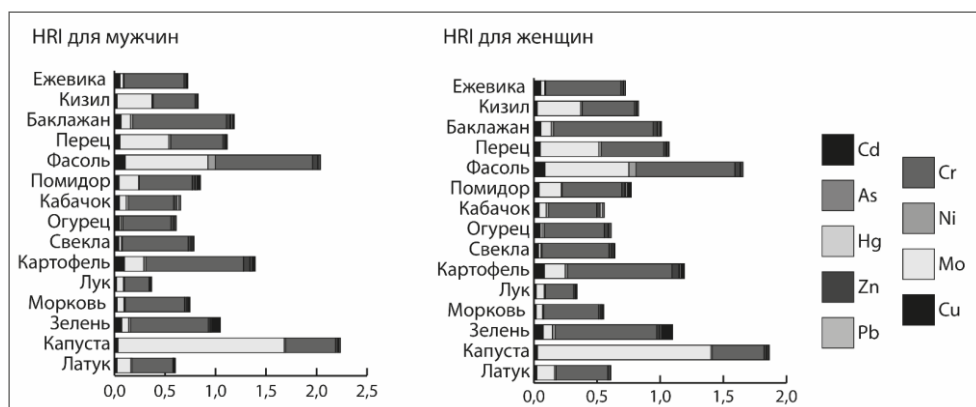


Рис. 1 Суммарный индекс риска здоровья (HRI) для населения г. Капан

Для неканцерогенных рисков, характеризующихся величиной индекса опасности, приемлемым уровнем считается значение  $HRI \leq 1$ . Если  $HRI > 1$ , то потребление продуктов считается не безопасным [14].

Значения суммарного индекса риска для здоровья, как для мужчин, так и для женщин, превышают допустимый предел ( $HRI > 1$ ) в случае потребления капусты, фасоли, картофеля, перца, зелени и баклажана.

## ВЫВОДЫ

Данные исследования позволяют сделать следующие выводы:

1. Показатели суточного потребления (DIM) тяжелых металлов (Cu, Mo, Ni, Cr, Pb, Zn, Hg, Cd), поступающих в организм посредством употребления фруктов и овощей, для населения города Капан, не превышают установленное для каждого металла переносимое суточное потребление (TDI).
2. Значения индекса риска для здоровья (HRI) в ряде случаев превышают допустимый уровень безопасности, таким образом уровень здоровья потребителей не гарантируется.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Осипова Н.А., Язиков Е.Г., Янкович Е.П. 2013. Тяжелые металлы в почве и овощах как фактор риска для здоровья человека. // Фундаментальные исследования, N8, с. 681- 686.
2. Теплая Г.А. 2013. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды (обзор литературы). // Астраханский вестник экологического образования, N1 (23), с. 182-192.
3. Чикенева И.В. 2013. Последствия влияния тяжелых металлов на окружающую среду в зоне воздействия промышленных предприятий. // Концепт, N12 (URL: <http://e-koncept.ru/2013/13254.htm>).
4. Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M. Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L., Zeilmaker M.J. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels: RIVM (National Institute of Public

- Health and the Environment) report, 297 p. (available at: <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9662/1/711701025.pdf>).
5. *Bempah C.K., Buah-Kwofie A., Osei-Tutu A., Denutsui D., Bentil N.* 2011. Assessing potential dietary intake of heavy metals in some selected fruits and vegetables from Ghanaian markets / *Elixir Pollution*, Vol. 39, 2011, pp. 4921-4926.
  6. *de Winter-Sorkina R., Bakker M.I., van Donkersgoed G., van Klaveren J.D.* 2003. Dietary intake of heavy metals (cadmium, lead and mercury) by the Dutch population: RIVM (National Institute of Public Health and the Environment) report, 49 p. (available at: <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/8887/1/320103001.pdf>).
  7. EFSA. 2015 (<http://www.efsa.europa.eu/en/topics/topic/metals.htm>).
  8. European Commission on Environment. Heavy metals in wastes, 2002 ([http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/heavy\\_metalsreport.pdf](http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/heavy_metalsreport.pdf)).
  9. *Fytianos K., Katsianis G., Triantafyllou P., Zachariadis G.* 2001. Accumulation of heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation to soil / *B. Environ. Contam. Tox.*, Vol. 67, 2001, pp. 423-430.
  10. *Guerra F., Trevizam A. R., Muraoka T., Marcante N. Ch., Canniatti-Brazaca S.G.* 2012. Heavy metals in vegetables and potential risk for human health / *Scientia Agricola*, Vol. 69, N 1, 2012, pp. 54-60.
  11. *Guerra F., Trevizam A.R., Muraoka T., Marcante N. Ch., Canniatti-Brazaca S.G.* 2012. Heavy metals in vegetables and potential risk for human health / *Sci. Agric.* v.69, n.1, pp.54-60.
  12. *Harmanescu M., Alda L. M., Bordean D.M., Gogoasa I., Gergen I.* 2011. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania. / *Chemistry Central Journal*, pp. 5-64.
  13. *Hyson D.A.* 2011. Fruits, Vegetables, and Health: A Scientific Overview, Produce for Better Health Foundation, 2011, 30 p.
  14. *Khan S., Farooq R., Shahbaz Sh., Khan M.A., Sadique M.* 2009. Health Risk Assessment of Heavy Metals for Population via Consumption of Vegetables. // *World Applied Sciences Journal* Vol. 6 (12), 2009, pp. 1602-1606.
  15. *Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O.* 2013. Food Safety Issues of the Mining Impact Territories // *Conference Proceedings of the 13th International Multidisciplinary Scientific Geoconference (SGEM 2013)*. 16-22 June, 2013, Albena, Bulgaria. Vol. 1. Ecology, Economics, Education and Legislation, pp. 489-496.
  16. WHO (2008). Dietary exposure assessment of chemicals in food. Report of Joint FAO/WHO Consultation, Annapolis, Maryland, USA, 2-6 May, 2005.
  17. *Zukowska J., Biziuk M.* 2008. Methodological Evaluation of Method for Dietary Heavy Metal Intake / *Journal of food science*, Vol. 00, N 0, R1-R9.

## РТУТЬ КАК ФАКТОР РИСКА В ГОРНОРУДНЫХ РЕГИОНАХ

Саакян Л.В., Мелконян Г.А., Тепаносян Г.О., Беляева О.А.

Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА

В статье представлено обобщение результатов эколого-геохимических исследований, проведенных в ряде горнорудных центров Армении с 2005 по 2011 гг. с целью выявления проблем загрязнения ртутью окружающей среды. Показано, что не имеющая экономического значения ртуть, по причине мобильности в окружающей среде и способности к биоаккумуляции, является фактором риска для здоровья населения в горнорудных центрах Армении

*Sahakyan L.V., Melkonyan G.A., Tepanosyan G.H., Belyaeva O.A. Mercury as a risk factor in mining regions of Armenia.* The article contains an overview of outcomes of ecological and geochemical studies implemented in some of Armenia's mining centers between 2005 and 2011 done to identify problems regarding environmental pollution with mercury. As shown, commercially invaluable mercury - due to its mobility and bioaccumulation potential - is a health risk factor to residents of the studied mining regions of Armenia.

### ВВЕДЕНИЕ

Проблема ртутного загрязнения окружающей среды, по причине химических свойств, геохимических особенностей и негативного воздействия ртути (Hg) на здоровье человека, имеет внушительную историю исследований. Существование международных проектов по исследованию загрязнения Hg [8], разработка международной конвенции по борьбе с загрязнением [14] свидетельствуют о глобальном характере ртутного загрязнения.

В постиндустриальную эпоху доля антропогенных источников в глобальном загрязнении Hg окружающей среды неуклонно растет, что подтверждается исследованиями ледяных кернов [8, 22]. Горнорудная промышленность – один из многочисленных антропогенных источников Hg, причем проблемы ртутного загрязнения возникают не только при эксплуатации месторождений Hg [15] и процессах амальгамации при извлечении золота [23], но и при добыче и переработке руд цветных металлов [10, 11], в которых Hg присутствует как примесь. Мобильность Hg в окружающей среде обуславливает загрязнение практически всех компонентов окружающей среды в зоне влияния горнорудных комплексов: вод [12], донных отложений [13], почв [11, 12], пыли [25] и пр. Благодаря высокой степени биоаккумуляции, Hg проникает в пищевые цепи [20], становясь фактором риска для здоровья человека.

В настоящее время данные о загрязнении Hg окружающей среды Армении довольно скудны, так как целевых исследований по загрязнению ртутью окружающей среды не проводилось. В международных публикациях можно найти лишь расчетные данные [8], согласно которым в 2009 г. суммарная

эмиссия Hg на территории Армении составила 222.7 кг, из которых большая часть приходится на производство меди (88.1 кг) и цемента (57.1 кг), а также извлечение золота на крупных рудниках (46.7 кг). Сравнительно небольшое количество Hg выбрасывается с территорий свалок, при сжигании топлива и от других источников. Необходимо отметить, что это расчетные, статистические данные, которые не отражают реальный перечень источников загрязнения и уровень загрязнения ртутью различных объектов окружающей среды.

Цель настоящей работы – выявление проблем ртутного загрязнения окружающей среды в некоторых горнорудных регионах Армении путем обобщения результатов комплексных эколого-исследований, осуществленных Центром эколого-ноосферных исследований (ЦЭНИ) НАН РА в период с 2005 по 2011 год в крупнейших горнорудных регионах Армении.

### ОБЪЕКТ, МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования охватывали территории трех крупных горнорудных центров Армении: гг. Каджаран, Капан, Алаверди и прилегающих населенных пунктов (рис. 1). Указанные города расположены в пределах биогеохимических провинций, обогащенных Cu, Mo, Zn и Pb [2, 3]. Эти горнорудные центры включают как собственно месторождения и перерабатывающие предприятия, так и отходы производства: рекультивированные и действующие хвостохранилища, многочисленные отвалы, заброшенные шахты и пр.



**Рис. 1** Расположение городов Каджаран, Капан (Сюникский марз) и Алаверди (Лорийский марз) и прилегающих населенных пунктов

В гг. Капан и Каджаран комплексные эколого-геохимические исследования, включающие геохимическую съемку городских почв (масштаб работ соответственно 1:10000 и 1:25000), исследования вод ирригационной сети, почв сельскохозяйственных угодий и получаемой сельскохозяйственной продукции, проведены в период 2005-2008 гг. В г. Каджаране изучался также химический состав атмосферной пыли и биосубстраты человека (волосы детей дошкольного возраста). В г. Алаверди пилотные эколого-геохимические исследования проведены в 2010-2011 гг.

Полевые работы проводились согласно СОП-ам, разработанным по утвержденным международным стандартным методам (ISO 10381-5:2005, ISO-5667-6:2005 и ISO 10381-2:2002), методическими рекомендациями эколого-геохимических работ [6] и по руководству ВОЗ [9].

Пробы почв, воды, пыли, сельскохозяйственной продукции и биосубстратов анализировались в Центральной аналитической лаборатории ЦЭНИ (аккредитация ISO IEC 17025) методом атомно-абсорбционной спектроскопии (AAnalyst 800, PerkinElmer, USA), согласно международным стандартам ISO. Полученные результаты сравнивались с национальными и международными нормами [17, 18, 19]. Для оценки бионакопления Hg рассчитан показатель биологической аккумуляции (ПБА) [24]. Содержания Hg в волосах детей сравнивались с биологически допустимыми уровнями (БДУ) [7].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сложное геологическое строение территории Армении обусловлено влиянием магматических процессов, которые определяют металлогеническую специализацию горных пород. Последние играют решающую роль в формировании биогеохимических провинций на севере и юге Армении, характеризующихся повышенным естественным фоном типоморфных элементов, к которым экосистемы эволюционно адаптированы. Исследованные горнорудные центры – гг. Каджаран, Капан, Алаверди расположены в пределах подобных биогеохимических провинций, обогащенных Mo, Cu, Zn и Pb [2-5]. Эксплуатация месторождений привела как к изменению физических параметров, так и нарушению естественного баланса химических элементов в окружающей среде. Элементы-примеси, не имеющие экономического значения, наряду с промышленными металлами извлекаются из недр, поступают в отходы производства, где, мобилизуясь в новых условиях, вовлекаются в миграционные процессы, и в конечном счете проникают в пищевые цепи, тем самым становятся фактором риска для здоровья населения. Аналогичная картина наблюдалась для ряда элементов 1-го класса токсичности, в том числе и для Hg в исследуемых горнорудных регионах.

### *Hg в естественных водотоках и ирригационных водах*

Города Каджаран и Капан расположены в бассейне р. Вохчи, воды которой используются в целях ирригации. Исследования выявили, что основным фактором загрязнения вод тяжелыми металлами являются притоки р. Вохчи, в которые без какой-либо очистки сбрасываются индустриальные воды, а также минерализованные воды штолен.

В общей сложности с территории гг. Каджаран и Капан были отобраны 22 пробы воды, в 14 из которых обнаружена Hg, концентрации колеблются в пределах 0.02 до 5.12 мкг/л. Высокие концентрации Hg, превышающие установленную в Армении ПДК в 5.5 раза, зафиксирована в так называемых «условно чистых» водах действующего хвостохранилища Арцваник (расположенного вблизи г. Капана, однако принадлежит Зангезурскому

медно-молибденовому комбинату (ЗММК)), водоотводе карьера Каджаранского месторождения и водоотводах рекультивированных хвостохранилищ Даразами и Вохчи близ г. Каджаран (рис. 2).

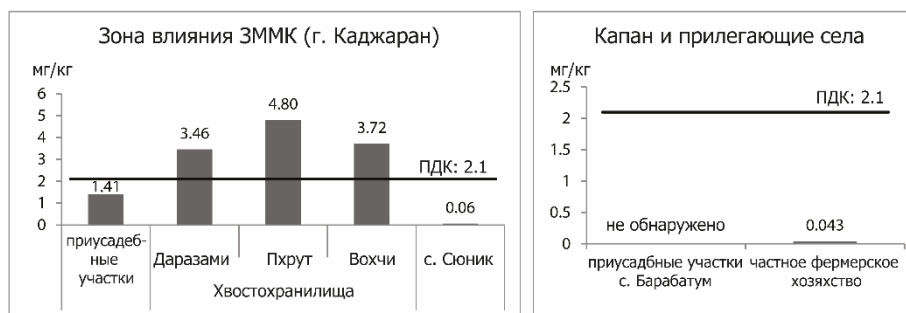
Г. Алаверди и соседствующие с ним изученные сельские общины расположены в долине р. Дебет – главной водной артерии данного региона. В отобранных 4 пробах воды р. Дебет Hg не обнаружена.

### *Hg в почвах*

Результаты геохимических съемок, осуществленных в гг. Капан и Каджаран не выявили загрязнения почв Hg на территории городов. Относительно высокие концентрации Hg были зафиксированы в почвах приусадебных участков г. Каджаран (макс. 1.41 мг/кг), г. Капан и прилегающих селах Барабатум и Сюник (0.06-0.043 мг/кг). Установленные значения не превышали ПДК, установленных в РА (2.1 мг/кг). Тем не менее, следует подчеркнуть, что эти земли орошаются водами притоков р. Вохчи, содержащими Hg (рис. 3).



**Рис. 2** Концентрации Hg в естественных и промышленных водотоках гг. Каджаран и Капан



**Рис. 3** Hg в почвах зоны влияния горнорудных центров Каджаран и Капан

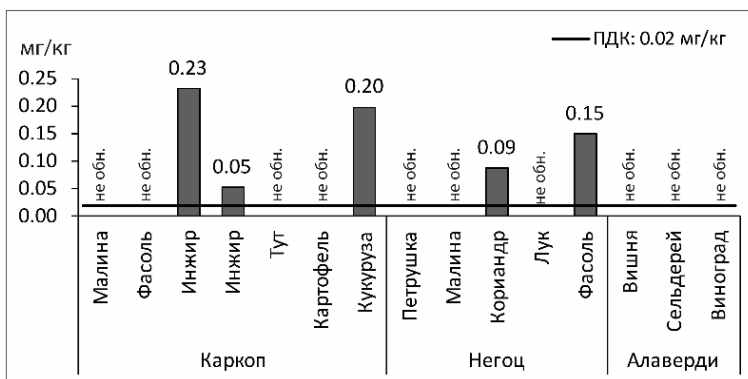
Концентрации Hg, превышающие ПДК в 1.6-2.3 раза, обнаружены в почвогрунтах рекультивированных в хвостохранилищ ЗММК, расположенных в г. Каджаране и его окрестностях (рис. 3). В течение многих десятилетий территории хвостохранилищ использовались местным населением в качестве приусадебных участков и пастбищ.

В исследованных сельскохозяйственных участках г. Алаверди и прилегающих сел (Каркоп, Негоц) Hg не обнаружена.

### *Hg в сельскохозяйственной продукции*

Наличие Hg в ирригационных водах и сельскохозяйственных почвах в зоне влияния горнорудных центров, а также биоаккумуляция Hg в растениях, способствуют накоплению токсичного элемента в сельскохозяйственных продуктах растительного происхождения.

Примечательно, что в г. Алаверди и на прилегающих территориях Hg обнаружена в сельскохозяйственной продукции, в то время как местные ирригационные воды и почвы не содержат Hg. В 30% исследованных образцов овощей, трав и фруктов образцов (кукуруза, фасоль, картофель, лук, кориандр, петрушка, сельдерей, малина, шелковица, вишня, инжир, виноград, яблоки) концентрации Hg превышают ПДК (0.02 мг/кг) в 1.5-11.6 раза (рис. 4).

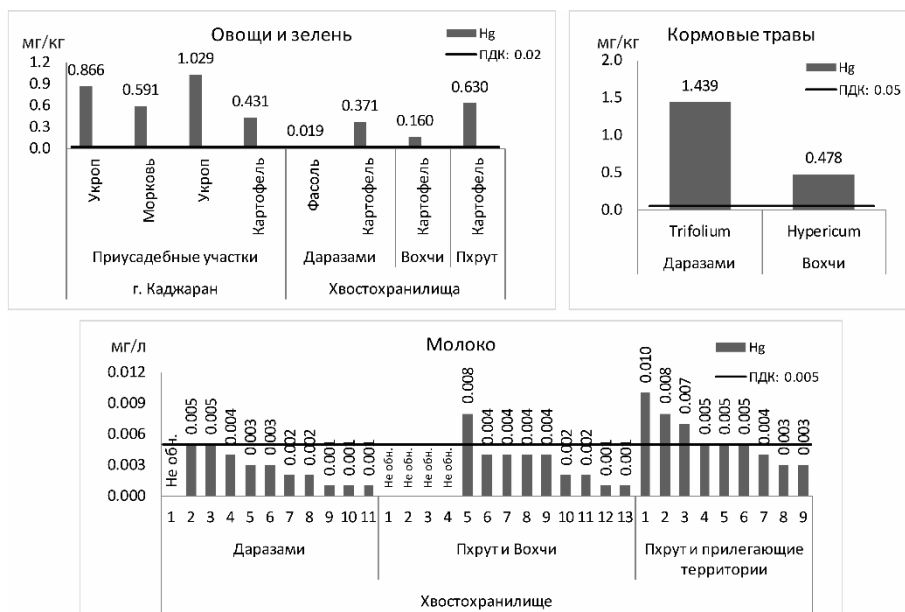


**Рис. 4** Концентрации Hg в сельскохозяйственной продукции, получаемой в г. Алаверди и в прилегающих территориях.

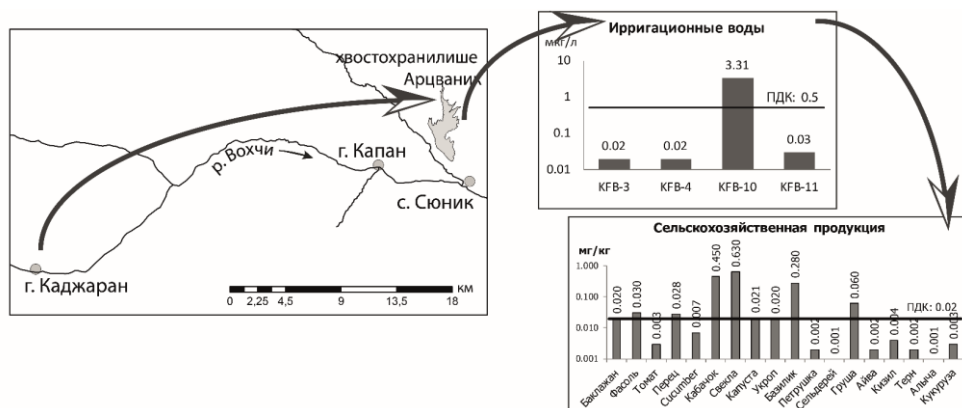
Концентрации Hg, превышающие ПДК зафиксированы в сельскохозяйственной продукции, получаемой на частных участках в черте г. Каджаран. Так, в образцах картофеля, моркови и укропа содержание ртути превышает ПДК в 21-51 раза (рис. 5).

Кроме того, значительные содержания Hg обнаружены в овощах, выращиваемых местными жителями на территориях рекультивированных хвостохранилищ ЗММК, расположенных в г. Каджаране и его окрестностях (рис. 5). Эти территории используются также в качестве пастбищ, поэтому исследовались кормовые травы и молоко коров, пасущихся на территории этих хвостохранилищ. Как выявили полученные данные, в травах и молоке содержания Hg значительно выше ПДК. (рис. 5).

Концентрации Hg в овощах и зелени, получаемых в пределах г. Капана и на прилегающих сельскохозяйственных угодьях, варьировали в пределах допустимых норм: от 0.001 до 0.002 мг/кг. Превышающие ПДК в 1.5-31 раза концентрации Hg обнаружены только в культурах, выращиваемых в сельской общине Сюник. Эти участки орошаются содержащими Hg водами, которые сбрасываются в ирригационную сеть с хвостохранилища ЗММК Арцваник, расположенного близ г. Капан (рис.6).



**Рис. 5** Hg в сельскохозяйственной продукции, кормовых травах и молоке, получаемый в пределах г. Каджаран и на территории рекультивированных хвостохранилищ ЗММК



**Рис. 6** Hg в ирригационных водах и сельскохозяйственных культурах с. Сюник близ г. Капан

Для исследованной сельскохозяйственной продукции растительного происхождения рассчитаны средние ряды биологического накопления тяжелых металлов, ранжированные по убыванию ПБА (табл. 1). Анализ рядов свидетельствует, что в большинстве случаев в съедобных частях культур наиболее интенсивно накапливается Hg, несмотря на низкие концентрации в почве и ирригационных водах. Таким образом, Hg проникает в пищевые цепи, становясь фактором риска для здоровья населения.

### *Hg в атмосферной пыли*

Для изучения содержания тяжелых металлов в атмосферной пыли г. Каджарана, проведена съемка снегового покрова. Концентрации Hg в фильтрате снега варьировали в пределах 0.1-2.9 мкг/л, максимальные содержания были установлены для образцов снега, отобранных с территории хвостохранилища Даразами и его окрестностей (рис. 7).

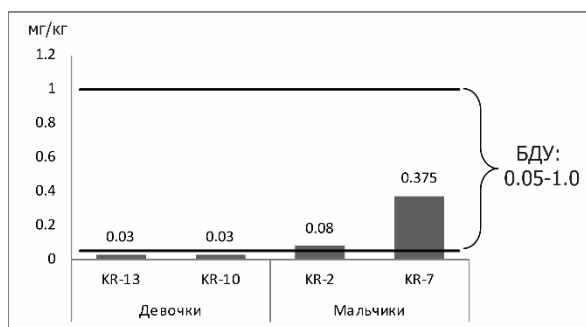
### *Hg в биосубстратах человека*

Результаты исследования химического состава волос детей, проживающих в г. Каджаран и близлежащего села, свидетельствуют о наличии целого ряда токсичных элементов (As, Cd, Pb, Cu и Ni), выше БДУ. Hg была обнаружена в 4 из 17 пробах детских волос, ее содержание варьировало в пределах 0.03-0.375 мг/кг (рис. 8).

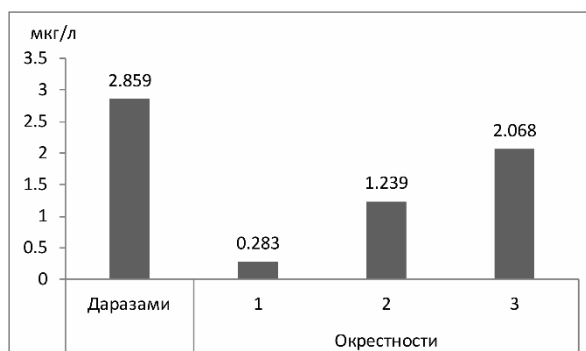
**Таблица 1** Средние ряды накопления металлов в культурах, ранжированные по убыванию ПБА

| Культура                                            | Ряды бионакопления                                                                                            |
|-----------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Г. Каджаран и территории хвостохранилищ ЗММК</i> |                                                                                                               |
| Овощи                                               | <b>Hg</b> -Cr-Ni-Mo-Zn <sub>(0,n)</sub> >Cd-Cu-Pb-As <sub>(0,0n)</sub>                                        |
| Зелень                                              | <b>Hg</b> <sub>(0,n)</sub> >Zn-Cd-Pb-Ni-Mo-Cu-Cr <sub>(0,0n)</sub> >As <sub>(0,00n)</sub>                     |
| <i>С. Сюник</i>                                     |                                                                                                               |
| Овощи                                               | <b>Hg</b> <sub>(n)</sub> >>Mo-Cr-Zn-Ni-Pb <sub>(0,0n)</sub> >As-Cu <sub>(0,00n)</sub> >Cd <sub>(0,000n)</sub> |
| Зелень                                              | <b>Hg</b> <sub>(0,n)</sub> >Mo-Cr-Zn-Pb-Ni-Cu <sub>(0,0n)</sub> >Cd <sub>(0,00n)</sub>                        |
| <i>Г. Алаверди и прилегающие территории</i>         |                                                                                                               |
| Инжир                                               | <b>Hg</b> <sub>(n)</sub> >Ni <sub>(0,n)</sub> >Cu-Zn-Pb <sub>(0,0n)</sub> >Cd <sub>(0,00n)</sub>              |
| Шелковица                                           | Cd-Ni-Zn <sub>(0,n)</sub> >Cu-Pb <sub>(0,0n)</sub>                                                            |
| Картофель                                           | Ni <sub>(0,n)</sub> >Zn-Cu-Pb-Cd <sub>(0,0n)</sub>                                                            |
| Кукуруза                                            | <b>Hg</b> <sub>(n)</sub> >Ni <sub>(0,n)</sub> >Zn-As <sub>(0,05)</sub> >Pb-Cu-Cd <sub>(0,00n)</sub>           |

Зона влияния горнорудных центров может распространяться далеко за пределы регионов расположения месторождений и перерабатывающих предприятий. Так, в г. Ереване – столице Армении, расположенной на расстоянии 345 км от г. Каджарана – находятся несколько промышленных предприятий, перерабатывающих концентрат ЗММК. Исследования, осуществлённые в г. Еревана в 2011-2013 гг. выявили наличие концентраций Мо и Hg в пыли, отобранной с вблизи упомянутых заводов. В зимний период концентрация Hg в пыли вблизи завода составляла 2.1 мг/кг, причем среднее по городу – 0.3 мг/кг; в летний период – 1.2 мг/кг, среднее по городу – 0.7 мг/кг.



**Рис. 7** Концентрации Hg в фильтрате снега, отобранного с хвостохранилища Даразами и его окрестностей.



**Рис. 8** Содержание Hg в волосах детей, проживающих в г. Каджаран и его окрестностях

## ВЫВОДЫ

Ртуть не является промышленным металлом в исследуемых месторождений Армении и ее наличие в руде не учитываются при эксплуатации месторождений, переработке руды, хранении отходов в хвостохранилищах и их последующей рекультивации. В результате различных антропогенных процессов извлеченная Hg мобилизуется, загрязняя практически все компоненты окружающей среды. Комплексные эколого-геохимические исследования горнорудных центров Армении выявили уровни содержания Hg в промышленных водах, почвогрунтах рекультивированных хвостохранилищ, атмосферной пыли. По причине интенсивной биоаккумуляции растениями Hg вовлекается в пищевые цепи, и как следствие накапливается в сельскохозяйственной продукции как животного, так и растительного происхождения в концентрациях, многократно превышающих ПДК. Hg обнаружена также в волосах детей, проживающих на территории горнорудных центров. Установленные факты свидетельствуют о том, что Hg является серьезным фактором риска для здоровья населения в горнорудных центрах Армении. Подобное поведение Hg следует учитывать при проведении технико-экономического обоснования разведки и разработки рудных месторождений.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Геология Армянской ССР. 1967. Металлические полезные ископаемые. Ереван: Изд-во АН АрмССР, 540 с.
2. Ковальский В.В. 1974. Геохимическая экология М.: Наука, 300 с.
3. Сагателян А.К. 2004. Особенности распределения тяжёлых металлов на территории Армении. Монография. Ер.: Изд-во Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА, 157 с.
4. Сагателян А.К., Геворгян В.Ш., Аревшатян С.Г., Саакян Л.В. 2008. Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды города Каджарана. Ереван: Изд-во Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА, 200 с.
5. Сагателян А.К., Саакян Л.В., Микаелян М.Г., Беляева О.А. 2010. Эколого-геохимический анализ рисков влияния горнорудной промышленности на устойчивое развитие в Армении. Известия РАН, Серия Географическая, № 5, с. 87-93.
6. Сагет Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. 1990. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 335 с.
7. Скальный А.В., Кудрин А.В. 2000. Радиация, микроэлементы, антиоксиданты и иммунитет (микроэлементы и антиоксиданты в восстановлении здоровья ликвидаторов аварии на ЧАЭС). М.: изд-во Липс Макет, 421 с.
8. AMAP Technical background report for the global mercury assessment. Arctic monitoring Assessment Programme. Oslo, Norway/UNEP Chemicals Branch Geneva, Switzerland, 2013, 263 p.
9. Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. Geneva, Switzerland, UNEP, 2008.
10. Gustin M.S., Coolbaugh M.F., Engle M.A. et al. 2003. Atmospheric mercury emissions from mine wastes and surrounding geologically enriched terrains. Environmental Geology 2003, 43(3), p. 339–351.
11. Hojdová M., Navrátil T., Rohovec J., Penížek V., Grygar T. 2009. Mercury distribution and speciation in soils affected by historic mercury mining. Water, Air & Soil Pollution, 200(1), p. 89–99.
12. Kabata-Pendias A., Mukherjee A.B. 2007. Trace elements from soil to human. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
13. Langner H.W., Greene E., Domenech R., Staats M.F. 2012. Mercury and other mining-related contaminants in ospreys along the upper Clark fork river, Montana, USA. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 62(4), p.681–695.
14. Minamata Convention on Mercury. UNEP. Available on <http://www.mercuryconvention.org/Home/tabid/3360/Default.aspx>
15. Molina J.A., Oyarzun R., Esbri J.M., Higuera P. 2006. Mercury accumulation in soils and plants in the Almadén mining district, Spain: one of the most contaminated sites on Earth. Environmental Geochemistry and Health, 28(2), p. 487–498.
16. Residue Monitoring Plan for 2008 for Drugs, Pesticides and Heavy Metals for Export of Honey to the European Union. Available on <http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/rmphoney89.pdf>

17. Resolution № 01-N as of 25 January 2010. About approval of sanitary guidelines and norms №2.1.7.003-10 "Soils quality hygienic requirements" RA Ministry of Health. Available on <http://www.arlis.am/#> (in Armenian).
18. Resolution № 876 as of December 25, 2002. "About approval of sanitary guidelines and norms № 2-III-A2-1 "Potable water. Hygienic requirements to waters quality" RA Ministry of Health, Available on <http://www.arlis.am/#> (in Armenian).
19. Resolution №181 as of March 28, 2008 «About approval of sanitary guidelines and norms N 2-III-4.9-01-2003 to the requirements to raw foodstuff and food safety and food prices». Available on <http://www.arlis.am/#> (in Armenian).
20. *Rodrigues S.M., Henriques B., Reis A.T., Duarte A.C., Pereira E., Ro'mkens P.* 2012. Hg transfer from contaminated soils to plants and animals. *Environmental Chemistry Letters*, 10(1), p. 61–67.
21. *Saghatelyan A.K., Sahakyan L.V., Menchinskaya O.V. et al.* 2010. Medical geology in connection to mining. In: Selinus O., Finkelman R.B., Centeno J.A. (Eds.) *Medical Geology: A Regional Synthesis*. Springer, Heidelberg, London, New York, p. 242-247.
22. *Schuster P.F., Krabbenhoft D.P., Naftz D.L. et al.* 2002. Atmospheric mercury deposition during the last 270 years: A glacial ice core record on natural and anthropogenic sources. *Environmental Science & Technology*, 36(11), p. 2303-2310.
23. *Telmer K.H., Veiga M.M.* 2009. World emissions of mercury from artisanal and small scale gold mining. Mercury fate and transport in the global atmosphere emissions, measurements and models. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York; 2009, p. 131-172.
24. *Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B.* 2006. *Principles of Ecotoxicology*. CRC Press
25. *Wang L., Lu X., Ren Ch., Li X., Chen C.* 2013. Contamination assessment and health risk of heavy metals in dust from Changqing industrial park of Baoji, NW China. *Environmental Earth Science*, 71(5), p. 2095-2104.
26. Summary of principles for Evaluating Health Risks in Children Associated with Exposure to Chemicals WHO.  
[http://www.who.int/ceh/publications/health\\_risks\\_exposure\\_chemicals/en/index.html](http://www.who.int/ceh/publications/health_risks_exposure_chemicals/en/index.html)

## НОВЫЕ МЕТОДЫ БИОРЕМЕДИАЦИИ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Селивановская С.Ю., Галицкая П.Ю.

ФГАОУ ВО «Казанский (Приволжский) Федеральный университет»

Проведен сравнительный анализ эффективности биоремедиации нефтезагрязненных почв с использованием биочара и бактерий *Pseudomonas aeruginosa* SNP0614, и *Acinetobacter radioresistens* NBRC 1024/3. Внесение биочара ускоряет процесс снижения нефтепродуктов в течение первых дней. Применение бактерий дополнительно увеличивает скорость снижения содержания нефтепродуктов и фитотоксичности смесей.

*Selivanovskaya S.Y., Galitskaya P.Y. New methods of bioremediation of oil polluted soils.* The comparative analysis of effectiveness of bioremediation of the oil polluted soils with use of a biochar and *Pseudomonas aeruginosa* SNP0614 and *Acinetobacter radioresistens* NBRC 1024/3 is carried out. The application of a biochar accelerates process of decrease in oil products during the first days. Use of bacteria follow-up increases the decrease in content of oil products and phytotoxicity of mixes.

### ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение почв нефтепродуктами является угрозой экологической безопасности и продолжает оставаться одной из актуальных проблем современности. Несмотря на то, что разработано множество методов очистки природных сред от нефти, по-прежнему актуальным остается поиск эффективных и при этом экологически безопасных способов удаления углеводородов нефти из почвенных систем. В качестве такого способа большинство авторов рассматривают биоремедиацию, как наиболее легко реализуемый на практике, наиболее дешевый и наиболее благоприятный для окружающей среды [2, 5, 10, 11]. Две стратегии биоремедиации в настоящее время реализуются наиболее активно – биостимуляция и биоаугментация [5,11]. Возможным решением повышения эффективности биоаугментации может стать, во-первых, применение штаммов-деструкторов, выделенных из аборигенных сообществ, во-вторых, использование специальных носителей для иммобилизации интродуцируемых микроорганизмов.

В последнее время в технологиях улучшения качества почв получило распространение применение биочара – продукта термальной деградации органического материала в условиях отсутствия кислорода (методом пиролиза) [6, 7]. За счет большой поверхности и пористости биочар служит местом колонизации и активной жизнедеятельности аборигенных микроорганизмов [8]. Помимо улучшителя почвы биочар рассматривается некоторыми авторами и как носитель для микроорганизмов, используемых в

качестве почвенных инокулянтов, при этом все авторы считают, что вследствие существенно различающихся свойств биочара в каждом случае можно ожидать различных эффектов в отношении микроорганизмов, используемых в качестве инокулянтов [9]. Данные об использовании биочара в качестве носителя для почвенных углеводород-окисляющих микроорганизмов в литературе отсутствуют. В настоящей работе оценивали эффективность применения биочара при ремедиации нефтезагрязненной почвы. Для сравнения рассматривали влияние нативного биочара и биочара с иммобилизованными на нем штаммами углеводород-окисляющих микроорганизмов на скорость снижения нефетпродуктов, изменение фитотоксичности, метаболическую активность и биомассу микробного сообщества почвы.

### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Нефтезагрязненную почву отобрали на месте застарелого разлива товарной нефти на территории Республики Татарстан, Россия. Почва имела следующие характеристики: pH – 6.8, органический углерод (C<sub>орг</sub>) – 9.1%, общий азот (N<sub>общ</sub>) – 0.15%, содержание углеводов – 4.7%. В эксперименте использовали биочар, полученный путем медленного пиролиза березовых отходов при температуре 450°C.

Нефтезагрязненную почву подвергали различной обработке в течение 90 суток. Для каждого варианта обработки готовили по три независимых инкубационных сосуда, содержащих по 1 кг почвы. Каждую неделю почву перемешивали и увлажняли. Анализировали пять вариантов: (А) почва, без биочара, (В) почва, обработанная биочаром (1%), (С) почва, обработанная биочаром, на котором иммобилизованы бактерии *Pseudomonas aeruginosa* SNP0614, (D) почва, обработанная биочаром, на котором иммобилизованы бактерии *Acinetobacter radioresistens* NBRC 1024/3, (Е) почва без добавления биочара, которую не перемешивали и не увлажняли. Пробы отбирали каждые 7 суток в течение первого месяца, один раз в две недели в течение второго месяца и в конце эксперимента.

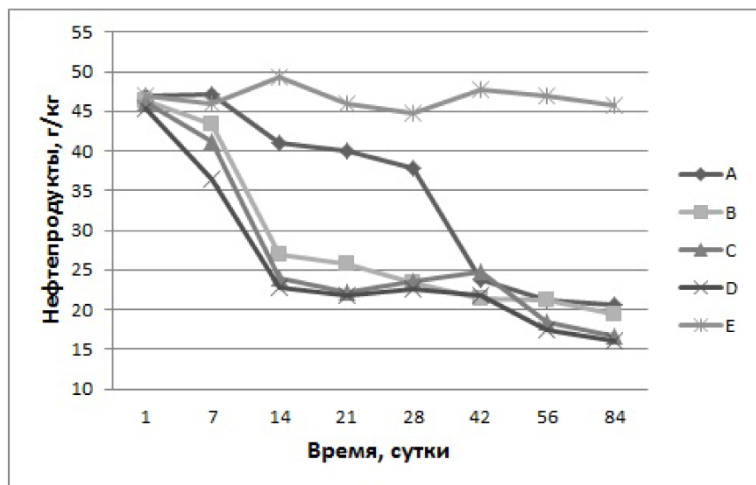
В качестве инокулята использовали два штамма активных деструкторов нефтяных углеводородов - *Pseudomonas aeruginosa* SNP0614 и *Acinetobacter radioresistens* NBRC 1024/3. Индивидуальные штаммы наращивали в течение 7 дней, приводили в контакт с биочаром, который вносили в почву. Конечное содержание клеток составило 5-9 10<sup>8</sup> КОЕ г в 1г почвы, Содержание нефтепродуктов определяли методом ИК-спектроскопии [1]. Базальную респираторную активность и микробную биомассу почвы определяли в соответствии с [3].

Фитотоксичность почвенных образцов определяли методом контактного биотестирования [4]. Тест-объектом являлись семена овса (*Avena sativa*). Индекс прорастания (GI) рассчитывали в соответствии с [12].

### РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В процессе биоремедиации не происходит достоверных изменений в

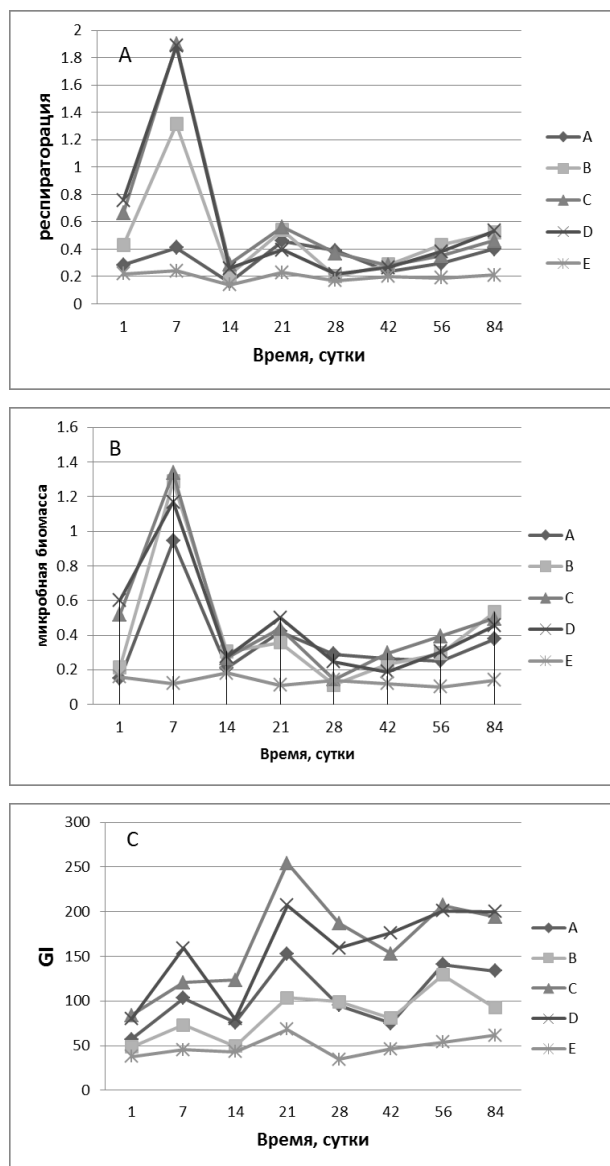
содержании нефтепродуктов в варианте Е, что связано с отсутствием в этом варианте какой-либо обработки почвы (рис.1).



**Рис. 1** Изменение содержания нефтепродуктов в процессе биоремедиации нефтезагрязненной почвы.

Максимальное снижение углеводородов отмечено в первые 14 суток, однако, скорость снижения различалась. Так, в вариантах А, В, С и D на 14 сутки снижение содержания углеводородов составило 13, 42, 49, и 53% соответственно. Достоверные различия в содержании нефтепродуктов в вариантах с внесением биочара и без него сохранялись до 28 суток исследования. К концу эксперимента таких существенных различий обнаружено не было: снижение углеводородов составило 56, 59, 66 и 66% в вариантах А, В, С и D соответственно.

Эффективность деградации нефтяных компонентов обусловлена функционированием микроорганизмов. В то же время сами нефтяные компоненты и их метаболиты изменяют функционирование и состав микробных сообществ, поэтому в процессе инкубирования почвенных образцов были оценены их характеристики – микробная биомасса почв, респираторная активность почв и индекс прорастания семян овса *Avena sativa*. Уровень микробной биомассы в исходной нефтезагрязненной почве (вариант Е) практически не изменялся на протяжении инкубирования и составлял 100-180 мкг/г почвы (рис. 2А). Перемешивание и увлажнение (вариант А) привело увеличению микробной биомассы на 7 суток инкубирования в 8 раз, что связано с изменением условий обитания аборигенных микроорганизмов. Уровни микробной биомассы в вариантах В, С и D оказались также выше по сравнению с вариантом Е, однако, достоверно не отличались от варианта А. Таким образом, можно предположить, что ни внесение бичара, ни биочара с иммобилизованными микроорганизмами не оказало стимулирующего влияния на микробную биомассу.



**Рис. 2** Изменение биологических параметров почвы при ремедиации.

*A* – респираторная активность почв; *B*– микробная биомасса почв; *C*– индекс прорастания растений *Avena sativa*.

Минимальная респираторная активность (0.14-0.26 мг C-CO<sub>2</sub>/г\*24ч) установлена в варианте Е (рис. 2В). Активное перемешивание и увлажнение (вариант А), обеспечивающее насыщение почвы кислородом, привело к увеличению респираторной активности в среднем в 1.7 раз по сравнению с вариантом Е. Внесение биоcharа (вариант В) привело к значительному увеличению респираторной активности на 1 и 7 сутки инкубирования. Аналогичным образом происходило увеличение респираторной активности в вариантах С и D, в которых вносили биоchar с иммобилизованными микроорганизмами. При этом значения респираторной активности в вариантах С и D в этот период оказались выше таковых варианта В в 1.4-1.8 раз. В дальнейшем респираторная активность микробных сообществ вариантов В, С и D снижалась.

Согласно данным литературы токсичный эффект на растения оказывают сами углеводороды непосредственно или

опосредовано через изменение почвенных условий, кроме того, в процессе трансформации углеводов могут образовываться токсичные метаболиты. В связи с этим, в процессе ремедиации было определено изменение

фитотоксичности смесей. Как видно из полученных данных, через сутки от начала эксперимента индексы прорастания (GI) вариантов А, В и Е достоверно не различались, а в вариантах С и D оказались в среднем в 1,7 раз выше (рис. 2С). Уровень GI варианта Е практически не изменялся на протяжении эксперимента и варьировался в интервале 38-68%. Значения GI вариантов В, С и D вариантов увеличивались в процессе инкубирования смесей и на 21 сутки наблюдали максимальные значения параметра (152, 254 и 207% соответственно), что свидетельствует о том, что к этому времени снизилось количество токсичных соединений. Необходимо отметить, что начиная с 21 суток GI вариантов С и D был выше по сравнению со значениями варианта В.

## ВЫВОДЫ

Таким образом, внесение биочара ускоряет процесс снижения нефтепродуктов в течение первых дней, что, вероятно, обусловлено увеличением активности микроорганизмов, в том числе и нефтеокисляющих, утилизирующих лабильные соединения, выделяющиеся из биочара. Кроме того, вероятно положительный эффект может быть связан с ко-локацией на поверхности биочара как клеток микроорганизмов, так и гидрофобных углеводородов. Дополнительное использование приемов аугментации позволило дополнительно увеличить скорость снижения содержания нефтепродуктов и фитотоксичности смесей. С практической точки зрения, такая интенсификация процесса на ранних стадиях является преимуществом при реализации процесса биоремедиации на территории с коротким теплым периодом.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98, 1998. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии. Москва. Госстандарт.
2. Akhmetzyanova, L.G., Kuritsyn, I.N., Selivanovskaya, S.J. 2014. Comparative analysis of the effectiveness of oil-contaminated soil remediation by microbial isolates of *Pseudomonas aeruginosa* and commercial preparation "Devoroil" // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences, 5(5), 1555-1559.
3. Bloem J., Hopkins D.W., Benedetti A. 2006. Microbiological methods for assessing soil quality. - CABI Publishing, 2006. – 307 p.
4. ISO 11269-2:2012, 2012 Качество почвы. Определение воздействия загрязняющих веществ на флору почвы. Часть 2. Воздействие загрязненной почвы на всхожесть и ранний рост высших растений. 14.
5. Kauppi S., Sinkkonen A., Romantschuk M. 2011. Enhancing bioremediation of diesel-fuel-contaminated soil in a boreal climate: Comparison of biostimulation and bioaugmentation. // International Biodeterioration & Biodegradation, 65, 359-368.
6. Lehmann J., Rillig M., Thies J., Masiello C., Hockaday W., Crowley D. 2011. Biochar effects on soil biota – A review. // Soil Biology and Biochemistry, 43, 9, 1812-1836.

7. *Qin G., Gong D., Fan M.-Y.* 2013. Bioremediation of petroleum-contaminated soil by biostimulation amended with biochar. //International Biodeterioration & Biodegradation, 85, 150-155.
8. *Quilliam R.S., Glanville H.C., Wade S.C., Jones D.L.* 2013. Life in 'charosphere' – does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms? //Soil Biology& Biochemistry, 65, 287-293.
9. *Rutigliano F.A., Romano M., Marzaioli R., Baglivo I., Baronti S., Miglietta F., Castaldi S.* 2014. Effect of biochar addition on soil microbial community in a wheat crop. //European Journal of Soil Biology, 60, 9-15.
10. *Suja F., Rahim F., Taha M. R., Hambali N., Razali M. R., Khalid A, Hamzah A.* 2014. Effects of local microbial bioaugmentation and biostimulation on the bioremediation of total petroleum hydrocarbons (TPH) in crude oil contaminated soil based on laboratory and field observations. //International Biodeterioration & Biodegradation ,90, 115-122.
11. *Wu M., Dick W., Li W., Wang X, Yang Q., Wang T., Xu L., Zhang M., Chen L.* 2016. Bioaugmentation and biostimulation of hydrocarbon degradation and the microbial community in a petroleum-contaminated soil. // International Biodeterioration & Biodegradation, 107, 158-164
12. *Zucconi, F. Pera A., Forte M., de Bertoldi M.* 1981. Evaluating toxicity of immature compost. //BioCycle, 22, (4), 54-57.

## ГЕНЫ УСТОЙЧИВОСТИ К АНТИБИОТИКАМ В НАВОЗАХ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ НА ФЕРМАХ РЕСПУБЛИКИ ТАТАРСТАН (РОССИЯ)

Селивановская С.Ю., Галицкая П.Ю., Данилова Н.В.

*ФГАОУ ВО «Казанский (Приволжский) Федеральный университет»*

Проведен скрининг четырнадцати видов навоза различных сельскохозяйственных животных на наличие генов устойчивости к тетрациклинам. Выявление генов устойчивости проводили с использованием восьми праймеров: *tet(A)*, *tet(B)*, *tet(C)*, *tet(E)*, *tet(M)*, *tet(O)*, *tet(S)*, *tet(X)* ПЦР. Установлено, что среди исследованных образцов навозов, свободные от *tet*-генов образцы отсутствуют. Наиболее распространенными оказались гены *tet(M)*, *tet(O)*, *tet(S)* и *tet(X)*.

*Selivanovskaya S.Y., Galitskaya P.Y., Danilova N.V.* **Antibiotic resistance genes in manures from farms of Tatarstan Republic (Russia).** The fourteen manures of different animals were screened for the resistance genes presence to tetracyclines. Identification of resistance genes was performed using PCR reaction with the eight primers: *tet(A)*, *tet(B)*, *tet(C)*, *tet(E)*, *tet(M)*, *tet(O)*, *tet(S)*, *tet(X)*. It

was found that there were no samples free of *tet*-gene among the studied manure samples. The most common were genes *tet*(M), *tet*(O), *tet*(S) и *tet*(X).

## ВВЕДЕНИЕ

Антибиотики широко применяют в животноводстве, причем, не только для лечения и профилактики заболеваний скота, но и в субтерапевтических дозах в качестве стимуляторов роста [12]. Интересно, что количество антибиотиков, применяемых в ветеринарии, кратно превышает таковое в медицине [5].

Вследствие слабой адсорбции антибиотиков в организме сельскохозяйственных животных до 30-90% исходного препарата выделяется вместе с экскрементами и уриной [12]. Попадая в окружающую среду в составе навозов, антибиотики могут вызывать распространение свойств антибиотикорезистентности [16]. Этому же способствует горизонтальный трансфер генов от антибиотикоустойчивой кишечной микрофлоры животных, содержащейся в навозах, к микроорганизмам почв и другим компонентам окружающей среды [3]. Устойчивость к антибиотикам в настоящее время признается в качестве серьезной угрозы для глобального здравоохранения в 21-м веке [8].

Согласно данным исследовательской компании Research Techart, в животноводстве России ежегодно используется около 3.5 тыс.т. антибиотиков, большая часть которых относится к тетрациклиновой группе [7, 19].

Развитие устойчивости к антибиотикам у бактерий является сложным процессом, который до сих пор не изучен до конца даже в клинических условиях [14]. Существует более тридцати различных генов устойчивости к тетрациклину, которые осуществляют резистентность с помощью трех механизмов: активный отток антибиотика из клетки - *tet*(A), *tet*(B), *tet*(C), *tet*(D), *tet*(E), *tet*(G), *tet*(H), *tet*(I), *tet*(J), *tet*(Z); защита рибосом - *tet*(M), *tet*(O), *tet*(S), *tet*(W), *tet*(Q), *tet*(T); дезактивация антибиотика – *tet*(X) [4]. Гены устойчивости к антибиотикам сохраняются длительное время, тем самым увеличивая риск их распространения в окружающей среде [7].

Согласно российскому законодательству, допустимые уровни остатков антибиотиков в продуктах питания регламентированы СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» [20]. При этом лимитов содержания антибиотиков в компонентах окружающей среды, например, в почве, навозах, также, как и информации о таком содержании, нет. Вместе с тем, анализ масштабности проблемы загрязнения окружающей среды антибиотиками и генами антибиотикорезистентности является первым шагом для ее решения.

Целью настоящей работы являлась оценка уровня распространения генов резистентности к тетрациклину в навозах животных и птиц в фермерских хозяйствах, обеспечивающих продукцией г. Казань. Оценка проводилась для фермерских хозяйств разного масштаба.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В качестве объектов исследования были использованы четырнадцать образцов навоза различных сельскохозяйственных животных (табл.1). Все отобранные навозы были разделены на три группы: навозы животных массового фермерского производства, малых ферм и частного домохозяйства. Навоз тщательно перемешивали, отбирали методом конверта, в лаборатории Образцы хранили при температуре 25°C.

Таблица 1 Образцы навозов, выбранные для исследования

| №  | Отход животноводства    | Место отбора образца                                               | Уровень организации              |
|----|-------------------------|--------------------------------------------------------------------|----------------------------------|
| 1  | Куриный помет           | Республика Татарстан, Лаишевский р-н, птицефабрика «Пестречинская» | Массовое фермерское производство |
| 2  | Куриный помет           | Республика Марий Эл, Волжский р-н, ГУП Птицефабрика «Волжская»     |                                  |
| 3  | Коровий навоз           | Республика Марий Эл, Волжский р-н, СПК колхоз «Заря»               |                                  |
| 4  | Кроличий навоз          | Республика Татарстан, Лаишевский р-н, дер. Орел                    | Малая ферма                      |
| 5  | Свиной навоз свежий     | Республика Татарстан, Лаишевский р-н, дер. Орел                    |                                  |
| 6  | Куриный помет           | Республика Татарстан, Лаишевский р-н, дер. Орел                    |                                  |
| 7  | Коровий навоз           | Республика Татарстан, Лаишевский р-н, дер. Орел                    | Частное домохозяйство            |
| 8  | Козий навоз             | Республика Татарстан, Балтасинский р-н, пгт Балтаси                |                                  |
| 9  | Свиной навоз с опилками | Республика Татарстан, Лаишевский р-н, дер. Орел                    |                                  |
| 10 | Козий навоз             | Республика Татарстан, Лаишевский р-н, дер. Орел                    |                                  |
| 11 | Куриный помет           | Республика Марий Эл, Волжский р-н, дер. Часовенная                 |                                  |
| 12 | Куриный помет           | Республика Марий Эл, Волжский р-н, дер.Мамасево                    |                                  |
| 13 | Куриный помет           | Республика Татарстан, Дрожжановский р-н, с. Старое Шаймурзино      |                                  |
| 14 | Кроличий навоз          | Республика Марий Эл, Волжский р-н, дер.Мамасево                    |                                  |

Выделение тотальной ДНК из образцов навоза массой 0,3 г производили с использованием набора FastDNA Spin Kit For Soil (MP Bio, Germany). Для амплификации фрагментов последовательности генов устойчивости к антибиотикам тетрациклиновой группы применяли праймеры *tet(A)*, *tet(B)*, *tet(C)*, *tet(E)*, *tet(M)*, *tet(O)*, *tet(S)*, *tet(X)*, последовательности которых представлены в таблице 2. Реакционная смесь (25 мкл) включала следующие компоненты: матричная ДНК – 1 мкл, праймеры (10 мкМоль) – по 1 мкл, dNTP (10 мМоль) – 2,5 мкл, Taq Buffer (10×) – 2,5 мкл, MgCl<sub>2</sub> (25 мМоль) – 2,5 мкл, Taq

polymerase (5 ед/мкл) – 0,5 мкл и ddH<sub>2</sub>O – 14 мкл. Амплификацию производили в термоциклере My Cycler (BioRad, Germany) по следующей программе: предварительная денатурация – 3 мин при 95°C; 35 циклов: денатурация – 30 с при 95°C, отжиг – 30 с при 56°C, элонгация – 30 с при 72°C и финальная элонгация – 5 мин при 72°C. Наличие генов устойчивости проверяли методом электрофореза в буфере TBE (состав: 89 мМ TRIS; 89 мМ борной кислоты; 2 мМ ЭДТА (pH 8,0) на 3 %-м агарозном геле. Результаты электрофореза после окрашивания геля бромистым этидием оценивали в ультрафиолетовом свете с помощью GelDoc (BioRad, Germany). В качестве маркера длины фрагментов ДНК применяли маркер Ladder 100bp (Fermentas, Germany).

**Таблица 2** Праймеры к генам устойчивости к тетрациклинам

| Ген-мишень     | Праймер          | Последовательность 5'-3' | Ссылка                       |
|----------------|------------------|--------------------------|------------------------------|
| <i>tet</i> (A) | <i>tet</i> (A)-F | CAGGCAGGTGGATGAGGAA      | Macovei and Zurek (2006) [9] |
|                | <i>tet</i> (A)-R | GGCAGGCAGAGCAAGTAGAG     |                              |
| <i>tet</i> (B) | <i>tet</i> (B)-F | GAAGTAGGGGTTGAGACGCA     | Aminov et al. (2002) [6]     |
|                | <i>tet</i> (B)-R | TTTCGGTAAATAGCACCCACA    |                              |
| <i>tet</i> (C) | <i>tet</i> (C)-F | ACTACTGGGCTGCTTCCTAATG   | Aminov et al. (2002) [6]     |
|                | <i>tet</i> (C)-R | TCCTACGAGTTGCATGATAAAGA  |                              |
| <i>tet</i> (E) | <i>tet</i> (E)-F | AGTTGGATGCGGATTGTATGT    | Schmidt et al. (2001) [13]   |
|                | <i>tet</i> (E)-R | ACGGTCGGTTTCACGTCTAG     |                              |
| <i>tet</i> (M) | <i>tet</i> (M)-F | GGTTGGAATGTGACGGACTG     | Ng et al.(2001) [11]         |
|                | <i>tet</i> (M)-R | ATCGTTGTATGCTCGTGAAAGA   |                              |
| <i>tet</i> (O) | <i>tet</i> (O)-F | GCTAAAAACAATCTGGGGACTC   | Aminov et al.(2002) [6]      |
|                | <i>tet</i> (O)-R | AACATCCCTCAAATGCAATGT    |                              |
| <i>tet</i> (S) | <i>tet</i> (S)-F | CAAAGTTGCTCCTTATATCCTGT  | Manuzon et al. (2007) [10]   |
|                | <i>tet</i> (S)-R | TAGACAAGCCGTTGACCATC     |                              |
| <i>tet</i> (X) | <i>tet</i> (X)-F | GAAAGAGACAACGACCGAGAG    | Brenda et al. (1992) [15]    |

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно данным литературы, навоз скота, содержащегося на крупных фермах, загрязнен генами антибиотикорезистентности [16, 17]. Мы предположили, что гены устойчивости к тетрациклину присутствуют на сельскохозяйственных предприятиях, осуществляющих массовое производство, но отсутствуют на малых фермах и в частных домохозяйствах. Для проверки данного предположения, нами было проанализировано четырнадцать видов навоза животных и птиц разного уровня содержания. Из каждого образца была выделена ДНК и проведена амплификация в каждом из указанных праймеров.

На рис. 1 в качестве примера представлены результаты оценки содержания ампликонов генов устойчивости к препаратам группы тетрациклина в образце куриного помета (сухого), отобранного на птицефабрике «Пестречинская» (Республика Татарстан, Лаишевский район). Эта одно из

крупнейших птицеводческих предприятий Республики Татарстан. Поголовье содержащихся в ней бройлеров насчитывает около 1,6 млн. голов [4]. Из данных рис.1 видно, что куриный помет содержит гены устойчивости к препаратам тетрациклиновой группы. Так, при использовании праймеров *tet(A)*, *tet(B)*, *tet(M)*, *tet(O)*, *tet(S)*, *tet(X)* обнаружены ампликоны этих генов. Генов устойчивости *tet(C)* и *tet(E)*, отвечающих за активный отток антибиотика из клетки, выявлено не было. Интересно, что окраска бандов на геле различна: так, для генов *tet(M)* и *tet(X)* она более интенсивна, что, вероятно, связано с их большим обилием в образце, тогда как для генов *tet(A)*, *tet(B)*, *tet(O)*, *tet(S)* она более низкая.

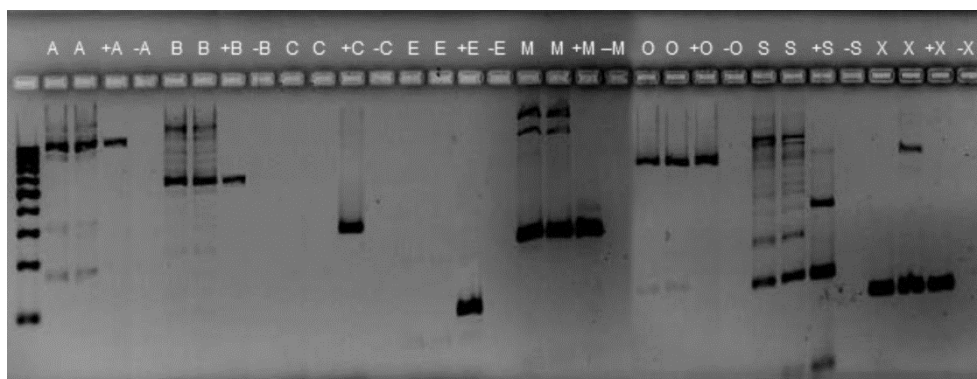


Рис. 1. Ампликоны генов устойчивости к препаратам группы тетрациклина в курином помете, отобранном на птицефабрике «Пестречинская», оцененное методом ПЦР.

*A A – ампликоны, образованные при использовании соответствующих tet-праймеров: A – tet(A), B – tet(B), C – tet(C), E – tet(E), M – tet(M), O – tet(O), S – tet(S), X – tet(X). +A – позитивный контроль (проверка успешности реакции), – A – негативный контроль (проверка чистоты реактивов).*

В таблице 3 суммированы результаты определения наличия генов устойчивости во всех проанализированных навозах. Как видно из полученных данных, наиболее часто присутствовали в исследуемых образцах гены *tet(M)*, *tet(O)*, *tet(S)*, обеспечивающие рибосомную защиту и ген *tet(X)*, дезактивирующий тетрациклины. Ген *tet(X)* присутствовал во всех образцах навозов и пометов, кроме образца коровьего навоза, отобранного на предприятии массового производства (Республика Марий Эл, Волжский р-н, СПК колхоз «Заря»). Ген *tet(C)*, ответственный за выкачивание антибиотика из клетки, не выявили ни в одном из образцов навоза. В наименьшем количестве исследованных образцов наблюдался ген *tet(E)* (4 из 14). Полученные данные соответствуют представленным в литературе: гены устойчивости к тетрациклинам *tet(M)* и *tet(O)* были обнаружены в 21–75% образцов навоза и сельскохозяйственных почв [2]. Согласно исследованиям ген *tet(M)* наиболее часто встречается в навозах сельскохозяйственных животных [1]. При

сравнении видов навозов и пометов выявлено, что большее число генов устойчивости содержится в курином помете (5-6 генов из 8).

Для того, чтобы проверить гипотезу о связи масштабности производства с загрязненностью антибиотиками, была проведена балльная оценка полученных при электрофорезе результатов. Сравнение проводили для образцов куриного помета, поскольку, во-первых, эти образцы присутствовали в каждой из исследуемых групп предприятий (массовое производство, фермерское хозяйство среднего размера, частное домохозяйство) а во-вторых, они содержали наибольшее количество генов устойчивости. В случае, если ген устойчивости не был обнаружен при электрофорезе, образцу по данному гену присваивался балл «0». Если ген был обнаружен, но интенсивность окраски банды была слабой – балл «1», сильной – балл «2». Полученные балльные значения суммировались для каждого образца и усреднялись внутри групп. Усредненные значения для групп «массовое производство», «фермерское хозяйство среднего размера», «частное домохозяйство» составили соответственно 6.5, 8.0 и 7.3 балла. Таким образом, нами установлено отсутствие зависимости наличия генов устойчивости к антибиотикам и масштабов производства птицы: пометы, отобранных в частных хозяйствах, по степени их загрязненности генами устойчивости к антибиотикам оказались сопоставимы с пометами, отобранными в крупных птицеводческих комплексах.

**Таблица 3** Результаты скрининга образцов навоза на предмет наличия генов устойчивости к тетрациклинам

| №  | Название образца        | Наличие генов устойчивости |                |                |                |                |                |                |                |
|----|-------------------------|----------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
|    |                         | <i>tet</i> (A)             | <i>tet</i> (B) | <i>tet</i> (C) | <i>tet</i> (E) | <i>tet</i> (M) | <i>tet</i> (O) | <i>tet</i> (S) | <i>tet</i> (X) |
| 1  | Куриный помет           | +                          | +              |                |                | +              | +              | +              | +              |
| 2  | Куриный помет           |                            |                |                | +              | +              |                | +              | +              |
| 3  | Коровий навоз           |                            |                |                | +              |                |                | +              |                |
| 4  | Кроличий навоз          |                            |                |                |                |                |                |                | +              |
| 5  | Свиной навоз свежий     |                            |                |                |                |                |                |                | +              |
| 6  | Куриный помет           | +                          | +              |                | +              | +              |                | +              | +              |
| 7  | Коровий навоз           |                            |                |                |                |                | +              | +              | +              |
| 8  | Козий навоз             | +                          | +              |                |                | +              | +              | +              | +              |
| 9  | Свиной навоз с опилками |                            |                |                |                |                |                |                | +              |
| 10 | Козий навоз             |                            |                |                |                |                |                |                | +              |
| 11 | Куриный помет           | +                          | +              |                |                | +              | +              | +              | +              |
| 12 | Куриный помет           |                            |                |                |                | +              | +              |                | +              |
| 13 | Куриный помет           | +                          | +              |                |                | +              | +              | +              | +              |
| 14 | Кроличий навоз          |                            | +              |                | +              |                | +              | +              | +              |

\* + Ген обнаружен, интенсивность окраски банды - низкая

\*\* + Ген обнаружен, интенсивности окраски банды – высокая

## ВЫВОДЫ

Таким образом, результаты настоящей работы показали, что гены устойчивости к антибиотикам тетрациклиновой группы являются распространенными среди навозов и пометов сельскохозяйственных животных и птиц. Очевидно, это связано с тем, что тетрациклины широко применяются фермерами для выращивания скота. Гены, отвечающие за рибосомную защиту (*tet(M)*, *tet(O)*, *tet(S)*) и дезактивацию тетрациклинов (*tet(X)*) оказались доминирующими. Сильнее всего загрязнены генами образцы куриного помета. Гены найдены как в образцах, отобранных на предприятиях массового производства, так и в малых фермах и частных домохозяйствах.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Agersø Y., Jensen L.* 2002. The identification of a tetracycline resistance gene *tet (M)*, on a Tn916-like transposon, in the *Bacillus cereus* group // *FEMS Microbiology Letters*. 214. P. 251–256.
2. *Asai T., Kojima A., Harada K., Ishihara K., Takahashi T., Tamura Y.* 2005. Correlation between the Usage Volume of Veterinary Therapeutic Antimicrobials and Resistance in *Escherichia coli* Isolated from the Feces of Food-Producing Animals in Japan // *Jpn. J. Infect. Dis.* № 10 (58). P. 369–372.
3. *Aydin S., Ince B., Ince O.* 2015. Development of antibiotic resistance genes in microbial communities during long-term operation of anaerobic reactors in the treatment of pharmaceutical wastewater // *Water Research*. 2015. 83. P. 337–344
4. *Agersø Y., Jensen L.* 2002. The identification of a tetracycline resistance gene *tet (M)*, on a Tn916-like transposon, in the *Bacillus cereus* group // *FEMS Microbiology Letters*. 214. P. 251–256.
5. *Asai T., Kojima A., Harada K., Ishihara K., Takahashi T., Tamura Y.* 2005. Correlation between the Usage Volume of Veterinary Therapeutic Antimicrobials and Resistance in *Escherichia coli* Isolated from the Feces of Food-Producing Animals in Japan // *Jpn. J. Infect. Dis.* № 10 (58). P. 369–372.
6. *Aydin S., Ince B., Ince O.* 2015 Development of antibiotic resistance genes in microbial communities during long-term operation of anaerobic reactors in the treatment of pharmaceutical wastewater // *Water Research*. 83. P. 337–344.
7. *Chopra I., Roberts M.* 2001. Tetracycline Antibiotics : Mode of Action , Applications , Molecular Biology , and Epidemiology of Bacterial Resistance // *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. № 2 (65). P. 232–260.
8. *Du L., Liu W.* 2012. Occurrence , fate , and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review // *Agron. Sustain. Dev.* 32. P. 309–327.
9. *Krapac I.J., White B., Mackie R.* 2002. Development, Validation, and Application of PCR Primers for Detection of Tetracycline Efflux Genes of Gram-Negative Bacteria // *Appl. Environ. Microbiol.* № 68(4). P. 1786-1793.
10. *Kyselková M., Kotrbová G., Bhumibhamon A., Chronáková A., Jirout J., Vrchotová N., Schmitt H., Elhottová D.* 2015. Tetracycline resistance genes persist in soil amended with cattle feces independently from chlortetracycline selection pressure // *Soil Biology and Biochemistry*. 81. P. 259–265.

11. *Littmann J., Buyx A., Cars O.* 2015. Antibiotic resistance : An ethical challenge // International Journal of Antimicrobial Agents. № 4 (46). P. 359–361.
12. *Macovei L., Zurek L.* 2006. Ecology of Antibiotic Resistance Genes : Characterization of Enterococci from Houseflies Collected in Food Settings // Appl. Environ. Microbiol. № 6 (72). P. 4028–4035.
13. *Manuzon M.Y., Hanna S., Luo H., Yu Z., Harper W., Wang H.* 2007. Quantitative Assessment of the Tetracycline Resistance Gene Pool in Cheese Samples by Real-Time TaqMan PCR // Appl. Environ. Microbiol. 2007. № 5 (73). P. 1676–1678.
14. *Ng L., Martin I., Alfa M., Mulvey M.* 2001. Multiplex PCR for the detection of tetracycline resistant genes // Molecular and Cellular Probes. 15. P. 209–215.
15. *Sarmah A.K., Meyer M.T., Boxall A.B.* 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment // Chemosphere. № 5 (65). P. 725–759.
16. *Schmidt A., Bruun M., Dalsgaard I., Larsen J.* 2001. Incidence, Distribution, and Spread of Tetracycline Resistance Determinants and Integron-Associated Antibiotic Resistance Genes among Motile Aeromonads from a Fish Farming Environment // Appl. Environ. Microbiol. № 67(12). P. 5675–5682.
17. *Selvam A., Xu D., Zhao Z., Wong J.* 2012 Fate of tetracycline , sulfonamide and fluoroquinolone resistance genes and the changes in bacterial diversity during composting of swine manure // Bioresource Technology. 126. P. 383–390.
18. *Speer B.S., Shoemaker N.B., Salyers A.A.* 1992. Bacterial Resistance to Tetracycline : Mechanisms , Transfer , and Clinical Significance // Clin. Microbiol. Rev. № 4 (5). P. 387–399.
19. *Tang X., Lou C., Wang S., Lu Y., Liu M., Hashimi M.* 2015. Effects of long-term manure applications on the occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes ( ARGs ) in paddy soils : Evidence from four field experiments in south of China // Soil Biology and Biochemistry. 90. P. 179–187.
20. *Wang F., Qiao M., Chen Z., Su J., Zhu Y.* 2015. Antibiotic resistance genes in manure-amended soil and vegetables at harvest // Journal of Hazardous Materials. 299. P. 215–221.
21. *Аглямев Р.А.* 2015. Состояние и развитие мясного и яичного птицеводства в Республике Татарстан. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.
22. *Алексеев Н.Р., Шелепов И.А.* 2013. Антибиотики и корма // Современный фермер. 4. С. 48–51.
19. СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» 2002.

## ДИСТАНЦИОННЫЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ ДЕГРАДАЦИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ

*Тепаносян Г.О., Асмарян Ш.Г., Мурадян В.С., Сагателян А.К.*

*Центр эколого-ноосферных исследований НАН РА*

В Армении деградация почв обусловлена разными факторами, в том числе и чрезмерным стравливанием пастбищ и является серьезной проблемой с точки зрения продовольственной безопасности и устойчивого развития. Оценка деградации почв важна для определения возможных последствий и потенциальных мер управления. В данной работе рассматривается возможность определения отдельных компонентов земной поверхности связанных с деградацией (ППР, ППОП и ППК) методами ЛСР и НРВИ-АСС, используя космический снимок QuickBird, и их применимость для оценки и картографирования деградированности пасбищных земель. Как показывают результаты, методы ЛСР и НРВИ-АСС применительно к космическому снимку QuickBird дают уникальную возможность для точного определения ППР, ППОП, а предложенный метод оценки и картографирования деградации почв адекватно отражает реальную ситуацию.

*Tepanosyan G.O., Asmaryan Sh.G., Muradyan V.S., Sagatelyan A.K. Remote sensing methods for assessing degradation of agricultural lands. qn Armenia soil degradation is determined by different factors, including overgrazing, and is a grave concern in terms of food safety and sustainable development. Assessing soil degradation is essential to reveal probable consequences and potential management measures. This article considers a possibility of determining degradation related soil surface components (fractional vegetation cover-FVC, bare soils fractions- BSF and surface rock cover- SRC) with help of linear spectral unmixing (LSU) and NDVI-SMA methods, using a QuickBird satellite imagery, and their applicability to assessment and mapping of degradation degree of pasturelands. The results have indicated that LSU and NDVI-SMA methods as applied to a QuickBird satellite image gives a unique opportunity to precisely determine FVC and BSF, whereas the proposed soil degradation assessment and mapping method adequately reflects the actual situation.*

### ВВЕДЕНИЕ

Бессистемное, нерациональное, научно необоснованное использование горных пастбищ приводит к их деградации [33, 34], что в свою очередь приводит к нарушению природного равновесия и к снижению продуктивности сельскохозяйственных земель [25, 33] – становясь серьезной проблемой с точки зрения продовольственной безопасности и устойчивого развития в целом [25].

Армения типичная горная малоземельная страна, где деградация почв, обусловленная бессистемным и чрезмерным выпасом скота, очень распространена [37], особенно, на пастбищах, расположенных вблизи деревень, и

это в том случае, когда удаленные пастбища используются ограниченно [20, 28, 39].

Оценка деградации почв важна для определения возможных последствий и потенциальных мер управления. Из существующих методов оценки деградации методы дистанционного зондирования (ДЗ) и геоинформационные технологии (ГИС), в последние десятилетия, стали необходимостью для мониторинга и оценки деградации пастбищ [2, 15, 27]. В этом деле сегодня есть особый интерес к методу линейного спектрального разделения (ЛСР), который имеет большой потенциал выявления и картографирования деградированных земельных участков [8, 9, 14, 16, 21]. Оно широко используется для определения компонентов земной поверхности, связанных с деградацией – проективное покрытие растительности, оголенных почв и камней (ППР, ППОП, ППК) [9, 19, 21].

В методе ЛСР предполагается, что спектральная характеристика данного пикселя является линейной комбинацией эндмемберов (endmember) [8, 31]. Эндмемберы, это чистые компоненты земной поверхности, которые, как предполагается, имеют уникальные спектральные характеристики [8, 26]. В анализе спектральных смесей (АСС) первый и самый важный шаг, это определение эндмемберов. Из существующих многочисленных методов [4, 7, 12, 18] самым распространенным, вероятно, является метод, предложенный Боардманом, который включен в программное обеспечение ENVI (Environment for Visualizing Images) [3].

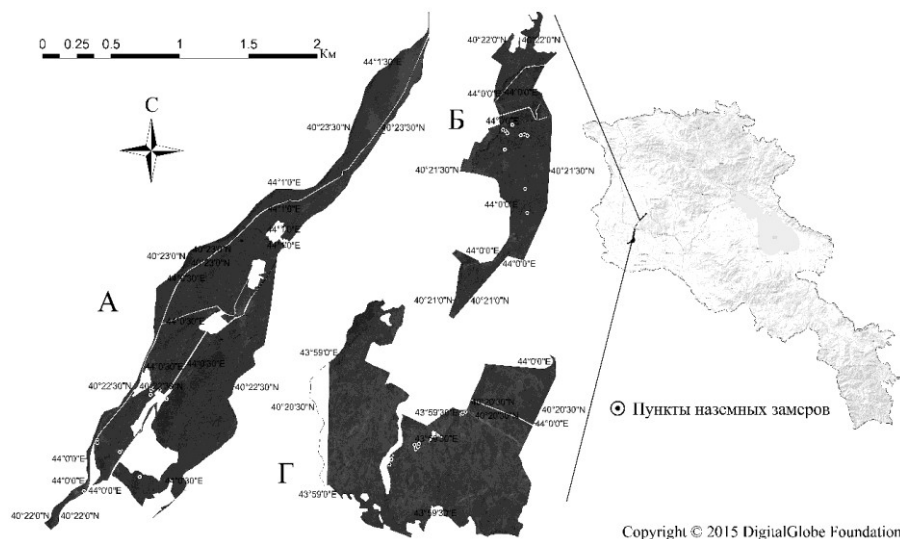
Сильно упрощенной моделью АСС является модель НРВИ-АСС основанный на НРВИ (нормализованный разностный вегетационный индекс-NDVI), в котором предполагается что данный пиксель состоит только из двух эндмемберов – растительность и оголенные почвы, следовательно, значение НРВИ этого пикселя является линейной комбинацией этих двух компонентов. Модель НРВИ-АСС широко используется для определения растительного покрова [13, 31], который является самым распространенным индикатором оценки деградации пастбищ методами ДЗ [1, 11, 22, 24].

Целью, данного исследования, является оценка точности методов ЛСР и НРВИ-АСС для определения отдельных компонентов земной поверхности, связанных с деградацией, используя космический снимок QuickBird, и определение их применимости для картографирования деградации горных пастбищ.

## **ОБЪЕКТ И ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ**

Объектами исследования являются пастбища, расположенные вблизи сельской общины Неркин Сасунашен ( $40^{\circ}59'E$ ,  $40^{\circ}21'N$ ) (Армения) – Сари чаир, Мелко ахбюр (А), Булумбуз (Б), Чораноци арот 1 и Чораноци арот 2 (Г) (в целом  $\approx 416$ га) (рис. 1). Территория характеризуется сильной каменистостью почв [35]. Норма осадков в период с июля по август составляет 50-150мм, средняя температура воздуха в июле варьирует в пределах  $10-20^{\circ}C$ .

Исследуемая территория 5-6 месяцев в году (ноябрь, декабрь - март, май) покрыт устойчивым снежным покровом [38].



**Рис. 1** Расположение исследуемых территорий

Стандартный снимок QuickBird, предоставленный фондом “DigitalGlobe Foundation”, был сделан в 3 июля 2010 г., при ясном небе. Геометрическая коррекция снимка сделана самим поставщиком снимков со средней квадратической ошибкой (СКО) - 14м. Стандартный снимок радиометрически скорректирован и поскольку к нему прилагалась грубая цифровая модель рельефа ортокоррекция здесь не приемлема. Коррекция включает только специфические ошибки, вызванные инструментом (сенсором), следовательно, необходимо дальнейшая коррекция изображения, что и было выполнено согласно техническому руководству DigitalGlobe [17].

Во время полевых работ (13.07.2015г.) по визуальным показателям деградации почв (растительный покров, оголенные почвы, обнаженные камни, уплотненные участки почв и распыленность верхнего слоя почвы) [9, 19, 21, 29, 34], были выявлены три степени деградированности почв: I – слабо или не деградированные, II – среднедеградированные, III – сильнодеградированные.

На участках с разной степенью деградированности сетка размером 1 м<sup>2</sup> (размер клеток – 100 см<sup>2</sup>) была установлена на поверхность земли и вертикально сфотографирована, для дальнейшего вычисления в нем ППР, ППОП и ППК в камеральных условиях.

## МЕТОДЫ

### *Линейное спектральное разделение и модель НРВИ-АСС*

Математическая формула модели ЛСР представляется следующим образом [9, 31]:

$$R_k = \sum_{i=1}^M f_i r_{i,k} + e_k, \sum_{i=1}^M f_i = 1, 0 \leq f_i \leq 1 \quad (1)$$

где  $R_k$  это величина отражения в каждом спектральном диапазоне ( $k$ ),  $M$  – количество эндмемберов,  $f_i$  – доля эндмембера  $i$  в спектральном диапазоне  $k$ , и  $e_k$  – остаточный член в спектральном диапазоне  $k$ .

В методе ЛСР существуют два вида ограничений. Первое – сумма эндмемберов должно быть равно 1, и второе – значения эндмемберов должны находиться в области 0-1 [8, 26, 31].

Модель НРВИ-АСС представляет собой простое уравнение [30, 31]:

$$\text{НРВИ} = f * \text{НРВИ}_p + (1 - f) * \text{НРВИ}_n \Rightarrow f = \frac{\text{НРВИ} - \text{НРВИ}_n}{\text{НРВИ}_p - \text{НРВИ}_n} \quad (2)$$

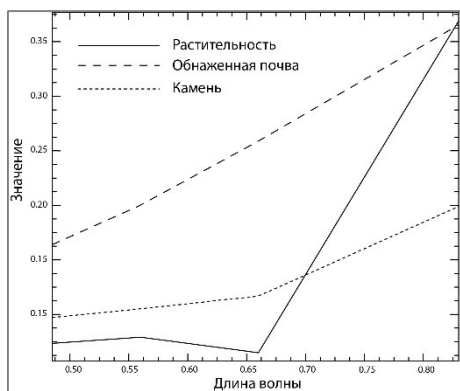
где  $f$  – это доля растительного покрова в смешанном пикселе (то есть ППР); НРВИ – это НРВИ смешанного пикселя; НРВИ<sub>р</sub> – это НРВИ растительности; НРВИ<sub>п</sub> – это НРВИ оголенных почв.

Для каждого из А, Б и Г участков были выбраны несколько пикселей с 100% растительным покровом и 100% оголенными почвами и рассчитаны их средние значения, что и было принято в качестве НРВИ<sub>р</sub> и НРВИ<sub>п</sub>. Вставляя полученные результаты (соответственно А-0.723, 0.173; Б-0.715, 0.186; Г-0.7, 0.145) в уравнении (2) мы получаем значения ППР для каждого участка.

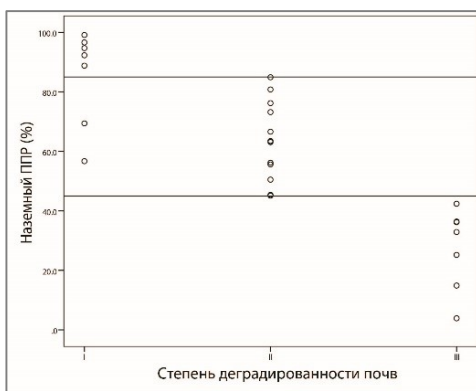
#### *Выбор эндмемберов*

Количество эндмемберов зависит от размерности космического снимка [31]. В нашем случае, коэффициент корреляции между тремя видимыми спектральными диапазонами снимка составляет 0.98. Это свидетельствует от том, что размерность снимка не столь высока, как предлагается спектральным разрешением. Следовательно, учитывая этот факт, и то, что число эндмемберов не должно превышать число спектральных диапазонов снимка [40], можно предположить, что оптимальное число эндмемберов для нашего исследования – три.

Выбор эндмемберов сделан непосредственно из космического снимка в три этапа. Сперва, снимок подвергся обработке с использованием алгоритма спектральной трансформации (минимизации) шумовых помех (MNF-Minimum noise fraction) [12, 36], потом, был применен алгоритм индекса спектральной чистоты пикселя (PPI-Pixel purity index) [5, 6], в результате чего были найдены «самые чистые» пиксели (потенциальные эндмемберы). На последнем этапе, сравнивая спектральные кривые потенциальных эндмемберов со спектральными кривыми спектральных библиотек, а также анализируя панхроматический снимок QuickBird, снимки GoogleEarth высокого разрешения и данные полевых исследований были выбраны реальные эндмемберы. Таким образом, для каждого из участков А, Б и Г были выбраны три эндмембера – растительность, оголенная почва и камни, средние спектральные значения которых представлены на рисунке 2.



**Рис. 2** Кривые усредненных спектральных значений выбранных эндмемберов



**Рис. 3** График сопоставления степени деградированности с ППР

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

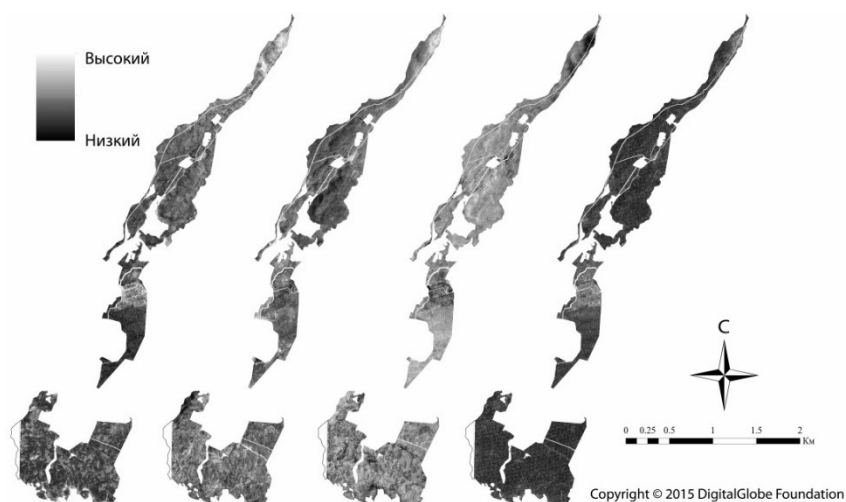
Карты ППР, ППОП, ППК и СКО полученные из космического снимка QuickBird методами ЛСР и НРВИ-АСС изображены на рисунке 4. Пиксели со светлой окраской соответствуют высоким значениям эндмемберов, а пиксели с темной окраской низким значениям. Как видно из рисунка, вместе с уменьшением высотности наблюдается сокращение растительного покрова, что обусловлено физико-географическими особенностями исследуемой территории, то есть, сменой ландшафтных поясов (от сухостепного до горностепных поясов).

Согласно низким значениям СКО полученные для участков А, Б и Г (соответственно 0.000145, 0.00077 и 0.000491), можно предположить, что были отобраны правильные эндмемберы. Однако, низкие значения СКО еще не являются гарантией точности полученных данных. Для определения точности нужно сопоставить полученные данные с результатами полевых исследований [9].

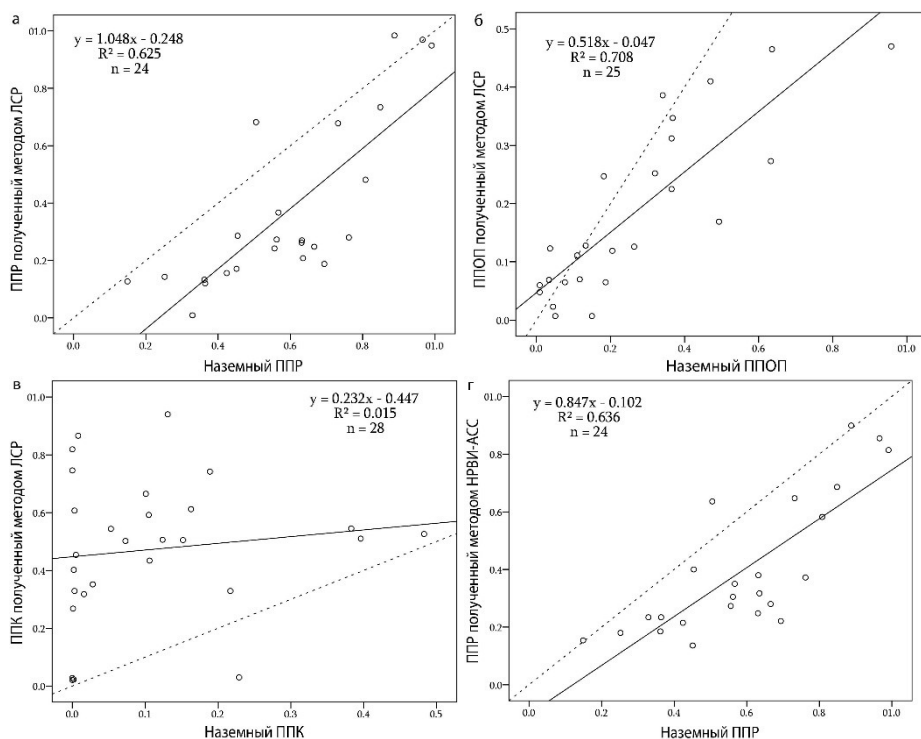
На рисунке 5 изображены графики линейной регрессии между ППР, ППОП, ППК полученные методом ДЗ и наземными данными. Результаты показывают существенную корреляцию, с коэффициентами детерминации ( $R^2$ ) 0.625 (метод ЛСР) и 0.636 (метод НРВИ-АСС) для ППР и 0.708 для ППОП (уровень значимости:  $p \leq 0.01$ ). Низкое значения  $R^2$  для ППК (0.015) означает, что полученные данные не отражают реальные значения ППК в природе.

Используя уравнения регрессии ППР (метод НРВИ-АСС) и ППОП были преобразованы в реальные значения ППР и ППОП.

Из рис. 3 видно, что каждой степени деградированности почв соответствует определенный интервал ППР (I степень-85-100%, II степень -45-85% и III степень -0-45%). Видно также, что две точки I степени деградированности не соответствуют общей закономерности, в связи с тем, что в участках, соответствующих этим точкам деградация обусловлена природным фактором – высокой степенью каменистости.

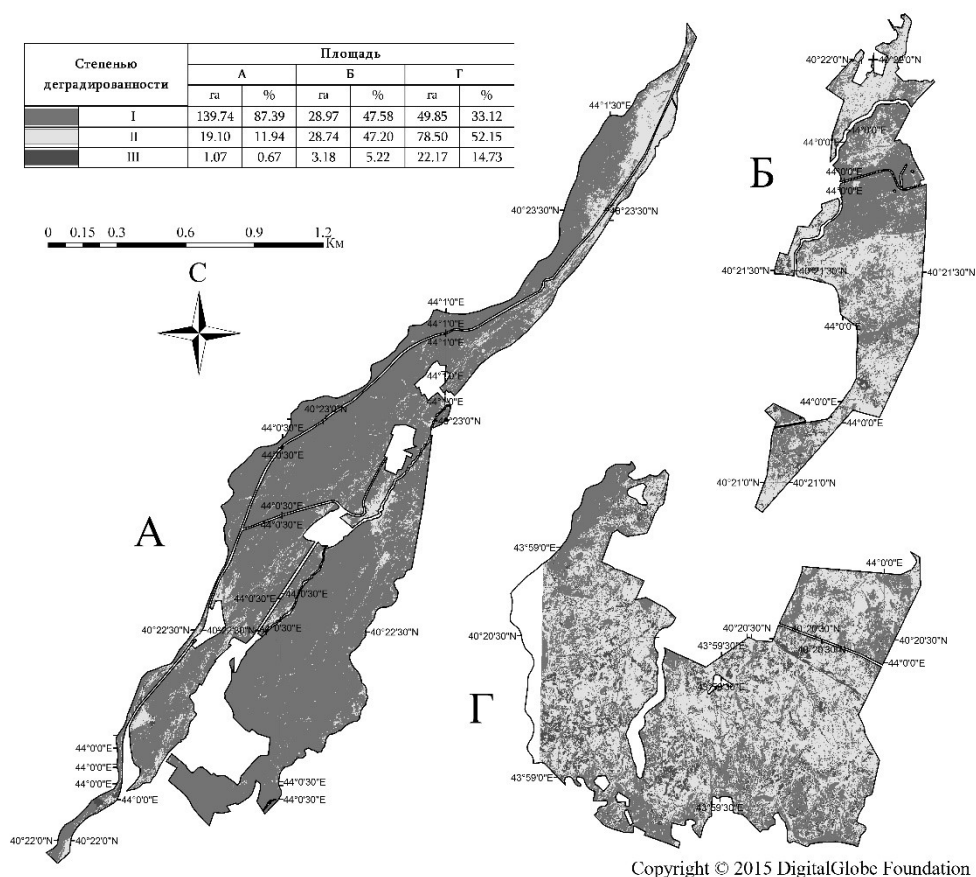


**Рис. 4** Карта ППР, ППОП, ППК и СКО полученные методом ЛСР и ППР полученный методом НРВИ-АСС (слева на право)



**Рис. 5** Графики линейной регрессии между (а) ППР, (б) ППОП, (в) ППК полученные методом ЛСР, (г) ППР полученный методом НРВИ-АСС и наземными данными.

Таким образом, классифицируя ППР по вышеизложенной градации мы получим карту деградированности пастбищных земель, где, однако, деградация обусловлена как антропогенными, так и природными факторами (каменистость). Для картографирования антропогенной деградации пастбищных земель необходимо отделить деградации, обусловленные природными и антропогенными факторами. В ходе полевых исследований было выяснено, что в участках где деградация не обусловлена антропогенными факторами ППОП не превышает 15%. Следовательно, путем классификации ППОП по двум классам (<15% и 15-100%), наложения с уже классифицированной картой ППР и переклассификации мы получим карту антропогенной деградированности почв (рис. 6).



**Рис. 6** Карта деградированности сельскохозяйственных земель

Как видно, около 87% территории участка А занимают земли с I степенью деградированности. 11.94% и 0.67% всей территории данного участка – это территории соответственно с II и III степенью деградированности. Деградация в основном обусловлена наличием грунтовых дорог, чрезмерным выпасом и топтанием земли, особенно в местах скопления скота (загоны и водопои). В

участке Б преобладают территории с I и II степенью деградированности, соответственно 47.58% и 47.2%. Территории с III степенью деградированности занимают 5.22%. В участке Г преобладают территории II степени деградированности, а участки с I и III степенью - соответственно 33,12% 14,73% всей территории.

В литературе, коэффициент детерминации линейной регрессии между ППП полученной методами ЛЦР, НРВИ-АСС и наземными данными варьирует в пределах  $0.85 \sim 0.9$  [10, 22, 30, 31, 32]. В нашем исследовании, зарегистрировано более слабая корреляция ( $R^2 = 0.625$  (метод ЛЦР) и  $R^2 = 0.636$  (метод НРВИ-АСС)), что в основном может быть связана с временной разницей между спутниковой съемкой и полевыми работами. Для ППОП, в сравнении с другими работами, были получены достаточно хорошие результаты [9, 22].

Необходимо отметить, что QuickBird не является оптимальным сенсором для определения ППК методом ЛЦР. К примеру, в космическом снимке QuickBird отсутствует коротковолновый инфракрасный спектральный диапазон, который очень важен для определения ППК [22]. Для получения точных значений ППК нужно использовать космические снимки с более высоким спектральным разрешением, например, WorldView 2 [19].

Визуальная оценка деградированности почв с помощью панхроматического снимка QuickBird показало четкое соответствие с полученной картой эродированности. Это свидетельствует о том, что предложенный метод объективно отражает реальную ситуацию.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Методы АСС применительно к космическим снимкам QuickBird предоставляют возможность для более точной оценки состояния почв с точки зрения деградации. Это исследование показало, что при помощи АСС можно получить значения ППП и ППОП с достаточной точностью, чтобы использовать их для оценки и картографирования деградации земель. Тем не менее, QuickBird из-за низкого спектрального разрешения не является оптимальным сенсором для получения ППК. Следует отметить, что в дальнейшем полученные результаты могут использоваться как входные данные для моделей оценки риска эрозии почв.

Предложенный метод оценки и картографирования деградации почв может служить альтернативой сложным моделям оценки деградации, потому что большое количество необходимых входных данных для этих моделей в наличии нет, а получение новых данных занимает много времени и требует больших финансовых затрат.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Akiyama T., Kawamura K. 2007. Grassland degradation in China: methods of monitoring, management and restoration. Grassland science, 53(1), pp. 1–17.
2. Ballayan D. 2000. Soil degradation: Biodiversity and land degradation. ESCAP environment statistics course, FAO, Rome.

3. *Berman M., Kiiveri H., Lagerstrom R., Ernst A., Dunne R., Huntington J.F.* 2004. ICE: A Statistical Approach to Identifying Endmembers in Hyperspectral Images. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 42(10), pp. 2085-2095.
4. *Bioucas-Dias J.M., Nascimento J.* 2005. Hyperspectral subspace identification. *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*, 46 (8), pp. 2435-2445.
5. *Boardman J.W.* 1993. Automated spectral unmixing of AVIRIS data using convex geometry concepts. In: *Summaries, Fourth JPL Airborne Geoscience Workshop*, JPL Publication 93-26, v. 1, pp. 11- 14.
6. *Boardman J.W., Kruse F.A., Green R.O.* 1995. Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data. In: *Summaries, Fifth JPL Airborne Geoscience Workshop*, JPL Publication, 95-1(1), pp. 23-26.
7. *Camps-Valls G., Tuia D., Gómez-Chova L., Jiménez S., Malo J.* 2012. *Remote Sensing Image Processing*. Morgan & Claypool, pp. 176.
8. *De Asis A.M., Omasa K.* 2007. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear Spectral Mixture Analysis of Landsat ETM data. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 62, pp. 309-324.
9. *De Asis A.M., Omasa K., Oki K., Shimizu Y.* 2008. Accuracy and applicability of linear spectral unmixing in delineating potential erosion areas in tropical watersheds. *International Journal of Remote Sensing*, 29(14), pp. 4151-4171.
10. *Elmore A.J., Mustard J.F., Manning S.J., Lobell D.B.* 2000. Quantifying Vegetation Change in Semiarid Environments Precision and Accuracy of Spectral Mixture Analysis and the Normalized Difference Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*, 73(1), pp. 87-102.
11. *Gao Q.Z., Wan Y.F., Xu H.M., Li Y., Jiangcun W.Z., Borjigidai A.* 2010. Alpine grass-land degradation index and its response to recent climate variability in Northern Tibet, China. *Quaternary International* 226(1-2), pp. 143-150.
12. *Green A.A., Berman M., Switzer P., and Craig M.D.* 1988. A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing* 26 (1), pp. 65-74.
13. *Gutman G., Ignatov A.* 1998. The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models, *International Journal of Remote Sensing*, 19 (8), pp. 1533-1543.
14. *Haboudane D., Bonn F., Royer A., Sommer S., Mehl W.* 2002. Land degradation and erosion risk mapping by fusion of spectrally-based information and digital geomorphometric attributes. *International Journal of Remote Sensing*, 23(18), pp. 3795-3820.
15. *Jafari R, Lewis MM, Ostendorf B.* 2008. An image-based diversity index for assessing land degradation in an arid environment in South Australia. *Journal of Arid Environment*, 72, pp. 1282 - 1293.
16. *Koch M.* 2000. Geological controls of land degradation as detected by remote sensing: a case study in Los Monegros, north-east Spain. *International Journal of Remote Sensing*, 21(3), pp. 457-473.
17. *Krause K.* 2005. Radiometric Use of QuickBird Imagery, Technical Note. DigitalGlobe, Longmont, Colorado, USA, pp. 17.

18. Lee J.B., Woodyatt A.S., Berman M. 1990. Enhancement of high spectral resolution remote-sensing data by noise-adjusted principal components transform. *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*, 28 (3), pp. 295–304.
19. Lehnert L. W., Meyer H., Meyer N., Reudenbach Ch., Bendix J. 2014. A hyperspectral indicator system for rangeland degradation on the Tibetan Plateau: A case study towards spaceborne monitoring. *Ecological Indicators*, 39, pp. 54–64.
20. Mapping and Assessing the Community Grasslands and Developing a Grazing Scheme, 2011. Report on a project CARMAC CS – 11/103. Yerevan, Armenia. Available from:
21. Metternicht G.I., Fermont A. 1998. Estimating Erosion Surface Features by Linear Mixture Modeling. *Remote Sensing of Environment*, 64(3), pp. 254–265.
22. Meusburger K., Banninger D., Alewell C. 2010. Estimating vegetation parameter for soil erosion assessment in an alpine catchment by means of QuickBird imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12, pp. 201–207.
23. Parente M., Plaza A. 2010. Survey of geometric and statistical unmixing algorithms for hyperspectral images. In *IEEE GRSS Workshop Hyper. Im. Sign. Proc. (WHISPERS)*, Reykjavik, Iceland, pp. 1–4.
24. Pickup G., Bastin G.N., Chewings V.H. 1994. Remote-sensing-based condition assessment for nonequilibrium rangelands under large-scale commercial grazing. *Ecological Applications* 4(3), pp. 497–517.
25. Pimental D. 2006. Soil erosion: A food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*. Springer, 8(1), pp. 119–137.
26. Plaza A., Martínez P., Pérez R., Plaza J. 2002. Spatial/Spectral Endmember Extraction by Multidimensional Morphological Operations. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing* 40(9), pp. 2025–2041.
27. Qingzhu G., Yu'e L., Yunfan W., Erda L., Wei X., Wangzha J., Baoshan W., Wenfu L. 2006. Grassland degradation in Northern Tibet based on remote sensing data. *J Geographical Sciences*, 16(2), pp. 165–173.
28. Saghatelian, A., Asmaryan, Sh., Muradyan, V., Tepanosyan, G. 2014. The Utility for Assessing the Ecological State and Managing Armenian's Farmlands. *Journal of Geological Resource and Engineering*, 4, pp. 222–228.
29. Stocking M., Murnaghan N. 2000. Handbook for the Field Assessment of Land Degradation. Earthscan Publications Ltd., pp. 184.
30. Verger A., Martinez B., Camacho-de Coca F., Garcia-Haro F.J. 2009. Accuracy assessment of fraction of vegetation cover and leaf area index estimates from pragmatic methods in a cropland area. *International Journal of Remote Sensing*, 30(10), pp. 2685–2704.
31. Xiao J., Moody A. 2005. A comparison of methods for estimating fractional green vegetation cover within a desert-to-upland transition zone in central New Mexico, USA. *Remote Sensing of Environment*. 98, pp. 237 – 250
32. Zhang X., Liao Ch., Li J., Sun Q. 2013. Fractional vegetation cover estimation in arid and semi-arid environments using HJ-1 satellite hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21, pp. 506–512.
33. Zhihui G., Peijun S., Jin C. 2008. Estimation of grassland degradation based on historical maximum growth model using with remote sensing data. *The International*

Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 37(B8), Beijing, pp. 895-900.

34. Добровольский Г.В. 2002. Деградация и охрана почв. Изд. Московского университета, Москва, 651 ст.
35. Погосян Д.А. 1986. Сельскохозяйственная оценка природных ресурсов территории Армянской ССР. Издательство АН Армвнской ССР. Ереван, 221ст.
36. Шовенгердт Р.А. 2010. Дистанционное зондирование. Методы и модели обработки изображений. Москва: Техносфера, 560с.
37. Վիքրիանյան Շ., Մորիսյան Վ. 2006. ՀՀ հողերի դեգրադացման գեոէկոլոգիական հետևանքները. Աշխարհագրական գիտությունը Հայաստանում, ներկան և ապագան գիտաժողովի նյութեր. ԵՊՀ հրատարակչություն. Երևան, էջ. 385-392.
38. Հայաստանի ազգային ատլաս Հատոր Ա, 2007. Գեոդեզիայի և քարտեզագրության կենտրոն ՊՈԱԿ, Երևան, 229 էջ.
39. ՀՀ գյուղի և գյուղատնտեսության 2010-2020 թվականների կայուն զարգացման ռազմավարություն, 2010. ՀՀ Կառավարության N1476-Ն որոշում, Երևան, 84 էջ.
40. <http://www.exelisvis.com/docs/LinearSpectralUnmixing.html>

## **ТРАНСФОРМАЦИЯ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ФУНКЦИИ ЛИТОСФЕРЫ ПОД ВЛИЯНИЕМ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ПРОЦЕССОВ И БЕЗОПАСНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

*Трофимов В.Т., Барабошкина Т.А.*

*МГУ имени М.В.Ломоносова, [ecolab@mail.ru](mailto:ecolab@mail.ru)*

Экстенсивное развитие цивилизации ведет к изменению состояния экосистем. Природные и техногенные геохимические аномалии определяют, в значительной мере, основные тенденции в трансформацию компонентов окружающей среды и динамику заболевания населения. Их пространственное распространение – важный фактор, который актуально учитывать при формировании программ устойчивого развития стран Евразийского экономического союза (ЕАЭС).

Trofimov V. T., Baraboshkina T.A. **Transformation of geochemical ecological function of a lithosphere under the influence of natural and technogenic processes and safety of environment.** Annotation: The extensive development of civilization leads to a change in the status of ecosystems. Natural and anthropogenic geochemical anomalies predetermine, to a large extent, the main trends in the transformation of the components of the environment and the dynamics of the disease in the population. Their spatial distribution is an important factor that is

important to consider when shaping the sustainable development of the countries of the Eurasian economic Union

## ВВЕДЕНИЕ

Геохимическая экологическая функция литосферы – функция, отражающая свойство геохимических полей (неоднородностей) литосферы природного и техногенного происхождения влиять на состояние биоты, в целом и человека в частности [5].

Объектом исследований при таком подходе являются вещественный, химический состав компонентов литосферы (горные породы, минералы, донные осадки, почвы, подземные воды, нефть, газы) и формируемые ими поля природного, природно-техногенного или техногенного происхождения. В качестве предмета исследований рассматривается система знаний о геохимических полях различного генезиса и их воздействие на живые организмы, а в общем виде – знания о геохимической экологической функции и геохимических свойствах литосферы [5].

Основной отличительной особенностью геохимической экологической функции литосферы является ее медико-санитарная ориентированность. В силу этого в сферу ее изучения попадают преимущественно те геохимические неоднородности, которые представляют потенциальную опасность или, наоборот, обеспечивают наибольшую комфортность состояния и жизнедеятельности биоты, в том числе и человека как биологического вида. По сути именно этим определяется и круг решаемых в рамках изучения этой экологической функции литосферы задач.

### *Этапы развития геохимической экологической функции литосферы (ГЭФЛ)*

Современное морфологическое выражение ГЭФЛ – продукт эволюционного развития Земли и наложенного на него техногенеза – результат совместной эволюции литосферы и биосферы. Первый этап охватывает весь период развития Земли (до начала техногенеза) и является временем формирования подавляющей части аномалий геохимических полей. Динамика и масштабы этого процесса тесно связаны с этапами эволюции Земли и определялись природными факторами [5].

На втором - техногенно-природном этапе – техногенез в ряде районов является доминирующим фактором, обуславливающим экологическое благополучие экосистем, особенно по геохимическим показателям. Такое качество рассматриваемая функция приобрела только в эпоху техногенеза, когда стали формироваться техногенные аномалии, инициируемые миграцией технофильных элементов и трансформацию состава всех компонентов окружающей среды.

Структура геохимической экологической функции литосферы обусловлена генезисом неоднородностей литосферы. По генезису геохимические неоднородности литосферы классифицируются на: 1) природные, сформировавшиеся в ходе геологической жизни планеты, 2) антропогенные (техногенные) –

новообразованные, формирование которых произошло в эпоху техногенеза вследствие использования высокоотходных технологий при низком уровне внедрения средозащитных мероприятий. В зависимости от типа депонирующей среды геохимические поля подразделяются на литогеохимические, гидрогеохимические, сноухимические, атмогеохимические, биогеохимические [5, 6].

С эколого-геохимических позиций важное значение имеют природные и техногенные геохимические неоднородности литосферы, характеризующиеся как повышенным содержанием элементов относительно фона, так и пониженным их содержанием по сравнению с фоновым, так как в обоих случаях, как правило, наблюдаются патологические отклонения у живых организмов, включая человека.

#### *Природные литогеохимические неоднородности.*

Природные литогеохимические поля и аномалии обусловлены геолого-структурными особенностями района, его металлогенией, литогеохимической специализацией горных пород, литолого-минералогическими особенностями, а также физико-химическими условиями миграции элементов и их комплексных соединений. Согласно В.С.Певзнеру с соавторами (1997) только 30% ее территории России охарактеризовано как потенциально экологически безопасную. Данные, накопленные в геологической (А.П. Виноградов, В.В. Ковальский, Ю.Н. Ермаков, В.В. Иванов и др.), медицинской (А.П. Авцын, М.А. Риш и др.), биологической (Е.В. Ротшилд, G. Griffith и др.) литературе, говорят о том, что состояние биоса в целом определяет геохимический тип разреза [1, 2, 4].

Аномалии химических элементов в районах рудных месторождений фиксируют экстремальные эколого-геохимические ситуации, известные в природе. Эколого-геохимические особенности таких районов определяют типоморфные ассоциации элементов [1-5].

Уровни концентрации элементов в центральной части ореолов месторождений, непосредственно трассирующие рудные тела, в десятки, а иногда и в сотни раз, превышают фоновые, в среднем же уровень концентрации химических элементов (выделяемых в контуре с 95 %-ной вероятностью) превышает, по данным Е.П.Янина (1993), фоновые значения в 10-15 раз [7].

Данный факт позволяет говорить о необходимости проведения эколого-геохимических исследований данных территорий, так как они зачастую используются под сельскохозяйственные угодья, либо под жилую застройку.

#### *Техногенные литогеохимические неоднородности*

Техногенные геохимические поля и аномалии, формируются в результате активной хозяйственной деятельности человека (химические, металлургические предприятия, разработка месторождений полезных ископаемых, транспортные магистрали, сельскохозяйственные районы и др.), либо вследствие техногенных катастроф (Чернобыльская и Фокусимская АЭС, Челябинский комбинат и др.). Сателлитами любого промышленно-городского хозяйства

являются хранилища отходов: бытовых, строительных, специфических производственных – являющихся источниками пыли, техногенных газов и токсичных стоков. Состав токсичных стоков зависит от вида хранящихся отходов. Если в хранилищах промышленных отходов просачивающиеся воды содержат те же вещества, что и сами отходы, то из хранилищ бытового мусора в первую очередь вымываются продукты брожения, гниения. Особую опасность представляют хранилища смешанного типа. В массе таких отходов происходит взаимодействие между веществами, образовавшимися при анаэробном брожении, и токсичными веществами из промышленных отходов, что может привести к растворению последних, например, в результате комплексообразования.

На урбанизированных территориях, в промышленных и горнодобывающих районах, в зонах интенсивного земледелия накопленный экологический ущерб, за период экстенсивного развития экономики, в значительной мере регламентируют безопасность проживания населения Евразии [1].

#### *Гидрогеохимические неоднородности*

Природные гидрогеохимические провинции и аномалии так же обусловлены геолого-структурными условиями района, литогеохимической специализацией горных пород, их литолого-минералогическими и физико-химическими особенностями. Согласно данным ЕГСМ (Единой государственной системы мониторинга за состоянием недр) в пределах России выявлены территории с природным несоответствием качества подземных вод санитарно-гигиеническим нормам. Наиболее часто выводят подземные воды из разряда кондиционных повышенные содержания соединений азота, марганца, железа, стронция, селена, мышьяка, фтора, бериллия, органические вещества (углеводороды и их различные производные) [3-6].

К важнейшим естественно-геохимическим процессам, приводящим к формированию гидрогеохимических аномалий, относятся: увеличение минерализации подземных вод; изменение соотношений между концентрациями компонентов, лимитирующих распределения нормируемых химических элементов; изменение Eh-pH подземных вод; увеличение концентраций компонентов, являющихся лигандами для элементов комплексообразователей. Первый из этих процессов – увеличение минерализации верхних водоносных горизонтов может происходить за счет двух естественных геохимических процессов: испарительного концентрирования грунтовых вод (что в целом характерно для аридной зоны); растворения и диффузного рассоления минералов галогенных формаций и первичных седиментационных рассолов. Увеличение минерализации подземных вод осуществляется вследствие появления в них хорошо растворимых хлоридных и сульфатных соединений натрия и кальция. Вследствие этого формируются сульфатные и хлоридные гидрогеохимические аномалии: Западно-Сибирская, Прикаспийская, Южно-Забайкальская. Но гораздо более широко распространены на территории России напорные сульфатные и хлоридные подземные воды [3].

В большинстве артезианских бассейнов вертикальная геохимическая зональность подземных вод обусловлена сменой маломинерализованных подземных вод на все более минерализованные, залегающие на различных глубинах и сменой геохимических типов подземных вод от  $\text{HCO}_3\text{-Ca}$  к  $\text{SO}_4\text{-Ca}$  до  $\text{Cl-Na}$ . В Восточно-Европейской, Западно-Сибирской, Восточно-Сибирской провинции нижележащие сульфатные и хлоридные минерализованные воды самым непосредственным образом влияют на формирование химического состава верхних водоносных горизонтов. В результате увеличиваются концентрации нормируемых элементов, имеющих высокую растворимость своих соединений с катионами и анионами этих вод. К таким элементам в частности относится стронций. Однако его распределение в подземных водах существенно зависит и от его содержания во вмещающих породах. Поэтому гидрохимические стронциевые провинции тяготеют, как правило, только к определенным структурам внутри сульфатных и хлоридных провинций.

Изменение соотношений между натрием и кальцием в подземных водах так же играет важную роль в формировании состава вод питьевого назначения. Натриевые соединения многих анионов имеют хорошую растворимость, а их кальциевые соединения чаще труднорастворимые. Соответственно натриевые геохимические зоны подземных вод всегда оказываются благоприятными для накопления в них F, B, As и других аниогенных элементов. Классическим примером в этом отношении является фтор, образующий обширные гидрогеохимические провинции с высоким его содержанием в подземных водах [1, 3].

Подземные воды с минимальными содержаниями кальция и высокими отношениями Na/Ca закономерно и широко распространены в гидрогеологических структурах земной коры Евразии и поэтому гидрогеохимические провинции фтороносных вод в ней соответственно широко представлены. Примерами фтороносных провинций на территории России являются Московско-Волго-Камская, Западно-Предкавказская, Кулундинская, Якутская.

В последние годы на территории только России установлены гидрогеохимические провинции пластовых и трещинно-жильных вод с высокими содержаниями мышьяка и бора. Их происхождение преимущественно обусловлено сочетанием двух факторов: а) формированием подземных вод натриевого состава; б) повышенными содержаниями мышьяка и бора во вмещающих породах. Наиболее типичным в этом отношении можно считать Восточно-Предкавказскую гидрогеохимическую провинцию. Высокие (превышающие ПДК) содержания мышьяка и бора в этой провинции приурочены к относительно маломинерализованным (менее 3,0 г/л) пластовым водам  $\text{HCO}_3\text{-Na}$  и  $\text{HCO}_3\text{-CO}_2\text{-Na}$  состава третичных водоносных горизонтов. Особые гидрогеохимические аномалии железо- и марганцосодержащих вод занимают практически всю зону постоянной многолетней мерзлоты, так как межмерзлотные и подмерзлотные напорные воды, лишенные кислорода, имеют низкие значения Eh. В них железо и марганец содержатся в концентрациях, значительно превышающих ПДК. На территории Северной

Евразии сейчас выделяются Уральская, Тувинская и Алтайская гидрогеохимические провинции с высоким содержанием селена в грунтовых и напорных водах. Гидрогеохимические аномалии грунтовых железосодержащих подземных вод занимают практически всю гумидную зону России с максимальным проявлением в Мещере, Карелии, Архангельской области и смежных ей областях севера Европейской части России [3-5].

Классическими примерами бериллиевых гидрогеохимических зон является Уральская, Рудно-Алтайская, Забайкальская, Приморская. В районах развития рудных месторождений тип оруденения обуславливает элементный состав подземных вод. В соответствии с этим именно состав основных ассоциаций типоморфных микроэлементов обуславливает экстремальные эколого-геохимические условия существования биоты в этих районах [3].

Наложение негативных природных и техногенных трендов в районах урбопромышленных, сельскохозяйственных, горнодобывающих предприятий и других видов экономической деятельности создают дополнительные потенциальные угрозы для здоровья населения на региональном уровне и их недоучет при разработке социально-экологических программ устойчивого развития региона может существенно снизить качество ресурса геологического пространства и спровоцировать расширение спектра региональных медико-геологических проблем.

#### *Медико-геологические проблемы Северной Евразии*

Экологически ориентированный анализ "Карты геохимической специализации структурно-формационных комплексов», карты «Биогеохимического районирования СССР» и др. (наглядно показал, что многие эндемические заболевания возникают чаще всего как результат распространенности определенных элементов-токсикантов и их групп в геохимическом поле конкретных участков земной коры с учетом направленности современных техногенных процессов, инициированных экстенсивным развитием различных видов экономической деятельности. С учетом токсичности химических элементов и их ассоциаций можно констатировать, что в пределах России имеются потенциально опасные эколого-геологические системы с природным высоким содержанием токсикантов, формирующих определенные зоны и провинции. Наиболее опасными и часто встречаемыми является мышьяковая, олово-медная и молибденовая провинции, мышьяковая, ртутная, селен-ртутная, германиевая, медь-германиевая, мышьяк-свинцовая, мышьяк-литиевая, литиевая, медно-никелевая и стронциевая зоны [4,5].

Например, болезни, обязанные избытку селена на Алтае (алкалоз, слепая хромота и беломышечная болезнь животных), связаны с геохимическим ареалом мышьяково-ртутных месторождений, а дефицит его, являющийся одной из причин болезни Кешана, совпадает с северными и центральными районами Восточно-Европейской платформы, складчатыми районами Забайкалья и частично в Дальневосточной геохимической области (Буреинский массив).

Заболевания за счет избытка молибдена (молибденоз) распространены внутри выделенной по геохимическим данным в Забайкалье и на востоке

страны молибденовой потенциально опасной в экологическом отношении провинции. Другой район заболеваний, связанных с избытком Мо, расположен на Урале и представляет собой ареал заброшенных разработок на золото. В геологических образованиях последних Мо постоянно присутствует на уровне кларка и выше. Кроме того, Мо легко переходит в подвижное состояние и фиксируется в поверхностных и подземных водах [1, 5].

Избыток стронция попадает в одноименную потенциально опасную зону в центральных районах Восточно-Европейской платформы (Поволжье), а также в районах г. Читы и Амурской области. В некоторых районах Салаира, Тувы и Саяна зафиксирована связь ареалов распространения урсовской болезни с подвижностью Р и Мп. В Забайкалье очаги этой болезни совпадают с высокими содержаниями в геологических образованиях опасных в эндемическом отношении районов Р, Мп и F (кларк концентрации – Кк превышает 2.5). Содержание Sr при этом практически не меняется, но появляется большое количество подвижных форм Р и Мп [4, 5].

Подобные тесные зависимости между выделенными на карте геохимических ассоциаций и эндемических заболеваний можно отметить и для других химических элементов: F, Sr, Ni и др.

Таким образом, на эндемические заболевания влияет не только распространенность в горных породах и геологических формациях химического элемента-токсиканта – основного источника заболевания, но и поведение элементов-спутников. Высокими природными концентрациями Си и Со (совместно) мы обязаны эндемической анемии, эпилепсии и некоторым болезням печени, Ni – заболеванию глаз, В – энтеритам и пневмонии (например, в южных районах Западной Сибири). Отметим также радоноопасные районы в Подмоскowie, обязанные широкому распространению верхнепалеозойских угленосных толщ. Прямую связь эндемических заболеваний с геохимическими ассоциациями геологических комплексов можно отметить и для других элементов: F, Ni, Be, В и др.

Большинство элементов-токсикантов и, прежде всего: As, Hg, В, Se, Cd, Bi – являются активными мигрантами. Легко выщелачиваются из горных пород Ni, Со,  $\text{Cr}^{6+}$ . Подвижность Ni и Со, особенно в восточных и северо-восточных областях России, происходит на фоне интенсивной миграции As и Bi. Активность перечисленных элементов может иметь негативные последствия. Так, подвижный Ni способен замещать в гемоглобине крови Fe. Известны заболевания, обязанные этому явлению. Данные об эндемических заболеваниях свидетельствуют о прямой связи заболеваний с распространенностью и поведением отдельных элементов-токсикантов и образуемых ими ассоциаций [4-6].

Анализ данных по распространению заболеваний человека и патогенных геохимических полей показывает на их взаимообусловленность. Так, эндемический уролитиаз развивается в условиях повышенного поступления в организм кремния в сочетании с высоким содержанием в биосфере фтора, марганца, нитратов, сульфатов и хлоритов.

Эндемический арсеноз – заболевание, обусловленное избыточным поступлением в организм с питьевой водой (0.5-6 мг/л) и с пищей неорганических форм мышьяка.

Вследствие нарушения кальций-фосфорного баланса широкое распространение получила в Приаргунье урцовская болезнь. Механические свойства скелета, состоящие в основном из фосфата кальция (аппатита), нарушаются, если в воде имеется избыток фосфора (дефицит кальция). Замечено, что на территориях, сложенных известняками, где кальция достаточно, данных заболеваний не фиксируется.

Следует подчеркнуть, что основная масса населения подпадает под действие тяжелых металлов в результате потребления пищи (как растительного, так и животного происхождения) и воды. Установлено более высокое негативное влияние на биоту совместного воздействия пестицидов и нитратов, чем их изолированное влияние. Поэтому актуальной является задача изучения механизма хронической интоксикации при действии остаточных количеств агрохимикатов в пищевых продуктах и воде.

Тесная связь между степенью накопления токсикантов и уровнем заболевания населения обусловлена зачастую комплексным воздействием на организм различных групп ксенобиотиков: тяжелых металлов, полициклических ароматических углеводородов, пестицидов и др.

По мнению ряда авторов, иммунная система является детерминантной гомеостатической системой, так как именно снижение иммунитета знаменует собой неудовлетворительное функционирование организма, поскольку определение состояния иммунитета является наиболее важным интегральным критерием при оценке воздействия внешней среды, в том числе и литосферы, на организм. При этом клетки иммунной системы выступают в роли первичной мишени и отражают взаимодействие с ксенобиотиками на клеточном уровне. В то же время они являются вторичной мишенью в результате нейрогуморальных влияний, характеризующих системную реакцию организма на данный фактор.

Кроме того, действие химических веществ нередко проявляется на фоне уже существующих заболеваний, провоцируя их обострение или способствуя развитию патологии той системы, где уже имелись предпатологические изменения. Поэтому системой, или органом-мишенью человеческого организма, может стать любая система, в отношении которой до воздействия уже наблюдалась минимизация функций.

Уже на этапе планирования освоения территорий необходима постановка комплексных исследований для детализация природных эколого-геохимических условий территорий и разработки программы минимизации уровня природной геохимической опасности для здоровья людей.

## ВЫВОДЫ

Природные и техногенные геохимические аномалии предопределяют, в значительной мере, основные тенденции в трансформацию абиотических

сфер Земли и динамику заболевания населения. Экстенсивное развитие цивилизации ведет к изменению состояния экосистем на локальном, региональном, национальном и глобальном уровне.

Пространственное распространение природных и природно-техногенных геохимических аномалий актуально учитывать при формировании программ устойчивого развития стран Евразийского экономического союза (ЕАЭС).

### ЛИТЕРАТУРА

1. *Барабошкина Т.А.* 2012. Геохимические факторы экологического риска. Геориск, № 3. С. 14–19.
2. *Барабошкина Т. А., Харькина М. А., Жигалин А. Д.* 2015. Освоение минеральных ресурсов и динамика экологических функций абиотических сфер Земли. Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел геологический. Т. 90, № 4. С. 73–80.
3. *Крайнов С.Р., Швец В.М.* 1990. Гидрогеохимия. М.: Недра, 464 с.
4. *Певзнер В.С.* 1997. Карта геохимической специализации структурно-формационных комплексов России масштаба 1 : 5 000 000. Под ред. Г.М.Беляева, К.Л. Волочковича, А.А.Головина и др. М; МПР, ВНИГРИ, ИМГРЭ, 52 с.
5. Трансформация экологических функций литосферы в эпоху техногенеза// В.Т. Трофимов, Д.Г. Зилинг, Т.А. Барабошкина и др. — М.: Ноосфера; 2006. — 720 с.
6. *Трофимов В.Т., Харькина М.А., Барабошкина Т.А., Жигалин А.Д.* 2015. Техногенная трансформация экологических функций абиотических сфер земли на территории промышленно-городских агломераций и ее последствия. Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел геологический. Т. 90, № 4. С. 60–72.
7. *Янин Е.П.* 1993. Экологическая геохимия горнопромышленных территорий Геоэкологические исследования и охрана недр. Москва, "Геоинформакр", 50 с.

## ВОПРОСЫ ЭКОЛОГО-ГЕОФИЗИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ БОЛЬШИХ ГОРОДОВ

*Трофимов В.Т.<sup>1</sup>, Жигалин А.Д.,<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup>Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова

<sup>2</sup>Институт геоэкологии имени Е.М. Сергеева РАН

Согласно прогнозам, к 2050 году более двух третей населения планеты будет жить в городах, в условиях, трансформированных под воздействием активной деятельности человека природных экосистем и экологических функций всех земных сфер. Возрастающее энергопотребление в городах побуждает изучать влияние физических полей на здоровье населения в рамках научно-практического направления – геофизической урбоэкологии.

*Trofimov V.T., Zhigalin A.D. Problems of large cities ecological and geophysical safety.* According to forecasts, by 2050 more than two-thirds of the world's population will live in cities, in the conditions of transformed of natural ecosystems and the ecological functions of all earthly spheres under the influence of human activity. Increasing energy consumption in cities encourages study the influence of physical fields on human health in the context of the scientific and practical direction – geophysical urban ecology.

### ВВЕДЕНИЕ

В наши дни уже более половины населения Земли являются городскими жителями. В соответствии с прогнозами Всемирной организации здравоохранения к 2050 году в городах будут жить 70 процентов населения мира. Это означает, что в перспективе более двух третей населения планеты окажутся составной частью новых социальных образований – техно-природных экосистем. Эти образования представляют собой глубоко трансформированные природные экосистемы, для которых характерны необратимые изменения природных экологических условий под воздействием активной деятельности человека (техногенеза). Такие изменения присущи, практически, всем районам интенсивного хозяйственного освоения. Создавшаяся ситуация послужила причиной формирования нового направления в научных исследованиях и практической деятельности, получившего название «Урбоэкология».

Согласно концепции экологических функций земных сфер, техногенная трансформация экологических функций в пределах урбанизированных территорий и зон интенсивного промышленного освоения в значительной мере касается и геофизической (энергетической) экологической функции. Это прослеживается на всех уровнях: от геологического субстрата (до глубины первых километров и более) до высоких (первые сотни метров и более) слоев атмосферы, затрагивая также поверхностную и подземную гидросферу. Предметом обсуждения являются складывающиеся на территории больших городов, мегаполисов и крупных промышленных центров, отнесенных к объектам

особой важности, условия, определяющие уровень комфортности проживания и трудовой деятельности населения и персонала промышленных предприятий, а также широкий круг вопросов обеспечения общей эколого-геофизической безопасности.

Учитывая нарастающий потенциал энергопотребления в городах и промышленных центрах, необходимо расширять исследования, направленные на изучение формирования в городах аномальных зон физических полей и влияния их на здоровье городского населения, что можно обеспечить созданием в рамках урбоэкологии нового направления – «Геофизической урбоэкологии».

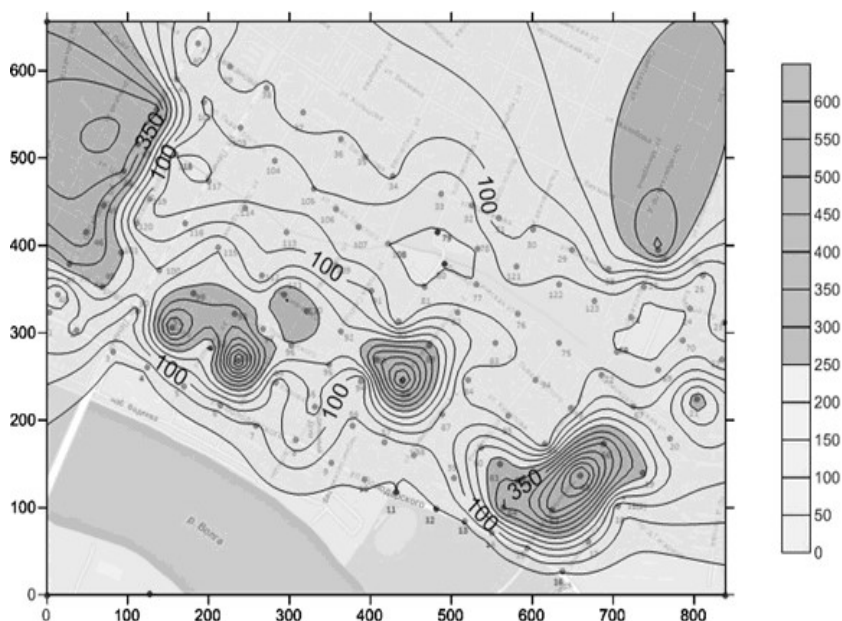
Эколого-геофизическая безопасность города может быть определена как допустимый уровень негативного воздействия природных и антропогенных (техногенных) геофизических факторов на окружающую среду и человека, превышение которого может приводить к изменению благоприятной экологической обстановки на его территории. Другими словами, эколого-геофизическая безопасность города – это такое его состояние в качестве социально-природной экосистемы, при котором обеспечиваются оптимальные энергетические условия жизнедеятельности человека и живых организмов в пределах городской территории при нормальном функционировании городской инфраструктуры. В свете концепции геофизической экологической функции литосферы – это значит, что неизбежная трансформация этой функции в условиях городской территории не должна иметь серьезных последствий.

Из всего разнообразия природных (геофизических) и техногенных (технологических) физических полей для городских территорий по критерию эффективности воздействия следует выделять: электромагнитное, акустическое, вибрационное, тепловое и радиационное поля. При сопоставлении характеристик природных и техногенных аналогов указанных полей оказывается, что уровень техногенных, во-первых, намного превосходит уровень природных полей и, во-вторых, зачастую превышает допустимые санитарными нормами величины, что побуждает относить эти поля к экологически значимому фактору воздействия в пределах городских территорий. Так, для акустического (шумового) поля технологический уровень, измеряемый, в относительных единицах составляет от 65-80 до 100-130 дБ (децибел), тогда как природный шум характеризуется уровнем в 20-30 дБ. Санитарный уровень шумового поля в ординаре не должен превышать 40-65 дБ. Для теплового поля при «нормальном» уровне температуры (для грунтов основания фундаментов) от -2 до +10°C технологический уровень варьирует в широких пределах от -160 до 800-1500°C при рекомендуемой температуре в жилых домах и служебных помещениях 16-24°C. Опыт показывает, что в пределах площадей плотной городской застройки, промышленных зон, транспортных узлов и др. складываются специфические гео- и технофизические условия, изучение которых необходимо для понимания формирования общей экологической обстановки.

Вопросами формирования экологической обстановки на урбанизированных территориях занимаются специалисты-урбоэкологи. В круг интересов таких специалистов входит изучение жизнедеятельности человека в городской среде, связи окружающей среды и человека как биологического вида и, в то же время, социального существа. Основной упор при рассмотрении взаимодействия человека с остальными компонентами городской среды делается на оценку степени загрязненности атмосферы, грунтовых вод и поверхностных водоемов и удаление бытовых и промышленных отходов. При этом техногенные физические поля, определяющие «экологическую энергетику» территорий городов, как правило, оказываются в стороне.

Вместе с тем, измерения параметров физических полей в пределах городской территории показали, что их вариации зачастую выходят за рамки экологически безопасных норм. Так зарегистрированные значения магнитной индукции переменного электромагнитного поля в промышленном диапазоне частот изменяются от 40 до 200 нТл, в максимуме достигая величины 600-700 и даже 1000 нТл, при безопасном экологическом уровне 250 нТл. Высокие значения магнитной индукции, как правило, регистрировались вблизи квартальных трансформаторных подстанций разной мощности, располагавшихся вблизи жилых массивов, либо непосредственно в их пределах, а также в окрестностях больших торговых центров, вблизи линий электропередачи и др. (рис. 1). Акустическое воздействие по результатам измерений оказалось менее действенным, хотя шум, по мнению горожан, является наиболее раздражающим фактором. В слышимом диапазоне звуковых частот измеряемый уровень звукового давления (УЗД) изменялся от 6-16 до 57-60 дБ, редко превышая уровень в 60 дБ. В инфразвуковом диапазоне частот при среднем уровне изменения звукового давления, сходном с наблюдавшимся в слышимом диапазоне (6-60 дБ), случаи превышения уровня в 60 дБ наблюдались чаще, как правило, в местах пересечения крупных общегородских транспортных магистралей. Измерения радиационного поля не выявили заметных аномальных участков ни в одном из случаев проведения исследований. Установленный санитарный предел мощности экспозиционной зоны (МЭД) в 20 мкЗв/ч нигде не оказался превышенным, хотя средние измеряемые значения изменялись в широком «преднормативном» диапазоне от 0,08-0,12 до 0,16-0,20 мкЗв/ч.

Весьма интересными представляются результаты измерений, проведенных в Московском метрополитене. Измерения электромагнитного, акустического и радиационного полей показали, что метрополитен оказывается весьма мощным источником техногенного физического воздействия. Измеренные величины магнитной индукции варьировали от 150-1500 до 660-1820 нТл, при экологически безопасной норме 250 нТл. Акустическое (шумовое) поле в слышимом диапазоне частот (от 20 Гц до 20 кГц) характеризовалось величинами от 63-74 до 70-95 дБ и в инфразвуковом диапазоне (ниже 20 Гц) – величинами от 66-79 до 71-101 дБ. Низкими оказались показатели радиационного поля.



**Рис. 1** Схематическая карта электромагнитной индукции в жилом районе г. Кимры (Веселова, 2014).

*Участки повышенных значений магнитной составляющей электромагнитной индукции, связанные с находящимися в центральной части города учреждениями, торговыми и сервисными центрами (1), с низкорасположенными проводниками ЛЭП и электроподстанциями (2 и 3), находящимся поблизости супермаркетом (4) и трансформаторной будкой внутри жилого квартала (5). Безопасный экологический предел составляет 250 нТл*

Величина МЭД на разных линиях изменялась от 0.08-0.16 до 0.08-0.25 мкЗв/ч (табл. 1). Таким образом, наибольшее воздействие на пассажиров метро (а также на обслуживающий персонал, и, в первую очередь, поездные бригады) оказывает электромагнитное поле. Шумовое воздействие оказывается менее существенным в слышимом диапазоне частот. В диапазоне инфранизких частот акустическое воздействие достигает опасного уровня в 101 дБ. Радиационная обстановка на подземных перронах метрополитена, практически везде благополучная. Измеренные величины МЭД гамма-излучения не превышают санитарной нормы в 20 мкЗв/ч, за исключением двух случаев, когда величина МЭД оказалась равной 25 мкЗв/ч.

Изучение уровня магнитной индукции в фабричных производственных и административных помещениях, в аудиториях, лабораториях, административных и вспомогательных помещениях учебного заведения, а также в жилых домах показало, что в ряде случаев электромагнитное поле оказывает заметное воздействие. Так, в производственных фабричных помещениях величина магнитной индукции варьировала от 90-165 до 1600 нТл (при экологически безопасной норме 250 нТл), в учебном заведении, в зависимости от назначения помещений, значения индукции изменялись от 20-40 до 800-1110 нТл,

в жилых помещениях электромагнитное поле характеризовалось величинами индукции от 60-140 до 190-270 нТл (табл. 2).

**Таблица 1** Результаты измерения физических полей на станциях Московского метрополитена

| Название линии             | Глубина заложения, м | Вид физического поля   |                      |           |                  |                   |
|----------------------------|----------------------|------------------------|----------------------|-----------|------------------|-------------------|
|                            |                      | Электро-магнитное, нТл | Радиационное, мкЗв/ч |           | акустическое, дБ |                   |
|                            |                      |                        | внизу                | наверху   | акуст. диапазон  | инфразв. диапазон |
| Сокольническая             | +10- -42             | 150-1500               | 0.08-0.16            | 0.09-0.18 | 63-74            | 66-79             |
| Серпуховско-Тимирязевская  | +10- -60             | 890-1600               | 0.10-0.21            | 0.10-0.19 | 76-85            | 78-100            |
| Таганско-Краснопресненская | 0- -51               | 660-1820               | 0.08-0.25            | 0.06-0.18 | 70-95            | 71-101            |
| Допустимая норма           |                      | 250                    | 0.,20                | 0.20      | 65               | 65                |

**Таблица 2** Результаты измерения электромагнитного поля в помещениях

| Объект исследования | Место измерения, вблизи источников | Магнитная индукция, В, нТл | Напряженность электрического поля, Е кВ/м |
|---------------------|------------------------------------|----------------------------|-------------------------------------------|
| Фабрика             | производственные помещения         | 165-1600*                  |                                           |
|                     | лаборатория                        | 1450 *                     |                                           |
|                     | заводоуправление                   | 90-220                     |                                           |
| Учебное заведение   | административные помещения         | 40-510 *                   |                                           |
|                     | аудитории                          | 200-1110*                  |                                           |
|                     | лаборатории                        | 20-370 *                   |                                           |
|                     | библиотека и читальный зал         | 460-800 *                  |                                           |
|                     | столовая                           | 210-500 *                  |                                           |
| Жилой дом           | кухня                              | 190-270 *                  | 2.0-0.2                                   |
|                     | жилые комнаты                      | 60-210                     | 0.1-0.6                                   |
|                     | ванная комната                     | 140                        |                                           |
| Санитарная норма    |                                    | 250                        | 5.0                                       |

\* магнитная индукция, превышающая предельно допустимый экологически безопасный уровень

Последствия возрастающего техногенного физического (энергетического) воздействия на городское население и иных представителей биосферы, совокупно входящих в сформировавшиеся природно-технические экосистемы, можно оценить, сопоставив изменение уровня техногенного физического воздействия от «слабого» до «опасного» с соответствующими изменениями техногенного физического загрязнения, экологического состояния среды, условий жизнедеятельности человека (комфортности жизнедеятельности) и состояния организма человека в медицинском аспекте. Повышенный уровень

техногенного физического воздействия в производственных условиях, несмотря на принимаемые меры защиты, способствует развитию «профессиональных заболеваний», на «бытовом» уровне городские жители сталкиваются с ростом детской (наиболее оседлой и, вместе с тем, уязвимой части населения) заболеваемости и появлением так называемых специфических (нетипичных для региона в целом) заболеваний, причинно связанных с воздействием физических полей. Экологические последствия техногенного физического воздействия в зависимости от его уровня могут сказываться на состоянии городских экосистем (растительный и животный мир) в форме уменьшения их видового разнообразия, частичной или полной деградации и, в крайнем, критическом случае (категория «опасного» воздействия) – экологической катастрофы, гибели экосистемы без ее восстановления в каком-либо ином виде.

Техногенное физическое воздействие, приводящее к формированию на территории городов устойчивого энергетического загрязнения, является действенным фактором из числа тех, что определяют интегральные экологические условия. Согласно концепции экологических функций земных сфер, природно-техногенные экосистемы городских территорий существуют в условиях глубокой трансформации геофизической экологической функции, определяющей энергетический обмен внутри экосистем и экосистем с окружающим материальным миром. Разрозненные фрагментарные исследования последствий техногенного физического воздействия на население городов и крупных промышленных агломераций, где производится, преобразуется и используется большая часть энергии и где это воздействие наиболее себя проявляет, не дают возможность создать полную картину техногенного энергетического загрязнения территорий интенсивного освоения. В силу этого необходимо больше уделять внимания изучению природного и техногенного физического (энергетического) воздействия на население городов и других компонентов городских экосистем, что проводится в переживаемое нами время по «остаточному принципу». Такой подход, в принципе, не может дать эффективных результатов. Необходимо расширять исследования, направленные на изучение факторов формирования в городах аномальных зон физических полей естественного и искусственного происхождения и влияния их на здоровье городского населения. Следует обсудить вопрос о создании в рамках уже существующего научного направления – урбоэкологии специального раздела «геофизической урбоэкологии», на платформе которого можно было бы сосредоточить усилия специалистов для разрешения обозначившихся проблем.

## ЭКОЛОГО-ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

*Трофимов В.Т., Королёв В.А.*

*ФГБОУ ВО Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова*

Рассмотрены вопросы эколого-геологического обеспечения безопасности окружающей среды, реализуемые с помощью инженерно-экологической защиты – комплексного способа управления состоянием экосистем и их компонентами для обеспечения их сохранности и защиты от опасных природных и техноприродных процессов.

*Trofimov V.T., Korolev V.A. Ecological and geological safety problems of environment.* Abstract: The problems of ecological and geological ensure environmental safety, implemented with the help of engineering and environmental protection - an integrated method for managing the state of ecosystems and their components to ensure their safety and protection from natural and technogenic processes.

### ВВЕДЕНИЕ

Вопросы эколого-геологического обеспечения безопасности окружающей среды привлекают все большее внимание [1, 3, 4]. Среди компонентов окружающей среды огромную роль в функционировании экосистем и биосферы в целом играет геологическая среда или верхние горизонты литосферы, в пределах которых развиваются многообразные благоприятные или неблагоприятные геологические процессы. Наряду с природными геологическими процессами на техногенно-освоенных территориях развиваются и инженерно-геологические процессы (вызванные или спровоцированные человеком), которые в совокупности с первыми и определяют безопасность.

Традиционно обеспечение безопасности территорий и сооружений осуществлялось с помощью систем инженерной защиты [10, 11]. Как известно, инженерная защита территорий и сооружений призвана обеспечить сохранность объектов создаваемой человеком инфраструктуры: жилых и промышленных зданий, систем коммуникации и энергообеспечения и т.п., т.е. всех тех инженерных сооружений, без которых немислимо развитие современной цивилизации. Таким образом, она – важнейший структурный элемент, как для новых осваиваемых территорий, так и для уже освоенных или застроенных территорий, её значение для безопасности человека и биосферы в целом огромно [2].

По мере обострения экологических проблем, в том числе и возникающих за счет опасных геологических процессов, роль и сфера применения инженерной защиты неуклонно расширялась – постепенно приходило осознание того, что инженерная защита территорий и сооружений должна ориентироваться не только на защиту населения, но и на *защиту экосистем в целом*.

В широком плане инженерная защита территорий, зданий и сооружений вместе с инженерной защитой населения от чрезвычайных ситуаций, а также инженерной защитой окружающей среды должна составлять единый важнейший комплекс практических защитных инженерных, организационных и экологических мероприятий, позволяющих нормально функционировать и развиваться современной цивилизации.

Именно поэтому в последнее время формируется новый взгляд на инженерную защиту. Сейчас инженерную защиту необходимо рассматривать не только с точки зрения традиционной антропоцентрической направленности, но и с биоцентрической позиции, чему был посвящен ряд работ авторов настоящей статьи [5-9]. Обсуждению эколого-геологических проблем безопасности окружающей среды и в этой связи новой роли инженерной защиты и посвящена настоящая статья.

### *Цель и структура инженерно-экологической защиты*

Расширение сферы объектов инженерной защиты от уровня сооружений до уровня экосистем требует разработки принципиально иных подходов к её практической реализации и научному теоретико-методологическому обоснованию [5-9]. По сути, при таком подходе сфера инженерной защиты территорий и сооружений расширяется до сферы инженерной защиты биосферы Земли в целом. В соответствии с этим роль традиционной инженерной защиты территорий и сооружений в общей системе инженерной защиты биосферы (или *инженерно-экологической защиты*) принимает новый характер, показанный на рисунке 1.



**Рис. 1** Структура инженерно-экологической защиты

Исходя из этого, систему такой защиты нами было предложено [5, 6] называть ***инженерно-экологической защитой***, под которой понимается комплекс инженерных сооружений и мероприятий, направленный на предотвращение отрицательного воздействия опасных геологических и других природных процессов, и их последствий на территорию, здания и сооружения, природные памятники, а также на экосистемы. Кратко можно сказать, что инженерно-экологическая защита – это необходимый комплекс защитных инженерных мероприятий по сохранению биосферы.

При этом традиционная инженерная защита не отменяется. Из рисунка 1, следует, что она входит в инженерно-экологическую защиту как подсистема, и обеспечение безопасности населения неразрывно связано как с традиционной инженерной защитой территорий, зданий и сооружений, так и с инженерной защитой экосистем. При этом население не рассматривается в качестве изолированной части экосистем, а как их специфическая (антропогенная) подсистема.

Исходя из этого **цель** инженерной защиты становится более широкой – *обеспечение безопасности населения и предотвращение отрицательного воздействия опасных природных и техногенно-природных процессов на территории, здания и сооружения, памятники природы, а также на экосистемы в целом.* Таким образом, происходит существенное расширение сферы объектов инженерной защиты [5, 7]. А это, в свою очередь, требует разработки новых подходов к её обоснованию. Саму же инженерную защиту в этом расширенном понимании следует рассматривать как инженерно-экологическую защиту.

Последовательность разработки и создания системы инженерно-экологической защиты включает в себя несколько важных этапов, показанных на рисунке 2. На начальном этапе создания системы инженерно-экологической защиты важную роль играет оценка экологического риска. Всесторонний анализ опасностей в пределах экосистемы, в том числе и на базе ОВОС, должен дать базовую информацию разработчикам системы, позволяющую оценить экологический риск в её пределах.



Рис. 2 Последовательность создания системы инженерно-экологической защиты

Далее с учетом этого риска проводится обоснование системы инженерно-экологической защиты, включающее выбор методов управления компонентами экосистемы, применяемых технологий и способов защиты, их размещение на местности и т.п. Методы управления должны учитывать специфические особенности конкретной экосистемы. По сути, данный этап представляет собой разработку проекта. Это один из важнейших этапов создания системы защиты.

На следующем этапе осуществляется практическое воплощение разработанной системы, т.е. – реализация проекта на местности. Этот этап должен подкрепляться созданием системы наблюдений за реализуемой системой инженерно-экологической защиты – ее мониторингом. Его главное назначение – обеспечение во времени эффективной работы всей системы защиты, поддержание её работоспособности.

Каковы же специфические особенности инженерной защиты экосистем? Инженерная защита экосистем решает практические задачи сохранения экосистем при различных видах техногенного воздействия на них или при техногенном освоении территорий. При этом, в отличие от инженерной защиты территорий и сооружений от опасных процессов, инженерная защита экосистем использует в своем арсенале более широкий круг методов, технологий и защитных мероприятий, поскольку защитить и обеспечить сохранность экосистемы намного сложнее, чем сооружения. Более того, комплекс методов инженерной защиты территорий и сооружений должен органично входить составной частью в общую систему инженерной защиты экосистем. Таким образом, инженерная защита экосистем – комплекс инженерных сооружений и мероприятий, направленный на предотвращение отрицательного воздействия опасных геологических и других природных процессов, и их последствий на экосистемы, рассматриваемый как подсистема инженерно-экологической защиты.

В чем состоят специфические отличия инженерной защиты экосистем от инженерной защиты территорий и сооружений? Во-первых, они определяются отличиями объектов защиты: в первом случае объект защиты – экосистема, во втором – инженерные сооружения (или их комплексы), которые на техногенно-освоенных территориях являются частью техноприродных экосистем. Во-вторых, защита экосистемы от опасных процессов предполагает мероприятия по сохранению ее функционирования, т.е. по обеспечению ее основных экологических функций и сохранению эколого-геологических условий. В-третьих, защита экосистемы предполагает защитные мероприятия по восстановлению уже нарушенных экологических (в том числе эколого-геологических) условий существования экосистемы, подвергнутой тому или иному техногенному воздействию. Эти перечисленные отличия должны в первую очередь учитываться при обосновании, разработке и организации систем инженерной защиты экосистем.

#### *Методы управления эколого-геологической безопасностью*

Комплексным способом управления состоянием экосистем и их компонентами для обеспечения их сохранности и защиты от опасных геологических природных и техноприродных процессов является система инженерно-экологической защиты. В её состав входит как традиционная инженерная защита территорий, зданий и сооружений, так и комплекс специальных методов инженерно-экологической защиты, включающий административно-правовые, экономические, научно-технические и международные механизмы. Методы инженерно-экологической защиты являются механизмом управления экологическими функциями литосферы или механизмом управления состоянием среды экосистем. Они делятся на косвенные и прямые.

*Косвенные методы* управления реализуются с опорой на административно-правовые (стандарты, нормативы, регламенты, ОВОС, экологические экспертиза, аудит, страхование, сертификация, лицензирование, паспортизация, запреты) и экономические (штрафы и т. п.) механизмы регулирования

природоохранной деятельности в области рационального недропользования и использования других природных ресурсов [6].

*Экономические механизмы* базируются на широком использовании методов экономической оценки экологического ущерба, опирающихся на обоснованную количественную оценку ущерба природной среде и здоровью людей. Такие оценки образуют комплекс методов и приемов, позволяющих установить нарушения экологических условий через трансформацию абиотических и биотических компонентов экосистемы [4].

*Научно-технические механизмы* связаны с использованием широкого спектра инженерно-технологических и других мероприятий для управления состоянием и защитой экосистем. В частности, они широко применяются для экологически ориентированного преобразования массивов горных пород и других компонентов литосферы, придания им определенных свойств, обеспечивающих нормативное функционирование эколого-геологических и литотехнических систем. Они также базируются на поиске конкретных геологических (инженерно-геологических, геокриологических и др.) решений по разработке практических методов и приемов управления состоянием и свойствами массивов горных пород с целью сохранения ими экологических свойств и функций, по разработке методов и рецептур утилизации токсичных промышленных отходов, а также по обоснованию и предложениям по прямой инженерной защите территорий, объектов и сооружений от природных и антропогенных геологических процессов, снижающих ее экологический потенциал [4].

*Международные правовые механизмы* также имеют важное значение. При этом речь идет о кардинальной, структурной, технологической и институциональной перестройке, пересмотре ценностных установок всего международного сообщества, необходимости выполнения всеми странами и их правительствами выработанных международных экологических требований. Концепция перехода на модель устойчивого или управляемого развития общества должна быть выработана и принята всеми странами мира. Она предусматривает использование всех механизмов регулирования экологической обстановки, включая мировоззренческий.

К *прямым методам* управления состоянием эколого-геологических систем относятся четыре группы методов, непосредственно позволяющих управлять геодинамическим, ресурсным, геохимическим и геофизическим потенциалами (рис. 3): методы непосредственного воздействия на геодинамические процессы геологической среды (методы инженерной защиты и технической мелиорации грунтов, методы очистки грунтов, поверхностных и подземных вод от токсикантов; методы рекультивации и др.; методы управления ресурсным потенциалом и воздействием на биотические компоненты ЭГС; методы управления геохимическим потенциалом ЭГС, включая локализации очагов загрязнений, барьерные технологии, методы деструкции очагов загрязнений и

методы удаления загрязнений; методы управления геофизическим потенциалом ЭГС. Кроме того, к активным методам управления относятся и прямое воздействие на технические объекты (при их наличии).



Рис. 3 Методы управления состоянием эколого-геологических систем

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Практическая реализация вышерассмотренных методов должна строиться системно, органично включая в себя комплексную схему инженерной защиты территории и организацию на ней эколого-геологического мониторинга в качестве одного из методов контроля и управления ЭГС. От рационального обоснования этой схемы зависит эффективность решения эколого-геологических проблем безопасности окружающей среды в целом.

## ЛИТЕРАТУРА

1. СНиП 22-02-2003. 2003. Инженерная защита территорий, зданий и сооружений от опасных геологических процессов. Основные положения. - Москва, 34 с.

2. *СНиП 2.06.15-85*. 1986. Инженерная защита территорий от затопления и подтопления. - Москва, 25 с.
3. *Королёв В.А.* 2009. Теоретические и методические основы обоснования экологического восстановления техногенно-нарушенных территорий. // Эколого-геологические проблемы урбанизированных территорий. / Тез. докл. II Всеросс. науч.-практ. конф. 25–26 ноября 2009 г. (Екатеринбург, УГГУ). - Екатеринбург: УГГУ, С. 51.
4. *Королёв В.А.* 2013. Инженерная защита территорий и сооружений. / Уч. пособие под ред. В.Т. Трофимова. – Москва, КДУ, 470 с.
5. *Куриленко В.В.* 2000. Основы управления природо- и недропользованием. Экологический менеджмент. – Санкт-Петербург: Изд-во СПбГУ, 206 с.
6. *Трофимов В.Т., Зилинг Д.Г.* 2002. Экологическая геология: Учебник. - Москва: ЗАО Геоинформмарк, 415 с.
7. *Трофимов В.Т., Королёв В.А.* 2011. Место инженерной защиты территорий, зданий и сооружений в системе экологической безопасности. – Инженерные изыскания, №7. С. 28-31.
8. *Трофимов В.Т., Королёв В.А.* 2012. Инженерная защита территорий и сооружений в системе инженерно-экологической защиты. - Вестник Московского университета. Серия 4. Геология. № 1. С. 49–53.
9. *Трофимов В.Т., Королёв В.А.* 2014. Инженерная защита сооружений и территорий как составная часть инженерно-экологической защиты // Дистанционные и наземные исследования Земли в Центральной Азии. — Бишкек, Центрально-Азиатский институт прикладных исследований Земли (ЦАИИЗ), Кыргызстан, с. 39–44.
10. *Трофимов В.Т., Королев В.А.* 2014. Современное состояние экологической геологии, эколого-геологическая система как её объект. Инженерно-экологическая защита как научно-технический метод управления состоянием эколого-геологических систем и экосистем // Школа экологической геологии и рационального недропользования. Материалы четырнадцатой межвузовской молодёжной научной конференции. 2-5 июня 2014 года. - Санкт-Петербург, Издательский центр Изд-ва СПбГУ, с. 7–23.
11. *Трофимов В.Т., Королёв В.А.* 2014. Комплексные проблемы эколого-геологической безопасности. - Материалы Межд. научно-практической конф. «Комплексные проблемы техносферной безопасности» (12 ноября 2014, Воронеж). Часть II. – Воронеж, ВГТУ, с. 158-163.

## ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ВОПРОСЫ ИЗУЧЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ (В АСПЕКТЕ ТЕХНОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ЗЕМЕЛЬ)

*Чеснокова И.В.<sup>1</sup>, Лихачева Э.А.<sup>2</sup>, Борсукова О.В.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Институт водных проблем РАН, г. Москва, <sup>2</sup>Институт географии РАН, г. Москва

Проблемы экологического состояния и определения стоимости земли всегда были одними из главных, а для России в настоящее время особенно актуальны. В работе изложены результаты оценки земель для регионального уровня, представленного экономическими районами России (субъектами РФ).

*Chesnokova I.V., Likhacheva E.A., Borsukova O.V. Geoeological issues of environmental studies (in the aspect of man-made land transformation)* Problems of ecological condition and determination of land cost were always one of the main, and for Russia are especially actual now. The paper presents the results of land evaluation at the regional level, represented by Russian economic regions (subjects of the RF).

### ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время мы видим, как значительно возросло техногенное воздействие на земли новых осваиваемых территорий. Инженерная защита земель, планирование, проектирование и реализация ущербопредотвращающих и компенсационных мероприятий осуществляются во многих случаях уже после того, как произошла техногенная трансформация земель, приведшая к снижению их качества и к снижению уровня функционирования материально-технических объектов, взаимодействующих с ними, а также к ухудшению здоровья человека.

Большое значение имеет районирование земель РФ в рамках экономических районов (субъектов Федерации) по природным, природно-техногенным, техногенным, экологическим и экономическим условиям. Почему же накладывается ограничение в «рамках субъектов Федерации»? Почему не логичнее было бы провести районирование и анализ в пределах естественных природных (ландшафтных) границ? Определение пространственных границ однородных участков в пределах экономических районов (субъектов Федерации) удобно для того, чтобы количественно и качественно оценить земли и грамотно использовать земельные ресурсы. Полезно иметь возможность сопоставить различные территории любой категории земельного фонда. Это нужно, в первую очередь, для эффективного управления территориальным развитием, выработки инвестиционной политики, разработки программ по рациональному использованию земель, строительства новых предприятий, для разработки экологических и социальных программ, проведения страхования.

Районирование территории возможно на основе надежной информации о современном состоянии природной и техногенной сред, а также на знании перспектив экономического развития регионов. Сложность объекта изучения (земель РФ) определяет и трехуровневую таксономическую иерархию рассмотрения. Это - региональный, местный и локальный уровни. В настоящее время результаты получены для регионального уровня, представленного экономическими районами России (субъектами РФ).

Совместно с профессором А.А. Любушиным нами была проведена классификация субъектов РФ по их экологическому состоянию и соотношению земель разных категорий.

### ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

Исходные данные представляли собой две таблицы, из которых первая таблица относится к экологическому состоянию субъектов РФ, а вторая – к составу земель различной категории. И в том и в другом случае каждый субъект РФ (строки таблиц) характеризуется вектором признаков  $F$ , компоненты которого (столбцы таблиц) представляют собой значение некоторого процентного содержания. Для экологического состояния – это процент территорий в субъекте, имеющих одну из 4-х градаций (благоприятное, умеренное, острое, очень острое). Для таблицы соотношения земель различной категории – это процент территорий в субъекте РФ, занятых землями одной из 7 категорий (сельскохозяйственные, населенные, промышленные, охраняемые, лесные, водные и земли запаса). Таким образом, размерность вектора  $F$  – 4 или 7. Совокупности векторов-признаков  $F$  для различных субъектов РФ образуют два множества («облака»). Рассматривается задача выделения кластеров (групп) внутри этих множеств. В случае классификации по экологическому состоянию такие субъекты, как автономные округа, не содержали информации. Поэтому они исключались из таблицы данных (всего оставалось 75 субъектов – краев, областей, республик), а по результату классификации они относились к тому субъекту (области или краю), в состав которого они входят административно. Для задачи классификацию по соотношению земель разных категорий информация имела по всем субъектам (из анализа исключались лишь субъекты-мегаполисы – Москва и Санкт-Петербург) и всего было 86 субъектов.

### ИСПОЛЬЗУЕМЫЙ МЕТОД

Пусть  $\mathfrak{R}_i$ ,  $i=1,...,m$  – совокупность кластеров, на которые разбито множество векторов  $F$ ,  $c_i = \frac{1}{n_i} \sum_{F \in \mathfrak{R}_i} F$  – центр масс кластера  $\mathfrak{R}_i$ ,  $n_i$  – число векторов, принадлежащих кластеру  $\mathfrak{R}_i$ ,  $\sum_{i=1}^m n_i = N$  – общее число элементов,  $c_0$

$= \frac{1}{N} \sum \mathbf{F}$  - общий центр масс. Функционал компактности, характеризующий качество разбиения на кластеры, определяется следующим образом [1]:

$$J(\mathbf{m}|\mathbf{c}_1, \dots, \mathbf{c}_m) = \sum_{i=1}^m \sum_{\mathbf{F} \in \mathcal{R}_i} |\mathbf{F} - \mathbf{c}_i|^2 \quad (1)$$

Чем меньше значение (1), тем более компактными являются кластеры и, следовательно, тем лучше качество разбиения. Обозначим через

$$J^*(\mathbf{m}) = \min_{\mathbf{c}_1, \dots, \mathbf{c}_m} J(\mathbf{m}|\mathbf{c}_1, \dots, \mathbf{c}_m) \quad (2)$$

– минимальное значение функционала компактности по всем возможным положениям центров масс кластеров при заданном их количестве  $\mathbf{m}$ .

Наилучшее значение числа выделяемых кластеров  $\mathbf{m}$  определяется из условия максимума псевдо-F-статистики [2]:

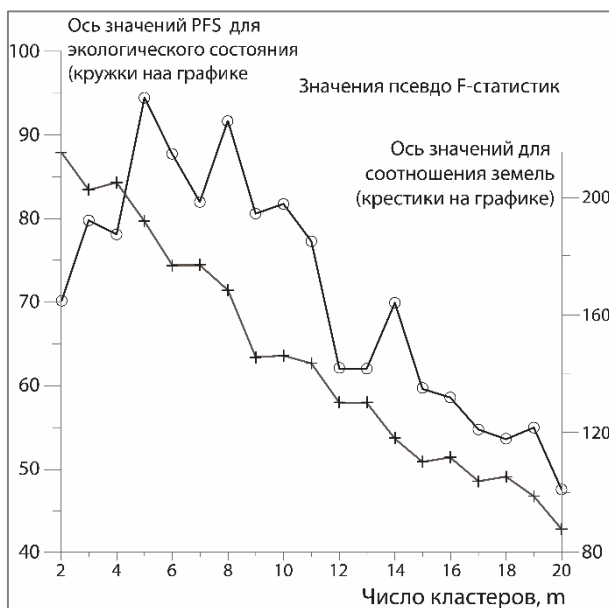
$$\text{PFS}(\mathbf{m}) = (N - \mathbf{m}) \sum_{i=1}^m n_i |\mathbf{c}_i - \mathbf{c}_0|^2 / [(m-1)J^*(\mathbf{m})] \rightarrow \max \quad (3)$$

Задача минимизации (2) решалась методом ISODATA (Iterative Self-Organized Data Analysis) [1], состоящим в следующем. В минимальный многомерный прямоугольник  $\Pi$ , описывающий множество («облако») векторов  $\mathbf{F}$ , случайно бросается заданное число  $\mathbf{m}$  точек (векторов  $\mathbf{c}_i$ ), которые рассматриваются, как пробные значения центров масс кластеров. После классификации всех векторов-признаков  $\mathbf{F}$  по критерию минимума расстояния до того или иного вектора-центра  $\mathbf{c}_i$  возникает пробное разбиение на  $\mathbf{m}$  кластеров. Это разбиение является несбалансированным, поскольку центры масс получившихся кластеров не совпадают с векторами-центрами, породившими эти кластеры. Чтобы устранить это несоответствие, вычисляются вектора центров масс кластеров и они рассматриваются как новые центры кластеров для классификации векторов-признаков  $\mathbf{F}$  по критерию минимума расстояния. Возникает новое разбиение на кластеры, опять вычисляются их центры масс, происходит новое перераспределение векторов-признаков по кластерам и т.д. Таким образом, реализуется итеративный процесс, который завершается тогда, когда траектории передвижения векторов-центров  $\mathbf{c}_i$  приходят в некоторые устойчивые положения и, тем самым, вектора-центры, определяющие принадлежность векторов-признаков различным кластерам, совпадают с векторами центров масс кластеров (все кластеры становятся сбалансированными). Возникающее при этом конечное разбиение реализует локальный минимум функционала (1) и зависит от случайного выбора начальных положений векторов-центров  $\mathbf{c}_i$ . Наилучшее разбиение, реализующее глобальный минимум в задаче (2), определяется путем многократного повторения итерационного процесса, стартующего из  $\mathbf{m}$  случайно и независимо равномерно распределенных в прямоугольнике  $\Pi$  векторов-центров  $\mathbf{c}_i$ , и выбора конечного разбиения, имеющего минимальное

значение функционала компактности (1). В наших расчетах наилучшее разбиение выбиралось из 1000 проб начальных векторов-центров кластеров.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

На рисунке 1 приведены графики статистик (3) при изменении пробного числа кластеров  $m$  от 20 до 2. Видно, что в задаче классификации субъектов РФ по экологическому состоянию по поведению зависимости (3) отчетливо выделяются 5 кластеров. Что же касается множества векторов-признаков для задачи классификации по соотношению земель различной категории, то для него кластерообразующие признаки не столь выражены. Мы выбрали число кластеров  $m=4$ , исходя из того, что для этого значения статистика (3) имеет максимальное значение среди  $m$ , превышающих минимально возможное значение 2.



**Рис. 1** Графики псевдо-F-статистик при изменении пробного числа кластеров  $m$ .

Результаты разбиения субъектов РФ на кластеры были представлены на картах.

В области распространения многолетнемерзлых грунтов наиболее интенсивная трансформация земель на период до 2025 года может произойти на территории нефтегазодобывающих комплексов Севера России, в Западной и Восточной Сибири (развитие термокарста и термоэрозии, деградация мерзлоты, подтопление, заболачивание и оседание территорий, загрязнение почв и подземных вод углеводородами и другими токсикантами).

В областях распространения набухающе-усадочных, просадочных и засоленных грунтов до 2025 года ожидается трансформация земель в Приволжском, Западно-Сибирском, Волго-Вятском, Центрально-Черноземном и Уральском экономических районах. Засоленные грунты занимают около 4% территории России. В области их распространения (Северо-Кавказский, Поволжский экономические районы) ожидаются проявления деформаций зданий и сооружений при подтоплении территорий, а также усиленная коррозия.

Каждое из шести зданий и сооружений в России, возводится на лессовых просадочных породах. В результате подтопления осваиваемых территорий, формирующегося вследствие утечек из водонесущих коммуникаций, инфильтрации поливных вод, подпора грунтовых вод вокруг водохранилищ и пр., просадочность грунтов за последние десятилетия стала одним из самых ущербобразующих процессов (в наибольшей степени – в Поволжском и Северо-Кавказском экономических районах). На территории городов и городских агломераций процессы просадочности влияют на существующую застройку.

К 2025 году возрастут площади освоения слабых грунтов (илов, заторфованных земель), предназначенных для строительства. Это произойдет за счет освоения для застроек речных пойм, неудобий, бывших свалок. Хорошо известно, что освоение территорий развития слабых грунтов при непринятии соответствующих мер может повлечь аварии и деформации зданий и сооружений как вновь возводимых, так и существующих.

К 2025 году в результате продолжающегося хозяйственного воздействия (особенно влияния снижения уровня и напоров эксплуатируемых подземных вод), а также вследствие освоения неудобий, предвидится дальнейшее оживление и развитие суффозионно-карстовых процессов (Москва, Подмосковье, Поволжский, Уральский, Центрально-Черноземный, Восточно-Сибирский экономические районы и др.).

Наиболее интенсивное развитие абразии ожидается на юге Дальневосточного экономического района, в пределах побережий Северо-Кавказского экономического района (Краснодар, Дагестан).

Процессы эрозии на территории России развиты на площади более 100 млн. га, в том числе оврагов и промоин – на 50 тыс. га. До 2025 года наиболее интенсивно процессы эрозии будут развиваться в районах распространения просадочных грунтов. Их результатом будет удорожание 1 кв. м жилой площади застройки на 10% и более.

При сохранении существующих тенденций к 2025 году значительно возрастет активизация склоновых гравитационных процессов (обвалов, оползней, селей), занимающих в пределах горно-складчатых областей России около 40% площадей, предгорных – 10%, равнинных – до 5%.

Затраты на защиту берегов водохранилищ ежегодно увеличиваются. Известно, что стоимость берегозащиты на Волгоградском и Куйбышевском водохранилищах составляет до 20% от стоимости основных сооружений гидроузлов. В то же время до 2025 года протяженность защищенных земель на водохранилищах при сохранении существующих тенденций не превысит десятка процентов от всей протяженности перерабатываемых берегов.

Резко возрастают площади нарушенных земель в результате горных работ. Настораживает значительное и систематическое отставание темпов рекультивации земель (Астраханская, Магаданская, Иркутская, Кемеровская области и др.).

Селеопасные районы занимают около 5% площади России. К 2025 году наибольшая селевая активность ожидается в высокогорьях Кавказа, в среднегорьях Прибайкалья, Кавказа, Камчатки и Сахалина.

Сейсмически опасные районы занимают около 20% территории России. До 2025 года сейсмический риск возрастет на территориях, наиболее подверженных таким техногенным изменениям, как подтопление, нарушение температурного режима многолетнемерзлых грунтов, снижение устойчивости склонов.

При сохранении существующих тенденций резко увеличатся площади земель городов и городских агломераций, охваченные подтоплением (Поволжье, Западная Сибирь, Прибайкалье и др.). В настоящее время этим процессом охвачены более 1000 городов России.

Авторами, с помощью метода экспертных оценок, выполнено ранжирование территорий экономических регионов РФ и отдельных городских территорий по степени остроты геоэкологических конфликтных ситуаций. Анализ показал, что по экспертной оценке суммарного потенциального ущерба от негативных изменений земель на 2025 год (при сохранении существующих тенденций) условно выделяются 5 групп экономических районов.

Первую группу составляют территории с условно благоприятным прогнозируемым региональным состоянием земель на освоенных территориях. Негативные явления прослеживаются на отдельных, иногда значительных по площади участках. Во вторую группу включены территории экономических районов со среднесложным региональным состоянием земель. В третью группу территорий включены земли экономических районов, для которых к 2025 году предвидится тенденция более значительного роста опасных геологических процессов. Четвертую группу составили территории экономических районов, характеризующиеся тенденцией развития весьма опасных и трудно прогнозируемых процессов на интенсивно осваиваемых землях, земли с особо опасными природными геологическими процессами, а также земли, отличающиеся высокой населенностью и концентрацией промышленности, где в относительно простых исходных инженерно-геологических условиях "тиражируются" новые проблемы взаимодействия с окружающей средой, развиваются загрязнение и искусственные физические поля. В пятую группу, характеризующуюся экстремальными условиями освоения земель и тенденцией к широкому развитию опасных процессов.

Анализируя состояние экологической обстановки в каждом субъекте РФ и проведя математические расчеты получено 5 групп с разными показателями коэффициента относительной экологической напряженности.

Что касается геоэкономических вопросов в аспекте трансформации земель, то здесь следует отметить следующее. Вопросы определения обоснованной цены на землю становятся особенно актуальными в связи с постановлением Правительства РФ «О федеральной целевой программе «Развитие земельной реформы в Российской Федерации». Целью программы является повышение эффективности использования земли, создания условий для увеличения

социального, инвестиционного, производственного потенциала земли и превращение её в самостоятельный фактор экономического роста. Размеры и механизм начисления земельных платежей несовершенны, десятки миллионов гектаров земли выведены из хозяйственного оборота, идет деградация и снижение плодородия почв. Среди основных направлений государственной политики по развитию рынка земли - создание системы добровольного страхования различных рисков участников рынка земли. Использование механизма страхования наряду с мерами по укреплению гарантий конституционных прав граждан на землю и развитием рынка земли является необходимым условием цивилизованных рыночных земельных отношений.

*Работы проводятся при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект N 16-05-00200).*

### ЛИТЕРАТУРА

1. Дуда Р., Харт П. 1976. Распознавание образов и анализ сцен. – Издательство «МИР», Москва. Перевод с английского Г.Г. Вайнштейна и А.М. Васьковского, под редакцией В.Л. Стефанюка, 509 страниц.
2. Vogel M.A., Wong A.K.C. 1978. PFS Clustering Method. IEEE Trans. Pattern Analysis. Mach. Intell., PAMI-1, p.237-245.

## ВОДНО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В ТРАНСГРАНИЧНОМ БАСЕЙНЕ РЕКИ УРАЛ

Чибилёв А.А., Падалко Ю.А.

*Институт степи Уральского отделения РАН*

В статье рассматриваются вопросы водно-экологической безопасности окружающей среды в трансграничном бассейне р. Урал. Представлены результаты оценки обеспеченности водными ресурсами, опасности наводнений и подмыва (разрушения) берегов в результате боковой эрозии по смежным регионам России и Республики Казахстан.

Chibilyov A.A., Padalko Yu.A. **Water and ecological safety of the environment in the transboundary catchment area of the Ural River.** In the article discusses the issues of water and ecological safety of the environment in the transboundary catchment area of the Ural River. It presents the results of the analysis of the water availability, the threats of flood and the degradation (destruction) by lateral erosion of river banks on adjacent regions of Russian Federation and Kazakhstan.

## ВВЕДЕНИЕ

Трансграничный бассейн р. Урал расположен на территории трёх субъектов Российской Федерации и трёх регионов Республики Казахстан. Значительная индустриальная и селитебная освоенность территории бассейна оказывает большое влияние на перспективы социально-экономического развития и особенности международной интеграции. В настоящее время на территории бассейна проживает 4.1 млн. человек, более половины сосредоточены в крупных городах Российской Федерации (Оренбург, Магнитогорск, Орск) и Республики Казахстан (Уральск, Актобе, Атырау). В городах сконцентрировано основное промышленное производство: черная и цветная металлургия, машиностроение, топливная промышленность, энергетика. На территории бассейна ведётся добыча рудных полезных ископаемых в горной области Южного Урала (восточная часть бассейна) и углеводородов на окраине Восточно-Европейской равнины (западная часть бассейна).

Природные особенности бассейна реки Урал обуславливаются его географическим положением в нескольких природных зонах: горной лесной, лесостепной, степной, полупустынной и пустынной. На водосборах первых трёх природных зон формируется основной поверхностный сток в бассейне р. Урал. Верховье речного бассейна, расположенное в горной лесной зоне, занимает склоны хребтов Южного Урала, которые служат препятствием для западного переноса влажных воздушных масс, обеспечивая неоднородность в стоке рек, дренирующих эти склоны. Притоки р. Урал в степной зоне имеют наибольшие площади водосборов, располагающихся в восточной и южной части бассейна. В степной зоне характерной чертой гидрологического режима является значительная вариация и асимметрия поверхностного стока, основная доля стока приходится на весенний период года. В полупустынной и пустынной части речного бассейна происходит снижение стока из-за природных процессов (испарения и инфильтрации), а также в результате водохозяйственной деятельности.

Сложившиеся хозяйство в бассейне р. Урал существенно зависит от водных ресурсов и их режима. Трансграничное положение и дифференцированное социально-экономическое развитие регионов усложняет процессы установки целей экологической политики в области интегрированного управления водными ресурсами и принятия решений по минимизации угроз безопасности населению и хозяйству в смежных регионах Российской Федерации и Республики Казахстан. Основными угрозами безопасности окружающей среды для территориального развития являются экстремальные водно-экологические ситуации, связанные с воздействием неблагоприятных гидрологических процессов на население и хозяйство. К ним можно отнести экстремальные водно-экологические ситуации, вызванные низким уровнем и расходом воды в водных объектах в лимитирующие периоды года, многоводьем и интенсивным развитием боковой эрозией в руслах рек.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В процессе исследования проводился гидрологический и статистический анализ данных по водным ресурсам поверхностного стока и его использования в регионах бассейна р. Урал. При этом учитывались планы по развитию водного хозяйства России и Республики Казахстан. Для этого привлекались сведения из схем комплексного использования и охраны водных ресурсов двух стран по бассейну р. Урал. Экстремальные водно-экологические ситуации, связанные с негативным воздействием многоводья, анализировались по сведениям, полученным по запросам в службы по чрезвычайным ситуациям и из их официальных интернет-ресурсов регионов бассейна р. Урал. С целью изучения интенсивности боковой эрозии в руслах рек применялись данные дистанционного зондирования – архивные спутниковые снимки среднего разрешения с 1985 по 2015 гг. Landsat (MSS, TM, ETM+, OLI).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В маловодные годы наблюдается дефицит воды в районах с интенсивной хозяйственной деятельностью, вследствие чего обостряются вопросы водообеспечения в трансграничном бассейне р. Урал. Водно-экологическая проблема из-за дефицита водных ресурсов является наиболее критической для безопасности окружающей среды в бассейне р. Урал. Для водно-ресурсного потенциала России в целом бассейн реки Урал имеет небольшое значение, но для регионов России и Республики Казахстан его доля составляет более 50% (в целом для Республики Казахстан более 10 %) поверхностного стока. В территориальном разрезе прослеживается неравномерное распределение водных ресурсов бассейна р. Урал между регионами (табл. 1).

Сток реки Урал подвержен значительным сезонным и многолетним колебаниям. Покрытие дефицита воды и гарантированное водообеспечение хозяйства осуществляется с помощью многочисленных водохранилищ и прудов. Крупные водохранилища сосредоточены в верхней части речного бассейна. Водоохранилища аккумулируют до 1/3 среднегодового стока реки Урал. В наиболее маловодные годы с обеспеченностью стока 75 % и 95 % их полный объем может составлять 1/2 или почти соответствовать годовому стоку реки. В многоводье, при весеннем половодье и редких летних паводках, водохранилищами сдерживается негативное воздействие вод и затопление селитебных территорий.

В маловодные годы крупные водохранилища играют значительную роль в обеспечении недостатка в водных ресурсах в среднем и нижнем течении трансграничной реки Урал. Межгосударственные бассейновые соглашения по совместному использованию реки Урал с Республикой Казахстан обязывают компенсировать низкие сезонные расходы за счет крупных гидроузлов. Выполнение этой задачи отводится в основном Ириклинскому водохранилищу, которое также должно обеспечить работоспособность энергомошностей Ириклинской ГРЭС.

**Таблица 1** Водохозяйственная характеристика регионов бассейна р. Урал [2, 4]

| Регион                        | Площадь территории, тыс. кв. км | Численность населения (в границах бассейна), тыс. чел. | Доля площади региона, занимаемая бассейном, % | Доля используемой воды в бассейне от общего запаса воды из природных источников, % | Сток, формирующийся в пределах региона, куб. км/год |
|-------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| Российская Федерация          |                                 |                                                        |                                               |                                                                                    |                                                     |
| Республика Башкортостан       | 142.9                           | 276.6                                                  | 20                                            | 4                                                                                  | 4.4                                                 |
| Оренбургская область          | 123.7                           | 1526.1                                                 | 62                                            | 96                                                                                 | 5.7                                                 |
| Челябинская область           | 88.5                            | 517.8                                                  | 15                                            | 25                                                                                 | 0.64                                                |
| Республика Казахстан          |                                 |                                                        |                                               |                                                                                    |                                                     |
| Актюбинская область           | 298.7                           | 849.6                                                  | 15                                            | 56                                                                                 | 1.4                                                 |
| Западно-Казахстанская область | 151.2                           | 346.5                                                  | 34                                            | 27                                                                                 | 1.5                                                 |
| Атырауская область            | 118.6                           | 587.9                                                  | 21                                            | 48                                                                                 | 0.019                                               |

В некоторых регионах Российской Федерации и Республики Казахстан планируется увеличение объемов существующих водохранилищ и строительство новых гидротехнических сооружений для устойчивого водоснабжения хозяйства и развития районов с вододефицитом. В Республике Башкортостан планируется создание водохранилищ для водоснабжения и защиты от негативного действия вод с суммарным объемом свыше 1 км<sup>3</sup> [3]. В Республике Казахстан разработана схема комплексного использования и охраны вод бассейна р. Урал [4]. Представленные в ней водохозяйственные балансы строятся с расчетом на гарантированные объёмы стока р. Урал с территории Российской Федерации. В Атырауской области обсуждался проект технико-экономического обоснования строительства гидротехнических сооружений Урало-Баксайской оросительно-обводнительной системы, по аналогии Урало-Кушумской. В составе оросительно-обводнительной системы проектируется строительство водохранилища и двух водоёмов с общим объёмом 200 млн. м<sup>3</sup>. Осуществление проекта приостановлено из-за необходимости проведения инженерно-изыскательных работ и их финансирования [6]. Реализация гидротехнических проектов требуется в основном для нужд развития сельского хозяйства, что предполагает безвозвратное изъятие водных ресурсов и дополнительные потери на инфильтрацию и испарение.

Несмотря на значительный фонд прудов и водохранилищ, регулирующих режим стока на территории бассейна р. Урал, имеются риски для населения и хозяйства, связанные с многоводьем, обусловленный весенним половодьем,

дождевыми паводками в горной и предгорной части региона. Весеннее многоводье больше проявляется в степной части речного бассейна, где на него приходится 80 % и более годового стока [5]. Дождевые паводки редко формируют экстремальные водно-экологические ситуации в горной части бассейна р. Урал. Но при совпадении с дружным снеготаянием могут оказать негативное влияние в прохождении весеннего половодья, а в летний период привести к аварийным сбросам на гидроузлах.

Большая часть из более 400 подверженных угрозе затопления населенных пунктов, расположены на средних и малых притоках р. Урал. В основном это степные водотоки верхнего и среднего течения реки, в которых большая часть стока приходится на весенний период года. По территории бассейна, количество населенных пунктов подверженных риску затопления (подтопления) распределяется следующим образом: на верхнее течение р. Урал и его притоки приходится 21 %, на среднее – 38 % и нижнее 41 %.

В Российской части бассейна р. Урал около 200 населённых пунктов, в том числе 4 крупных города (Верхнеуральск, Магнитогорск, Орск, Оренбург). подвержены опасности затопления и подтопления. Общая ориентировочная численность населения, проживающая и попадающая в зону затопления (подтопления) составляет свыше 20 тыс. человек (табл. 2).

**Таблица 2** Подверженность населенных пунктов регионов бассейна р. Урал риску затопления (подтопления)

| Регион                        | Количество населенных пунктов подверженных угрозе затопления (подтопления) | Общая ориентировочная численность населения в зоне затопления (подтопления), тыс. чел. |
|-------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| Российская Федерация          |                                                                            |                                                                                        |
| Республика Башкортостан       | 63                                                                         | 1,5                                                                                    |
| Оренбургская область          | 92                                                                         | 14,8                                                                                   |
| Челябинская область           | 15                                                                         | 5,6/12,5*                                                                              |
| Республика Казахстан          |                                                                            |                                                                                        |
| Актюбинская область           | 7                                                                          | 12,0                                                                                   |
| Западно-Казахстанская область | 95*                                                                        | 110,0*                                                                                 |
| Атырауская область            | 93                                                                         | 81,8                                                                                   |

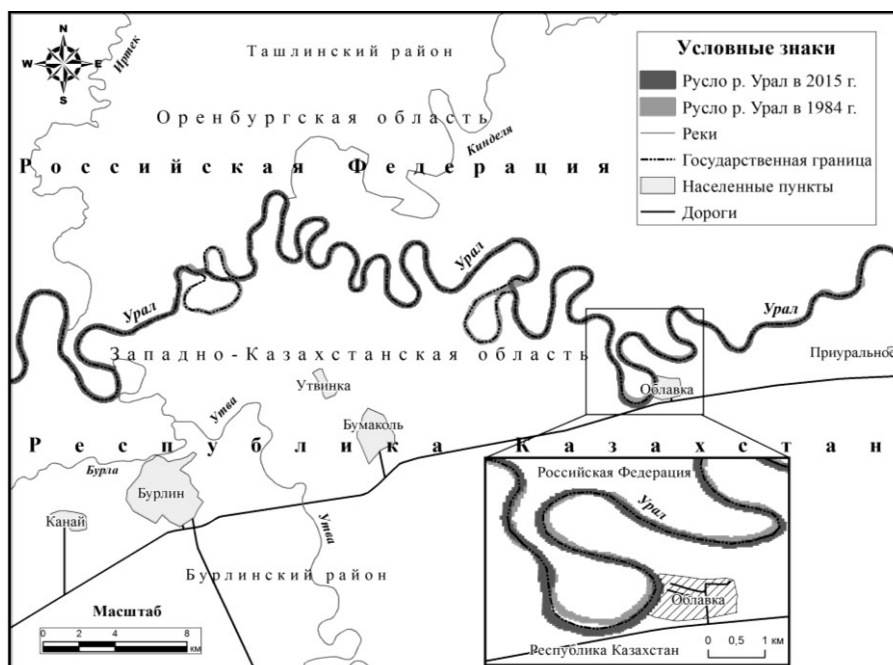
\* с учетом аварий на ГТС. По данным [1, 3, 4].

Среди регионов российской части бассейна наибольшие негативные последствия от наводнений приходятся на Оренбургскую область. В результате прохождения половодья в Оренбургской области практически ежегодно подвергаются частичному затоплению (подтоплению) селитебные территории и временно нарушается транспортное сообщение районных центров с десятками населенных пунктов. В целом по Оренбургской области, Челябинской области и Республике Башкортостан весеннее половодье часто наносит ущерб инфраструктурным объектам регионов и населенным пунктам.

Нижнее течение р. Урал отличается более продолжительным половодьем с несколькими подъёмами. Значительные наводнения происходят в случае совпадения половодья на местных притоках и максимальных транзитных расходах воды в р. Урал. В Республике Казахстан к неблагоприятным по угрозе затопления (подтопления) территориям относится Западно-Казахстанская область. В регионе подвержены затоплению (подтоплению) населенные пункты, в том числе отдельные части города Уральска, участки автомобильных дорог, опоры линий электропередач, а общая площадь затопления может составить около 6000 км<sup>2</sup>. В период многоводья особую опасность представляют сооружения и гидроузлы водохранилищ Урало-Кушумской оросительно-обводнительной системы. При аварии на гидросооружении с образованием волны прорыва повлечет разрушение каскада гидротехнических сооружений в результате этого в зоне затопления будут находиться 34 населенных пункта с населением 30 тыс. человек [1,3]. В Атырауской области весеннее половодье длится более 3 месяцев. В последние годы экстремальных водно-экологических ситуаций, связанных с многоводьем, не наблюдалось. Но возможная зона затопления (подтопления) с населенными пунктами составляет 3000 км<sup>2</sup>. На территории Актыубинской области так же, как и в Атырауской области наиболее часто подтопления происходят по причине скопления большого количества снега на возвышенных участках вблизи населенных пунктов с плохой дренированностью рельефа местности при дружном снеготаянии на промерзшем грунте.

Немаловажной проблемой на территории бассейна р. Урал является экзогенная деятельность речных потоков. В результате эрозионной деятельности только в российской части бассейна ежегодно утрачивается территория площадью более 1 км<sup>2</sup>, в том числе сельскохозяйственного назначения [3]. Развитие боковой эрозии на некоторых участках рек создаёт угрозу близко расположенным населенным пунктам, инфраструктурным сооружениям и осложняет демаркацию государственной границы по изменяющемуся фарватеру р. Урал (рис. 1).

Наиболее опасные проявления эрозионных процессов, связанных с русловыми процессами в бассейне р. Урал, сосредотачиваются в среднем и нижнем течении. На данной территории коренные осадочные породы Восточно-Европейской равнины чаще поддаются размыву. Максимальная интенсивность русловых процессов наблюдается на р. Сакмара и р. Урал. В настоящее время опасное проявление боковой эрозии р. Сакмары у с. Желтое Оренбургской области, где от кромки обрыва до края насыпи железнодорожного полотна осталось около 50 м, что угрожает межрегиональному транспортному сообщению. Неразрешенной остаётся обстановка на пограничном участке р. Урал Российской Федерации и Республики Казахстан. Граница между государствами привязана к руслу р. Урал. В результате русловых переформирований образовались спорные участки пойменной территории (рис. 1)



**Рис. 1** Анализ динамики русла р. Урал в пограничной зоне РФ и РК

Значительные финансовые затраты требуются для строительства берегоукрепления для защиты селитебных территорий и инфраструктурных объектов. В Республике Казахстан для предотвращения негативного воздействия русловых процессов р. Урал у с. Облавка Западно-Казахстанской области транспортного сообщения Уральск – Оренбург в 2015 г. завершены берегоукрепительные работы общей стоимостью более 6 млн. долларов. Сопоставимые проектные расходы, озвучены администрацией Оренбургской области по реализации работ по берегоукрепления и отвода русла р. Сакмара у с. Желтое.

## ВЫВОДЫ

Своеобразие географического положения бассейна р. Урал сформировали водно-экологическую систему, безопасность окружающей среды в которой имеет международное значение. В условиях значительной вариации поверхностного стока и изменения климата возрастают риски дефицита в водобеспечении хозяйства. Введение новых гидротехнических сооружений для экстенсивного развития сельского хозяйства усложняет систему регулирования стока и баланса водных ресурсов, что может иметь неблагоприятные последствия для устойчивого развития регионов и экосистемы речного бассейна в целом. Устойчивое использование водных ресурсов бассейна р. Урал один из важных вопросов, требующий согласованности действий в развитие водного хозяйства регионов РФ и РК.

Расположение селитебных территорий в пойменных зонах делает уязвимым безопасность населения и хозяйства в период весеннего половодья. Защита от экстремальных водно-экологических ситуаций, связанных с половодьем с помощью дополнительного регулирования и строительства дамб увеличивает риск природно-техногенных наводнений и создаёт угрозу затопления нижерасположенных территорий. В целях предотвращения негативного воздействия вод на населенные пункты необходимо введение особых условий использования территорий, попадающих в зону затопления (подтопления). В настоящее время осуществляется взаимодействие служб двух стран по обеспечению безопасности населения и контролю качества вод.

В бассейне р. Урал из-за развития боковой эрозии в руслах рек возникли угрозы безопасности ряду населенных пунктов и инфраструктурным объектам. В приграничной территории в результате русловых переформирований р. Урал образовались участки, имеющие спорную территориальную принадлежность. К таким территориям относится пойма и долина Урала ниже устья р. Илек до с. Рубежного Западно-Казахстанской области. Вследствие своих ландшафтно-ботанических особенностей эта территория давно уже рассматривается в качестве места организации особо охраняемой природной территории [5]. Организация межгосударственной ООПТ укрепит партнерские отношения двух стран.

*Исследования выполнены в рамках проекта УрО РАН «Природная среда Южного Урала в условиях изменяющегося климата и возрастающего антропогенного воздействия». Номер государственной регистрации: АААА-А 16-116020410173-2*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Комитет по чрезвычайным ситуациям Министерства внутренних дел Республики Казахстан. Официальный интернет-ресурс. [Офиц. сайт]. URL:<http://emer.gov.kz> (дата обращения: 15.03.2016)
2. Схемы комплексного использования и охраны водных объектов бассейна реки Урал (Российская часть)». - Екатеринбург: ФГУП РосНИИВХ, 2010.
3. Схема комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна реки Урал (Жайык) с притоками. – Алматы: «Институт Казгипроводхоз», 2007.
4. Сивохин Ж.Т., Падалко Ю.А. 2014. Географо-гидрологические факторы опасных гидрологических явлений в бассейне реки Урал // Известия РАН. Серия географическая, № 6. С. 53-61
5. Чибилёв А.А. 2011. Ландшафтное разнообразие Урало-Каспийского трансграничного региона и перспективы развития сети ООПТ // Российско-Казахстанский трансграничный регион: история, геоэкология и устойчивое развитие. Екатеринбург: УрО РАН, С.118-124
6. В Атырауской области планируют построить каскад водохранилищ на 200 млн. кубометров [Электронный ресурс] // МИА «Казинформ». [Интернет-портал]. 02.03.2012 г. URL: <http://www.inform.kz/rus/article/2445405> (дата обращения: 25.04.2016).

## ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ЕЕ КОНТРОЛЬ МЕТОДОМ БИОИНДИКАЦИИ

*Шумкина Ю.А.<sup>1</sup>, Королев В.А.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова*

Рассмотрено использование метода биоиндикации для контроля экологической безопасности урбанизированных территорий. Описаны схемы проведения биоиндикационных исследований, а также функциональная структура геоэкологического мониторинга. Приведены данные биоиндикационных исследований в период 2013-2015 гг.

*Shumkina Y.A., Korolev V.A. Environmental safety of urban areas and its control by bioindication method.* Annotation: using of bioindication method for environmental safety are suggested. Circuit of bioindication investigations and functional structure of the geo-environmental monitoring have been described. Bioindicative data research are given for 2013-2015 years.

### ВВЕДЕНИЕ

Одной из главных проблем 21-го века является неблагоприятная экологическая ситуация в мегаполисах. Экологические проблемы урбанизированных территорий связаны с глубоким преобразованием качества окружающей, а также геологической среды, вызванного чрезмерной концентрацией населения, транспорта и промышленных предприятий на сравнительно небольших территориях. Именно поэтому в настоящее время большое внимание уделяется вопросам оценки экологической безопасности мегаполисов, а также их экологическому мониторингу. Объективная оценка экологического состояния городской среды, а также ее мониторинг смогут обеспечить своевременный контроль над экологической безопасностью урбанизированных территорий.

Разработка систем мониторинга окружающей среды является важной частью урбоэкологии. Однако большинство применяемых в настоящее время приемов и методов мониторинга сводятся к количественным оценкам скорости поступления загрязнителей и их накопления в почвах, природных водах, воздухе. Поэтому следует принимать во внимание пространственное разнообразие геохимического фона и учитывать геохимические циклы элементов в экосистемах [5].

Известно, что биота является наиболее чувствительной составляющей урбогеосистем. Она быстро реагирует на любые изменения, происходящие в урбогеосистеме. В связи с этим, предлагается использовать метод биоиндикации для контроля экологической безопасности урбанизированных территорий. Биоиндикация позволяет оценивать качество окружающей среды по состоянию ее биоты. Так, например, ответная реакция растительных биоиндикаторов отражает состояние самих биоиндикаторов, а также состояние урбанизированной

территории в целом. Физиологические и биохимические признаки растительных биоиндикаторов позволяют выявить экологические нарушения на ранних стадиях техногенного воздействия на урбогеосистемы [1, 6, 8].

В связи с этим, целью работы являлась разработка методики эколого-геологического мониторинга на основе биоиндикации, с помощью которого можно будет дать объективную оценку эколого-геологического состояния мегаполиса на примере Юго-Восточного административного округа (ЮВАО) г. Москвы, а также контролировать экологическую безопасность данной территории.

### МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Предлагаемая методика имеет биоцентрическую направленность, так как её ключевым компонентом является растительность, характеризующая биогеохимические и иные изменения урбогеосистем.

Для того, чтобы реализовать предлагаемый вид мониторинга, необходимо разработать его обоснование на основе биоиндикационных исследований. Это обоснование базируется с одной стороны на оценке состояния растения, выбранного в качестве биоиндикатора, а с другой – на оценке состояния компонентов эколого-геологических условий, в частности состояния почв. Состояние растения определялось по флуктуирующей асимметрии листьев – отклонению формы листьев от симметричной. Оценка флуктуирующей асимметрии билатеральных организмов хорошо зарекомендовала себя при определении общего уровня антропогенного воздействия на экосистемы. Традиционные методы, оценивающие химические и физические показатели, не дают комплексного представления о воздействии на биологическую систему, тогда как биоиндикационные показатели отражают реакцию организма на всё многообразие действующих на него факторов, имея при этом биологический смысл.

Поэтому в качестве объекта биоиндикации на территории Московского мегаполиса предлагается использовать тополь бальзамический (*Populus balsamifera*) в силу его устойчивости к химическому загрязнению, высокой встречаемости, а также легко выявляемой билатеральной симметрии его листовых пластин. Кроме этого, необходимо исследовать почвы (непосредственно в месте произрастания исследуемого тополя), как одни из наиболее информативных показателей техногенного загрязнения. Основная часть почвенных загрязнителей (тяжелых металлов, нефтепродуктов и т.п.) поступает в почвы с атмосферными выпадениями и их распределение в почвах можно рассматривать как долговременный индикатор степени экологического благополучия или неблагополучия городских территорий.

Методом биоиндикации удастся оценить степень техногенной трансформации экологических функций литосферы: ресурсной, геохимической, геодинамической и геофизической [7]. Так, например, с помощью биоиндикации на основе оценки флуктуирующей асимметрии листовых пластин можно оценить трансформацию ресурсов биофильного ряда в почвах, которая на

территориях мегаполисов заключается в изменении содержания следующих элементов: N, P, C, R, K, Ca, Mg. Данные элементы являются элементами питания растений. Их повышенное или, наоборот, пониженное содержание в почвах приводит к угнетению растений, нарушению их нормального функционирования. То есть, состояние растения и, в частности, коэффициент симметрии листовых пластин тополя бальзамического, может отражать изменения в содержании элементов биофильного ряда в почвах.

Также на территории мегаполисов отмечается существенная трансформация почвенных ресурсов, заключающаяся в изменении мощности гумусированной части почв, содержания  $C_{орг}$ , а также изменении реакции почвенной среды pH. На все эти изменения чутко реагируют растения, включая тополь бальзамический, что может также привести к нарушению симметрии его листовых пластин. Также для территории Московского мегаполиса характерно подтопление территорий (изменение уровня грунтовых вод). Сильное повышение уровня грунтовых вод может привести к подгниванию корней растений, что также скажется на величине коэффициента симметрии. Следовательно, в какой-то степени, с помощью биоиндикации можно контролировать уровень подтопления.

Тяжелые металлы (Cu, Pb, Zn, Cd, Hg, Cr и др.), в избытке поступающие из разных источников на урбанизированных территориях сначала попадают в почвы, а затем и в растения. Избыточное накопление тяжелых металлов в растениях вызывает у них токсические эффекты. Проникая в растительные организмы в больших концентрациях, тяжелые металлы подавляют ход метаболических процессов, тормозят развитие, снижают продуктивность. Таким образом, с помощью биоиндикации на основе оценки флуктуирующей асимметрии можно оценить и степень загрязнения почв тяжелыми металлами и оценить трансформацию геохимической экологической функции литосферы.

Биоиндикация урбанизированных территорий для целей мониторинга включает в себя [9]: 1) выбор биотопов с различной техногенной нагрузкой; 2) выбор информативного, характерного для исследуемой территории биоиндикатора; 3) сбор фактического материала (листовых пластин биоиндикатора, почв) с мая по сентябрь (в конце каждого месяца); 4) определение коэффициента симметрии листовых пластин  $K_{сим}$  по формуле:  $K_{сим} = \sum m_m / \sum m_b$ , где  $\sum m_m$  – сумма масс меньших половинок листовых пластин,  $\sum m_b$  – сумма масс больших половинок листовых пластин.

Затем, определяется элементный состав собранных листовых пластин и образцов почв. После чего определяют коэффициенты корреляции между  $K_{сим}$  и содержанием элементов в почвах, что необходимо для подтверждения существования причинно-следственной связи между этими величинами. Элементы, обладающие тесной и весьма тесной прямой или обратной корреляцией с коэффициентом  $K_{сим}$  листовых пластин, используются для построения оценочных диаграмм [10, 11] с помощью которых в конечном итоге оценивается состояние эколого-геологических систем на урбанизированной территории.

Для построения оценочных диаграмм необходимо [9]:

1. определить суммарный показатель загрязнения  $Z_c$  для почв в каждом исследуемом биотопе;
2. построить графики зависимости  $K_{сим}$  от  $Z_c$  с градационными уровнями  $Z_c=8$ ,  $Z_c=16$ ,  $Z_c=32$  при помощи графиков изменения  $K_{сим}$  и  $Z_c$  для почв в вегетационном периоде и их последующей аппроксимации;
3. применить полученные графики (оценочные диаграммы) для оценки эколого-геологического состояния изучаемого участка урбогеосистемы.

Таким образом, функциональная структура геоэкологического мониторинга на основе биоиндикации состоит из следующих этапов и изображена на рис. 1 [1, 2, 3]:

- 1) определяется система пунктов получения информации (СППИНФ) – пункты наблюдения: участок, район или территория мегаполиса, испытывающая различную степень техногенной нагрузки, включая полное ее отсутствие;
- 2) в каждом пункте проводится ежемесячный сбор с мая по сентябрь листовых пластин биоиндикатора;
- 3) по собранным листьям определяется  $K_{сим}$ ;
- 4) с использованием оценочных диаграмм и найденных значений  $K_{сим}$  ежемесячно проводится оценка состояния ЭГУ изучаемой территории: экологическая норма, экологический риск или экологический кризис;
- 5) на основе полученных данных и их динамики во времени, а также опираясь на прогнозную модель (например, модель временных рядов) прогнозируются возможные изменения эколого-геологических условий территории исследования;
- 6) вырабатываются рекомендации и управляющие решения по снижению техногенного воздействия на эколого-геологические системы;
- 7) затем позиции 2-6 циклически повторяются во времени.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На практике нами были проведены биоиндикационные исследования по предложенной методике в 2013, 2014, 2015 гг. На территории Юго-Восточного административного округа Москвы исследовали 5 биотопов с различной техногенной нагрузкой: территории парков (Печатники, Кузьминки-Люблино), жилых микрорайонов, территории общего назначения (спортивный комплекс АЗЛК), автомобильные дороги (Волгоградский проспект), промышленные районы (завод Автофрамос, ЛЛМЗ). Согласно данной методике в 2013



**Рис. 1** Графическая схема реализации геоэкологического мониторинга на основе биоиндикации.

году было обработано 210 листовых пластин для расчета коэффициентов симметрии  $K_{\text{сим}}$ . Наибольшие значения  $K_{\text{сим}}$  (что свидетельствует о благоприятной ситуации) были зафиксированы в рекреационной зоне (парк Печатники,  $K_{\text{сим}}=95\%$ ), наименьшие (что свидетельствует о неблагоприятной ситуации) – в промышленном районе завода Автофрамос (бывший АЗЛК,  $K_{\text{сим}}=76\%$ ). Аналогично, в 2014 и 2015 году было обработано около 400 листовых пластин. Наибольшие полученные значения  $K_{\text{сим}}$  также зафиксированы в рекреационной зоне ( $K_{\text{сим}}=95\%$ ,  $98\%$  в 2014 и 2015 гг. соответственно), наименьшие – в промышленном районе ( $K_{\text{сим}}=80\%$ ,  $85\%$  в 2014 и 2015 гг. соответственно). По значению  $K_{\text{сим}}$  в 2013-2015 годах все исследованные биотопы можно расположить в следующем порядке: парки > территории общего назначения > жилые микрорайоны > автомобильные дороги > промышленные районы.

По собранным данным были построены 5 типов оценочных диаграмм для каждого изучаемого биотопа. В дополнение, были построены и проанализированы для сравнения оценочные диаграммы с использованием методики геоэкологической биоиндикации георисков, предложенной И.И. Косиновой и др. (2012) [4]. Согласно анализу с использованием полученных оценочных диаграмм, эколого-геологическое состояние исследуемой территории в 2013-2014 гг. соответствовало экологической норме и экологическому риску с умеренно опасным и опасным содержанием токсичных элементов. Ни в одном пункте наблюдения состояния экологического кризиса зафиксировано не было. Оценочные диаграммы, составленные и обоснованные двумя методами, дают весьма схожую комплексную оценку эколого-геологического состояния городской среды, что позволяет проводить надежный биоиндикационный мониторинг урбогеосистем.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предложенная схема реализации биоиндикации может успешно применяться для целей мониторинга, к тому же позволяет получать постоянно обновляемую информацию об эколого-геологическом состоянии любой урбогеосистемы. Используя метод биоиндикации для определения эколого-геологического состояния территории, можно также контролировать экологическую безопасность урбанизированной территории.

## ЛИТЕРАТУРА

1. *Ашихмина Т.Я.* 2006. Экологический мониторинг: Учебно-методическое пособие. Издание 3-е / Под ред. Т.Я. Ашихминой. М.: Академический Проект, с. 48-52.
2. *Королёв В.А.* 1995. Мониторинг геологической среды // под ред. В. Т. Трофимова. М.: Изд-во МГУ, 272 с.;
3. *Королёв В.А.* 2007. Мониторинг геологических, литотехнических и эколого-геологических систем: Учебное пособие // под ред. В. Т. Трофимова. М.: КДУ, 416 с.
13. *Косинова И.И., Базарский О.В., Козинцев С.Н.* 2012. Методика геоэкологической биоиндикации георисков техногенно-трансформированных территорий // Геориск, №3, с. 22-25.
4. *Курбатова А.С.* 2004. Экологические решения в Московском мегаполисе / Отв. ред. Н.С. Касимов. - Смоленск: Маджента, 574 с.
5. *Опекунова М.Г.* 2004. Биоиндикация загрязнений. СПб: Изд-во Санкт-Петербургского университета, с. 8-40; с. 218-225.
6. *Трофимов В.Т., Зилинг Д.Г., Барабошкина Т.А., Жигалин А.Д., Харьковина М.А.* 2006. Трансформация экологических функций литосферы в эпоху техногенеза: уч. пособие. – М.: Ноосфера, 720 с.
7. *Уфимцева М.Д., Терехина Н.В.* 2005. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга. СПб.: Наука, 339 с.
8. *Шумкина Ю.А., Королёв В.А.* 2015. Биоиндикационный мониторинг природно-технических систем урбанизированных территории // Сергеевские чтения. Инженерно-геологические и геоэкологические проблемы городских агломераций. Материалы годичной сессии РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии, вып. 17. М.: РУДН, с. 522-526.
9. *Шумкина Ю.А.* 2013. К методике применения биоиндикации в системе экологического мониторинга городских агломераций // Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: Тезисы докладов Международной конференции, с. 247;
15. *Шумкина Ю.А.* 2013. Методика определения коэффициента симметрии для целей биоиндикации на городских территориях // Экологическая геология: теория, практика и региональные проблемы, (Молодые в науке): Материалы третьей научно-практической конференции. – Воронеж: Цифровая полиграфия, с. 170.

## ПРОБЛЕМЫ ИДЕНТИФИКАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ОБУСЛОВЛЕННЫХ НАРУШЕНИЙ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ

Рукавишников В.С.<sup>1,2</sup>, Ефимова Н.В.<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> ФГБУН Иркутский научный центр СО РАН, Иркутск, Россия

<sup>2</sup> ФГБНУ Восточно-Сибирский институт медико-экологических исследований,  
Ангарск, Россия

Выраженные изменения биосферы требуют разработки методологических подходов к идентификации нарушений здоровья как экологически обусловленных, критерии выявления которых включают: количественные изменения параметров среды; количественные и качественные изменения в функциональных системах организма, свидетельствующие о пуске патогенетического механизма, приводящего к росту нарушений популяционного здоровья.

*Rukavishnikov V.S., Efimova, N.V.* **Problems identification of environmentally related disorders population health.** Considerable biosphere changes determine the necessity of development of the methodological approaches to the identification of health disorders as environmentally caused. Detection criteria include: quantitative changes of environmental parameters; qualitative and quantitative changes in the functional systems of the body, indicating the start of the pathogenic mechanism, and lead to growth disorders population health.

Взаимодействие и гармония природы и человека обеспечивают гомеостаз, стабилизацию адаптивных регуляторных систем и сохранение здоровья. Дисфункция любого из указанных элементов ведет к дисбалансу во всей живой системе. Перспективными задачами в области медицины окружающей среды является разработка методологии, способов и средств идентификации, лечения и профилактики экологически обусловленных нарушений здоровья (ЭОНЗ) населения, определение риска здоровью вследствие воздействия неблагоприятных факторов среды обитания. Идентификации экологически обусловленных нарушений здоровья населения имеет большое значение и ряд нерешенных проблем.

Для выявления ЭОНЗ необходимо итеративное решение нескольких задач. Во-первых, оценить количественные изменения параметров среды обитания, во-вторых, выявить качественные и количественные сдвиги показателей в основных функциональных системах организма, свидетельствующие о запуске патогенетических механизмов развития болезни на индивидуальном уровне и приводящие к росту показателей нарушения общественного здоровья; в-третьих, доказать связь между воздействием фактора и откликом.

Все пространство ЭОНЗ можно разделить на две группы по роли фактора [1,4]. В первой группе (экопатии) фактор внешней среды выступает как основная (детерминирующая) причина развития заболевания. Такие явления мы предлагаем обозначить как детерминированные. Во второй группе (экогении)

преобладает синергетическое влияние и, следовательно, состояние среды обитания являются лишь условием, на фоне которого под действием других причинных (возможно генетических) факторов риска развивается неблагоприятный эффект. Такие состояния предлагаем называть индуцированными) или неспецифическими экологически обусловленными нарушениями здоровья. Кроме того, в настоящее время, что очень важно, существует группа факторов, плохо поддающихся количественным оценкам, но активно влияющих на человека и способствующих развитию нарушений здоровья, которые можно рассматривать как социопатии.

Для экологически детерминированных заболеваний выделяют некоторые общие признаки: характерный симптомокомплекс, не встречающийся при других нозологических формах, групповой «гнездовой» характер распространения нарушений среди населения, градиенты взаимосвязи «доза-эффект» и «время-эффект» при которых простые статистические связи, не согласующиеся с разумным биологическим объяснением отвергаются.

Ярким примером детерминированного влияния одного из факторов является воздействие веществ, способных к кумуляции. Так при воздействии ртути и ее органических соединений происходит ингибированием ферментов за счет способности ртути связываться с сульфгидрильными и алкильными группами, образуя прочные комплексы с аминокислотами и другими молекулами, содержащими тио- или алкилтиогруппы. Так, в результате блокады алкилгрупп ртутью может снижаться активность катехоламин-О-метилтрансферазы, что приводит к накоплению адреналина, норадреналина, дофамина и других веществ промежуточного обмена катехоламинов [5,6,8]. В ходе наших исследований установлено, что в зоне влияния выбросов производства винилхлорида, происходит загрязнение ртутью акватории Братского водохранилища, что приводит к поступлению токсиканта в пищевую цепь и, следовательно, в пищевой рацион жителей прибрежных сел [7]. При интервьюировании населения проживающего в зоне высокого риска, установлено, что 30% жителей употребляли в пищу местные виды рыбы, содержащие ртуть в количествах до 4 ПДК, ежедневно, еще 30% - в сезон активного лова (весна-лето). Коэффициент опасности (HQ) для занимающихся рыболовством сельских жителей оценивался как высокий, для работающих в контакте с парами металлической ртути – как чрезвычайный. При клиническом обследовании населения территории риска выявлены специфические нарушения: нервной системы (вегетативная дисфункция, неврозоподобные нарушения, неврозы) у 61,4%, эндокринной (повышение уровней гормонов Т3, антител к тиреоглобулину, понижение уровней гормонов Т4; гипоплазия железы, диффузный зоб I-II и II степени) у 57,6%, иммунной систем (отклонение от нормы 2-3-х и более иммунологических показателей в фагоцитарном и клеточном звене) у 88%, психоэмоциональной сферы у 71% обследованных [2]. Установлена прямая зависимость распространенности синдрома вегетативной дисфункции и концентрации ртути в моче у проживающих на изучаемых территориях ( $r_{Sp}=0.7$ ,  $p=0,000$ ).

Идентификация индуцированных экогений более сложная задача. Выявить доклинические ЭОНЗ можно при наличии следующих критериев: длительная (возможно и внутриутробная) экспозиция, сдвиги в физическом, нервно-психическом развитии детского населения, изменение состояния здоровья популяции, определяемые с помощью лабораторных и параклинических методов, при сравнении с показателями в контрольных группах, не подвергавшихся воздействию вредного фактора, соответствие воздействию дозы и стадии адаптационного процесса.

Сочетание системного подхода с эпидемиологическим методом образует «системный эпидемиологический подход», который является, по-нашему мнению, основным аналитическим инструментом для выявления индуцированных ЭОНЗ. Системный эпидемиологический подход — это идеология изучения здоровья населения, предполагающая согласованное структурирование объекта и методов его оценки. Исходя из этого определения, каждой составляющей здоровья соответствует некий набор методических средств, с помощью которых возможно наиболее оптимальное раскрытие и определение ее сущности. Следует подчеркнуть, что системный эпидемиологический подход применим только при изучении здоровья населения, то есть общественного здоровья. Не менее важным аспектом системного эпидемиологического подхода является соблюдение принципа «от общего к частному», что предполагает не только последовательное рассмотрение каждого структурного уровня в системе здоровья, но и углубление, дифференциацию показателей отдельных критериев. В ходе изучения ЭОНЗ особое внимание должно уделяться детям и подросткам как наиболее социально значимым группам населения, способным чутко реагировать на происходящие изменения в окружающей среде. Этим группам, по мнению ряда авторов, должен принадлежать приоритет при осуществлении государственной политики в области охраны и укрепления здоровья населения.

Таким образом, заключение о ЭОНЗ возможно сделать при выявлении следующей группы критериев: наличие вредного фактора, выявление зависимости «время-эффект», ухудшение общественного здоровья, сила ассоциативных связей подтверждается достоверностью различий с вероятностью более 0,95; тенденция к нормализации показателей при устранении воздействия; соответствие экспериментальным данным. Предложенные критерии апробированы в течении нескольких лет в регионе Восточной Сибири на примерах воздействия на население загрязнителей атмосферного воздуха в городах с развитой нефтехимической, химической, целлюлозно-бумажной промышленностью, цветной металлургией, теплоэнергетикой.

В условиях резко возросшей многокомпонентности загрязнения окружающей среды однозначная диагностика, приоритетных факторов, формирующих здоровье населения, из десятков регистрируемых показателей представляет собой нетривиальную задачу, особенно с учетом того, что указанные факторы не всегда поддаются непосредственному измерению и изучению. Судить об их влиянии можно на основании изучения большого числа косвенных факторов (признаков), выступающих как условия. Число этих признаков значительно

больше первичных причинных факторов. В связи с этим возникает задача выявления наиболее информативных факторов (т.е. минимального числа наиболее существенных и относительно независимых признаков, которые бы описывали изучаемое явление). Ранжирование городов Иркутской области по показателю санитарно-эпидемиологического благополучия свидетельствует, что к числу наиболее проблемных территорий следует отнести Черемхово, Шелехов, Братск, Иркутск, Усолье-Сибирское.

Формирование здоровья детей промышленных центров происходит в условиях синергетического влияния природных и антропогенных факторов. Наряду с проблемой техногенного химического загрязнения окружающей среды в Иркутской области существует проблема природных элементозов, что связано с биогеохимическими особенностями, в частности, с низким содержанием йода в природных объектах.

По данным областного эндокринологического диспансера, увеличение щитовидной железы на территории области выявляется у 40-50% обследуемых. Оценка экскреции йода у трети детей и подростков свидетельствует о выраженном йоддефиците, медиана выведения йода составила 0,23-0,33 нмоль/дм<sup>3</sup>. Большинство детей в промышленных городах области имели умеренную степень йодного дефицита (йодурия 0,20-0,49 нмоль/дм<sup>3</sup>). При проспективных когортных исследованиях на группах практически здоровых лиц (диффузное увеличение щитовидной железы не превышало 1 степень при первичном обследовании) в динамике наблюдалось увеличение числа детей с умеренным уровнем йоддефицита и снижение - с тяжелой степенью.

При изолированном действии природного йодного дефицита выявлены изменения отдельных показателей здоровья у 27-44% детей: гармоничности физического развития, липидного обмена, содержания  $\gamma$ -глобулинов [3]. При сочетании йодной недостаточности с загрязнением атмосферного воздуха у детей увеличивались частота и спектр ответных реакций. Так, выявлены нарушения синтеза  $\beta$ -глобулинов, метаболизма липидов, гормонального статуса, дезорганизация вегетативной нервной системы, снижение адаптационного потенциала. Индивидуальные показатели гормонального профиля у 60-72% детей промышленных центров соответствовали физиологическим нормам, а в неэкспонированной группе - у 86,6%. Данный факт свидетельствует, что у экспонированных детей гипотизарно-тиреоидная система находится в состоянии компенсаторного напряжения. Не подвергается сомнению, что дефицит йода является самым главным этиологическим фактором эутиреоидного эндемического зоба, однако струмогенные факторы также нарушают физиологический механизм утилизации йода и реализацию его биологического действия.

Дезинтеграция регуляторных систем организма подтверждена при анализе статистических, временных и спектральных показателей вариабельности ритма сердца у обследованных детей и подростков. Выявлена диссинхронизация вегетативного обеспечения дыхательного и сосудодвигательного центров. При анализе индивидуальной реактивности на ортостатическую пробу в группе с

умеренной степени йодурии у 21% обследованных наблюдалась гиперреактивность симпатического отдела вегетативной нервной системы. Отмечена связь вариабельности ритма сердца с функциональным состоянием щитовидной железы. Значительная распространенность (37-47% случаев) состояния функционального напряжения сердечно-сосудистой системы среди экспонированных школьников свидетельствовала о развитии у них элементов первичного стресса. Адаптивные процессы более чем у 50% детей, проживающих в условиях сочетанного влияния природных и техногенных факторов окружающей среды, находились в пределах физиологических колебаний за счет имеющихся резервов. Вместе с тем, при проспективном когортном исследовании выявлено нарастание напряжения механизмов адаптации сердечно-сосудистой системы, что подтверждалось индексом физиологических изменений и гемодинамическим показателем даже при регистрируемом в последние годы снижении загрязнения атмосферного воздуха.

Представляется целесообразным рассматривать полученные данные о состоянии изученных систем организма, как следствие активации и возможного срыва адаптивных механизмов в условиях хронического синергетического воздействия. Известно, что чужеродные для организма химические соединения, действующие в ранние периоды онтогенеза, могут приводить к нарушению гормон-рецепторных взаимоотношений, искажению регуляции процессов развития и эндокринно-метаболическим изменениям [5]. Синергетическое влияние комплекса факторов: хронического загрязнения атмосферного воздуха и природной йодной недостаточности модифицируют вредное влияние друг друга и приводят к ряду типовых предпатологических и патологических изменений в организме, направленных на его приспособление к неадекватным условиям.

Полученный опыт свидетельствует, что использование предлагаемых критериев при анализе роли экологических факторов в формировании здоровья населения позволит дать адекватную оценку риска для здоровья и разработать пути его сохранения. Анализ медико-демографических процессов, распространенности донозологических и клинических изменений среди различных групп населения, подтвержденных идентификацией маркеров воздействия, будет служить основой для разработки и внедрения многоуровневых профилактических мероприятий.

Несмотря на большое число работ, посвященных данной проблеме стратегически важными, на наш взгляд остаются следующие.

Прежде всего, оценка информации о воздействующих факторах. В условиях глобализации все большую значимость придают международной гармонизации критериев оценки среды обитания, вместе с тем сохраняется мнение о необходимости региональных ПДК и ПДУ. На наш взгляд, в условиях значимых природно-климатических различий и особенностей уклада жизни в отдельных частях планеты, внедрение единых критериев оценки среды должно быть достаточно осторожным и базироваться на обязательной проверке применимости международных критериев в конкретных случаях. Кроме того, до настоящего времени не отработаны подходы к гигиенической оценке комплексного,

сочетанного воздействия, особенно с учетом психоэмоционального фактора. В области эколого-генетических проблем неоднозначен подход к оценке экологической ассоциированности заболеваний у лиц с «малыми» врожденными пороками развития.

Во-вторых, верификация критериев выявления индуцированных эогений. Сложность использования общепринятых для выявления ЭОНЗ критериев связана с несколькими моментами: недостаточными знаниями о здоровье современного «здорового» человека, отсутствием четкой границы между “полезными” компенсаторно-восстановительными изменениями и “отрицательными” дезадаптивными сдвигами, отражающими начальные стадии болезни; для ряда показателей иммунного, биохимического, гормонального статуса нет региональных нормативов, а существующие референсные диапазоны включают не только оптимум, но и стадии доклинических изменений; неоднозначность результатов оценки с позиций доказательной медицины данных статистических отчетов, особенно при работе с небольшими популяционными группами.

В-третьих, система подготовки специалистов. Для идентификации экологически обусловленных нарушений здоровья и оценки объема ущерба здоровью необходимо целевое обучение в рамках последипломного повышения квалификации врачей клинического и медико-профилактического направлений, специалистов медико-социальных экспертных комиссий, юристов, психологов.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ефимова Н.В., Рукавишников В.С.* 2010. Медицинская экология: некоторые итоги и перспективы исследований // Медицина труда и промышленная экология, 10, 10-16.
2. *Ефимова Н.В., Дьякович М.П., Лисецкая Л.Г., Мыльникова И.В.* 2015. Результаты многолетней проспективной оценки ртутной опасности для населения Иркутской области / Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты. Сборник трудов Второго международного симпозиума. - Новосибирск:.. 151-155.
3. *Карчевский А.Н., Маторова Н.И., Прусакова А.В., Ефимова Н.В., Рычагова О.А., Лисецкая Л.Г., Журба О.М.* 2004. Взаимосвязь экологических факторов и йоддефицита у детей промышленных центров байкальского региона // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН, 2-1, 149-152.
4. *Рукавишников В.С., Ефимова Н.В.* 2012. О проблеме выявления экологически обусловленных нарушений здоровья // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН, 2-2 (84), 95-98.
5. *Gattineni J., Weiser S., Becker A.M., Baum M.* 2007. Mercury Intoxication: lack of correlation between symptoms and levels // Clin Pediatr. 46: 844-6.
6. *Clarkson T.W., Magos L.* 2006. The toxicology of mercury and its chemical compound // Crit Rev Toxicol., 36 (8), 609-662.
7. *Efimova N.V., Rukavishnikov V.S., Bicheva G.G., Lisetskaya L.G.* 2006. Risk assessment of mercury exposure in population of Irkutsk Region, Russia // Epidemiology, 17 (S6), 489.
8. *Passos C.J., Mergler D., Lemire M., Fillion M., Guimarães J.R.* 2007. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure // Sci Total Environ., 373 (1), 68-76.

## СОДЕРЖАНИЕ

|                                                                                                                           |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| От редактора.....                                                                                                         | 8  |
| <i>Аветисян М.Г.</i>                                                                                                      |    |
| Выщелачивание макрокомпонентов из горно-луговых почв Арагацкого массива.....                                              | 9  |
| <i>Акопов А.С., Бекларян Л.А., Сагателян А.К.</i>                                                                         |    |
| Агентная модель экологической модернизации предприятий Республики Армения .....                                           | 14 |
| <i>Асмарян Ш.А., Мурадян В.С., Тепаносян Г.О., Овсепян А.А.</i>                                                           |    |
| ГИС и дистанционные технологии: Современные подходы к решению экологических проблем.....                                  | 20 |
| <i>Бабаян Г.Г., Саакян Г.А.</i>                                                                                           |    |
| Водные объекты урбанизированных территорий: Гидрохимия реки Раздан в пределах города Ереван.....                          | 29 |
| <i>Бекларян М.М., Беляева О.А., Оганесян А.С., Пипоян Д.А., Тепаносян Г.О., Саакян Л.В., Сагателян А.К.</i>               |    |
| Мониторинг запрещенных пестицидов в сельскохозяйственных угодьях Республики Армения.....                                  | 40 |
| <i>Беляева О.А., Пюсюкян К.И.</i>                                                                                         |    |
| Оценка воздействия радиоактивных выбросов и сбросов с Армянской АЭС на население и окружающую среду .....                 | 49 |
| <i>Вольфсон И.Ф., Фаррахов Е.Г.</i>                                                                                       |    |
| Медицинская геология в странах СНГ .....                                                                                  | 56 |
| <i>Горячева Н.Г., Авитисов П.В.</i>                                                                                       |    |
| Современные проблемы безопасности городов.....                                                                            | 64 |
| <i>Епринцев С.А., Шекоян С.В.</i>                                                                                         |    |
| Пространственная оценка качества окружающей среды урбанизированных территорий как фактора экологической безопасности..... | 71 |
| <i>Ефимова Н.В., Горнов А.Ю., Зароднюк Т.С., Финкельштейн Е.А., Лисецкая Л.Г.</i>                                         |    |
| Комплексная оценка влияния производства алюминия на окружающую среду и население (на примере Байкальского региона).....   | 78 |
| <i>Закруткин В.Е., Гибков Е.В., Склярченко Г.Ю., Решетняк О.С.</i>                                                        |    |
| Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий .....                                                               | 85 |

*Закруткин В.Е., Никаноров А.М., Решетняк О.С., Гибков Е.В.,  
Склярченко Г.Ю.*

О взаимосвязи поверхностных и подземных вод на территории донецкого  
угольного бассейна (в пределах ростовской области РФ) ..... 93

*Кафян М.О.*

Комплексная эколого-геохимическая оценка распределения тяжелых  
металлов в почвах г. Гюмри (Армения)..... 101

*Логинова Е.С., Никольский В.М., Гусева Д.С.*

Оценка минерального состава озер в районе Калининской атомной  
электростанции..... 109

*Магакян Н.Р*

Тяжелые металлы в атмосферной пыли города Еревана: оценка уровня  
загрязнения и риска для здоровья населения ..... 114

*Маглинец Ю.А., Раевич К.В.*

Интеллектуальная информационная система оценивания земель  
сельскохозяйственного назначения..... 124

*Медведев А.А., Кошкарев А.В., Шварев С.В.*

Новые информационно-телекоммуникационные технологии сбора и  
организации пространственных данных для обеспечения экологической  
безопасности..... 131

*Нерсисян Г.С., Оганесян А.А.*

Использование метода функционального озеленения для снижения уровня  
загрязнения тяжелыми металлами в городе Ереване ..... 138

*Овсепян А.А.*

Пространственно-временной анализ рациональности территориальной  
организации города Еревана с применением дистанционных технологий.. 144

*Оганесян А.А., Нерсисян Г.С., Хачатрян Л.Р., Григорян М.А.*

Проблемы экологической безопасности овощей, выращиваемых в условиях  
города Еревана ..... 148

*Петин А.Н., Чендев Ю.Г.*

Современная экологическая ситуация и проблемы рационального недрополь-  
зования в железорудной провинции Курской магнитной аномалии ..... 154

*Петина М.А., Лебедева М.Г., Коваленко А.Н.*

Анализ и оценка современного состояния структуры водопользования в  
белгородской области и проблема охраны и рационального использования  
водных ресурсов с применением ГИС-технологий ..... 162

|                                                                                                                                                                                                                         |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <i>Пипоян Д.А., Бегларян М.Р., Галоян Г.М., Муханова Г.К.</i><br>Сравнительная характеристика риска здоровья населения городских и сельских общин через потребление овощей, выращенных в горнодобывающих областях ..... | 169 |
| <i>Пипоян Д.А., Бегларян М.Р., Амбардзумян Г.Р., Оганесян А.С.</i><br>Оценка экспозиции тяжелых металлов, содержащихся во фруктах и овощах, употребляемых населением г. Капан .....                                     | 177 |
| <i>Саакян Л.В., Мелконян Г.А., Тепаносян Г.О., Беляева О.А.</i><br>Ртуть как фактор риска в горнорудных регионах .....                                                                                                  | 183 |
| <i>Селивановская С.Ю., Галицкая П.Ю.</i><br>Новые методы биоремедиации нефтезагрязненных почв .....                                                                                                                     | 193 |
| <i>Селивановская С.Ю., Галицкая П.Ю., Данилова Н.В.</i><br>Гены устойчивости к антибиотикам в навозах, образующихся на фермах республики Татарстан (Россия) .....                                                       | 198 |
| <i>Тепаносян Г.О., Асмарян Ш.Г., Мурадян В.С., Сагателян А.К.</i><br>Дистанционные методы оценки деградации сельскохозяйственных земель .....                                                                           | 206 |
| <i>Трофимов В.Т., Барабошкина Т.А.</i><br>Трансформация геохимической экологической функции литосферы под влиянием природных и техногенных процессов и безопасность окружающей среды .....                              | 216 |
| <i>Трофимов В.Т., Жигалин А.Д.</i><br>Вопросы эколого-геофизической безопасности больших городов .....                                                                                                                  | 225 |
| <i>Трофимов В.Т., Королёв В.А.</i><br>Эколого-геологические проблемы безопасности окружающей среды .....                                                                                                                | 231 |
| <i>Чеснокова И.В., Лихачева Э.А., Борсукова О.В.</i><br>Геоэкологические вопросы изучения окружающей среды (в аспекте техногенной трансформации земель) .....                                                           | 238 |
| <i>Чибилёв А.А., Падалко Ю.А.</i><br>Водно-экологическая безопасность окружающей среды в трансграничном бассейне реки Урал .....                                                                                        | 244 |
| <i>Шумкина Ю.А., Королев В.А.</i><br>Экологическая безопасность урбанизированных территорий и ее контроль методом биоиндикации .....                                                                                    | 252 |
| <i>Рукавишников В.С., Ефимова Н.В.</i><br>Проблемы идентификации экологически обусловленных нарушений здоровья населения .....                                                                                          | 258 |