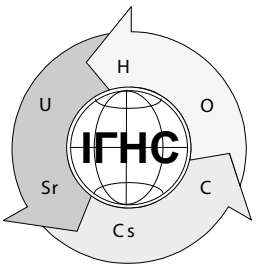
Національна академія наук України

Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи



Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища випуск 17

Сборник научных трудов Института геохимии окружающей среды выпуск 17

Collected papers Institute of Environmental Geochemistry Issue 17

Київ-2009

УДК [550.42:621.039](066)
Збірник наукових праць / Інститут геохімії навколишнього середовища — Київ, 2009. — вип.17. — 170 с.

У збірнику представлено статті, які присвячені актуальним екологічним проблемам геохімії техногенезу при надходженні до навколишнього середовища хімічних та радіоактивних речовин. Вивчається їх розподіл в елементах наземних і водних систем. Висвітлюються основні положення космоекології як інтегральної фундаментальної науки і розглядаються напрямки її розвитку. Пропонуються нові композиції матеріалів для іммобілізації радіонуклідів при захороненні відходів, а також оцінюється можливість використання відходів гірничо-видобувної промисловості в народному господарстві.

Для наукових робітників та спеціалістів, що працюють у галузі екології, геохімії, радіогеохімії.

В сборнике представлены статьи, посвященные актуальным экологическим проблемам геохимии техногенеза при поступлении в окружающую среду химических и радиоактивных веществ. Изучается их распределение в элементах наземных и водных систем. Освещаются основные положения космоэкологии как интегральной фундаментальной науки и рассматриваются направления ее развития. Предлагаются новые композиции материалов для иммобилизации радионуклидов при захоронении отходов, а также оценивается возможность использования отходов горнодобывающей промышленности в народном хозяйстве.

Для научных сотрудников и специалистов, которые работают в области экологии, геохимии, радиогеохимии.

The collection contains articles on topical environmental issues geochemistry technogenesis admission into the environment of chemical and radioactive substances. Their distribution in the elements of terrestrial and aquatic systems is investigated. Main provisions kosmoekology as integrated basic science are examined and discussed the direction of its development. New material combinations for immobilization of radionuclides in the disposal of waste are proposed, as well as possibility of using mining wastes in the national economy is evaluated.

For scientific workers and specialists in the field of ecology, geochemistry, radiogeochemistry

ГОЛОВНИЙ РЕДАКТОР
Е.В. СОБОТОВИЧ, академік НАН України, доктор геолого-мінералогічних наук

ЗАСТУПНИКИ ГОЛОВНОГО РЕДАКТОРА :
Г.М. Бондаренко, доктор геолого-мінералогічних наук (відповідальний редактор)
В.Б. Коваль, доктор геолого-мінералогічних наук

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:
Бєлєвцев Р.Я., член-кор. НАН України, доктор геол.-мін. наук; **Куліш Є.О.,** академік НАН України та член-кор. РАН, доктор геол.-мін. наук; **Горлицький Б.О.,** доктор геол.-мін. наук; **Семененко В.П.,** доктор геол.-мін. наук; **Ярощук М.О.,** доктор геол.-мін. наук; **Долін В.В.,** доктор геол. наук; **Лисиченко Г.В.,** член-кор. НАН України, доктор техн. наук; **Забулонов Ю.Л.,** доктор техн. наук; **Чумаченко С.М.,** доктор техн. наук; **Пампуро В.І.,** доктор техн. наук; **Демченко Л.В.,** кандидат фіз.-мат. наук (відповідальний секретар).

Друкується за постановою Вченої ради ІГНС
Свідоцтво про державну реєстрацію: КВ № 6104 від 24. 04. 2004 р.

© Інститут геохімії навколишнього середовища

УДК 523.4

Семененко В.П., Соботович Э.В.
Институт геохимии окружающей среды

КОСМОЭКОЛОГИЯ И ЕЕ ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ РАЗВИТИЯ [x)]

Дано определение космоэкологии как интегральной фундаментальной науки и рассмотрены основные направления ее развития.

Экологические проблемы возникают на определенном этапе развития человечества. Именно рост народонаселения и сопровождающее его загрязнение окружающей среды являются главными факторами, обусловившими необходимость защиты человека от результатов своей деятельности, т.е. от самого себя. В настоящее время экологические программы носят экстремальный характер и направлены на решение региональных или кратковременных проблем, спровоцированных технологическими или природными катастрофами.

В традиционном понимании экология является прикладной наукой, которая активно внедрилась во многие области знаний. Так, достаточно перечислить такие направления исследований, как геоэкология, палеоэкология, экология промышленных систем, медицинская экология и т.д. В то же время современный уровень знаний позволяет говорить об экологии как о фундаменте всех наук, как о мировоззрении, позволяющем глубже понимать мир в единстве постоянного взаимодействия разнообразных систем. Подход к экологии как интегральной фундаментальной науке требует изучения общих закономерностей зарождения, эволюции и взаимосвязи неорганического, органического и биологического вещества в различных физико-химических условиях. Превращение экологии из прикладной науки в фундаментальную позволяет ей предвидеть, что будет с человечеством в будущем при его росте и активном взаимодействии с окружающей средой и как избежать при этом нежелательных последствий.

Понимание термина «окружающая среда» является ключевым в экологическом мировоззрении. Очевидно, что рассмотрение ее только как непосредственной, земной обители человека, а не как подвижной, постоянно расширяющейся среды, резко суживает область экологических исследований и их результативность. В современном экологическом понимании окружающей средой должна называться среда, которая оказывает вещественное или энергетическое влияние на человека и доступна для исследования. Если не учитывать данные о находках межзвездных зерен минералов в метеоритах, то к окружающей среде необходимо отнести ближний космос, т.е. среду в пределах солнечной системы. Такой подход к окружающей среде позволяет сформулировать новую ветвь знаний — космоэкологию. С нашей точки зрения, космоэкология — это наука о внеземной среде, которая влияет на экологическую ситуацию на Земле и способна обеспечить материальные, энергетические и интеллектуальные потребности человечества. Ее актуальность непосредственно связана с необходимостью целенаправленного формирования среды обитания человека в быстро изменяющихся условиях.

Выделение новой ветви знаний является закономерным следствием развития науки. Исследования в этой области ведутся уже несколько десятилетий и обусловлены практическими потребностями землян. Так достаточно отметить, что изучение Земли космическими аппаратами используется в прогнозе погоды, в картографировании, теле- и радиокоммуникациях , а также в оценке экологического состояния Земли.

В книге «Химическое строение биосферы Земли и ее окружения» В.И. Вернадский обосновал необходимость изучения двух проблем: 1) происхождения космического вещества и связей Земли с космосом; 2) влияния человеческого разума на развитие

[x)] *сокращенный вариант статьи опубликован в журнале «Вісник НАН України», 2001, N9, с. 38–43.*

Земли и возникновение ноосферы. Нам представляется, что эти проблемы очень тесно взаимосвязаны и точкой их пересечения является космоэкология.

Тесная связь Земли с космосом, начиная от формирования планеты и до настоящего времени [1], подтверждается рядом фактических данных. Так, современными космическими факторами, которые влияют на Землю, являются:

1) падения крупных метеоритов, весом более десятков тонн, которые могут стимулировать магматическую деятельность, вызывать образование полезных ископаемых, в том числе и алмазов, изменять морфологические особенности, а также геохимический, биологический и климатический фон планеты;

2) постоянное выпадение космической пыли и спорадическое падение метеоритов, которые приводят к увеличению массы земной коры, стимулированию атмосферных осадков, а также влияют на экологическую обстановку на Земле, участвуя в физико-химических процессах, определяющих жизнедеятельность биоты;

3) постоянное космическое облучение, обуславливающее радиационный фон на земной поверхности и синтез радионуклидов — трития, радиоуглерода и др.;

4) гравитационное воздействие Луны, Солнца и проходящих вблизи Земли других космических тел, что обуславливает приливы и отливы в водной среде и литосфере, а также цикличность процессов в биосфере;

5) периодическая солнечная активность, которая приводит к магнитным бурям на Земле.

Таким образом, основываясь на этих факторах, космоэкологические задачи должны рассматриваться в трех аспектах: вещественном, энергетическом и идеологическом. С идеологических позиций, освоение ближнего космоса является необходимым условием снятия биосферных ограничений предела роста народонаселения.

Теоретическим фундаментом космоэкологии является знание планетных закономерностей формирования Земли, изменения ее космохимического фона в геологический период и в результате человеческой деятельности. В последнее время все более очевидными становятся как ограниченность ресурсов Земли, так и пагубность влияния деятельности человека в потреблении и переработке этих ресурсов на экологическую ситуацию на Земле. С этой точки зрения наиболее перспективным представляется переориентация интересов на изучение ближнего космоса, как носителя минеральных и энергетических ресурсов, способного удовлетворить потребности человечества без непосредственного разрушения окружающей среды. Достаточно отметить, что в 1 т железного метеорита содержится от 50 до 250 кг никеля, запасы которого в земной коре резко ограничены, до 30 кг кобальта и около 50 г платиноидов. Поиски и изучение нового типа космического вещества позволяют получить фундаментальные данные о процессах возникновения, перераспределения и концентрации минеральных ресурсов космоса, о роли этих ресурсов в формировании техногенной сферы и ее влияния на экологическую ситуацию на Земле.

Анализ современных космических программ, которые активно разрабатываются в крупнейших научных центрах и охватывают широкий круг научно-технических проблем, свидетельствует о том, что возможность использования минеральных ресурсов космоса стимулирует изучение последствий их привнесения в окружающую среду. Космические программы поиска, добычи и переработки полезных ископаемых в космосе выдвигают жесткие технологические требования, которые должны обезопасить космические тела, в том числе и планету Земля, от загрязнений.

Успешное освоение космического пространства будет зависеть от нашей способности использования местных ресурсов для конструкционных материалов, жизнеобеспечения в космосе и обеспечения энергетическими ресурсами летательных аппаратов и космических лабораторий. Сооружение космических станций на околоземной орбите, а в будущем на поверхности космических тел требует глубокого исследования энергетического воздействия космической среды (галактических лучей, солнечного ветра, резких перепадов температуры) на конструкционные материалы.

Одним из важнейших следствий изучения космических объектов является возможность получения основополагающих данных об условиях зарождения и эволюции органического вещества космоса, а также его влиянии на формирование биосферы и в целом жизни на Земле.

Космические программы, рассчитанные на ближайшие десятилетия, охватывают широкий круг научных, технических, строительных, экономических, политических и юридических проблем. Их анализ свидетельствует о том, что освоение космического пространства дало мощный толчок в развитии микроинструментов, позволяющих работать с минимальным количеством вещества, а также новых технологий в строительстве космических баз, поиске, добыче, переработке полезных ископаемых и разработке новых материалов с заданными свойствами. При этом необходимо отметить, что в космических исследованиях наступил новый этап, основанный на разработках и применении небольших, относительно дешевых космических кораблей и приборов. Так предполагается, что прибывшие на Марс микроспутники будут весить до 200 кг, а марсианские приборы — до 5 кг [3].

В то же время необходимо отметить, что именно реализация космических программ демонстрирует превращение гипотез о природе окружающего нас мира в научно доказанные факты. Так, в конце прошлого столетия планировалось провести ионосферные измерения, геологические исследования, осуществить поиск близ поверхностной грунтовой жидкой воды и изучить пограничный слой атмосферы и ее глобальную циркуляцию [3]. А уже сегодня земляне получили прямые свидетельства присутствия воды на Марсе.

Более подробно остановимся на основных направлениях развития космоэкологии и ее проектах, реализация которых позволит получить фундаментальные знания и даст возможность использовать материальные и энергетические запасы космоса в будущем. При этом необходимо отметить, что в связи с большим количеством использованной литературы, мы вынуждены дать ссылки или на материалы тематических международных конференций или лишь на самые важные работы.

Астрономические. Для освоения Марса предполагается использовать Луну, поверхность которой является наиболее перспективной для размещения на ней астрономических обсерваторий, оборудованных ультрафиолетовыми, оптическими и инфракрасными телескопами. Лунные обсерватории позволят получить высококачественные астрономические данные в широком диапазоне электромагнитного спектра [4].

Геофизические и метеорологические. На геонаучных станциях, которые предполагается установить на Марсе, будут реализовываться геофизические, геодезические, метеорологические и картографические программы. Планируется установить на Марсе сеть из 4 геонаучных станций, предназначенных для реализации следующих программ:

- геофизические исследования (сейсмические, магнитные, приливно-отливные и геодезические);
- метеорологические измерения (давление, ветер, температура, влажность, непрозрачность, атмосферное электричество);
- изображение поверхности и поверхностное картирование;
- ионосферные измерения;
- геологические исследования (региональная геология и минералогия);
- изучение термального состояния внутренней части Марса;
- тектоническая активность;
- поиск близповерхностной грунтовой жидкой воды;
- исследования пограничного слоя атмосферы и ее глобальной циркуляции. Программа «CLIMARS» предусматривает полное моделирование атмосферной химии, метеорологии и климата Марса [3].

Геологические. Основные геологические проекты связаны с поиском и разведкой полезных ископаемых на космических телах. В лунной коре обнаружены породы, которые характерны для земных расслоенных комплексов, содержащих залежи хромита. Одна из задач — поиск и разведка таких хромитовых месторождений. Они могли

образоваться вследствие магматизма, вызванного падением метеорита (типа Седбери) [5]. В исследовании Марса приоритетными являются поиски глинистых сланцев, кремнистых, железистых кварцитов, кварцевых песков, андезитов, а также органических веществ или пород с органическими остатками [6].

Установление возрастной шкалы Марса, в первую очередь возраста его поверхности является приоритетным вопросом для понимания геологических и атмосферных процессов, которые определили форму Марса [3].

Недавний полет на Марс космического аппарата Pathfinder дал новую информацию о составе марсианских пород. Успех был обеспечен благодаря небольшому мобильному роверу, перемещающемуся по поверхности планеты, и APX спектрометру, с помощью которого изучался на месте состав пород и грунта. Сенсорная часть спектрометра весом всего 170 г была смонтирована на ровере. Предыдущие полеты Викингов позволили установить, что поверхность Марса имеет мафический состав с очень незначительной степенью фракционирования. Отмечены высокие концентрации Mg и Fe, и низкие содержания K. В то же время данные Pathfinder свидетельствуют о фельзитовом составе пород. Они содержат много SiO_2, K и мало Mg, характеризуются высокой степенью фракционирования сравнительно с высокодифференцированными породами земной коры. Отмечаются также очень большие различия в составе грунта и пород. Предполагается, что высоко фракционированное K- и SiO_2-богатое вещество образовалось в южном высокогорье, а мафическое, Mg-богатое вещество — в северном полушарии, покрытого вулканами [3].

Установлены следующие характеристики марсианской почвы: полное отсутствие органического вещества, карбонатов и глин в выветренных почвах и пыли; повсеместность нанофаз силикатных и железооксидных минералов; высокие концентрации эвапоритов (C и S-содержащих солей); присутствие магнитных минералов [3]. В результате исследований Марса предполагается получить карты распространенности элементов, которые позволят исследовать состав коры и мантии, процессы выветривания, вулканизм и определить источники летучих [3]. Для этих целей на Марсе будут использоваться гамма-лучевой спектрометр (GRS) и термально-эмиссионная изобразительная система (THEMIS) .

Полезные ископаемые. Лунная поверхность покрыта реголитом. Возникает вопрос, как можно его использовать? Предполагается, что содержащиеся в реголите ильменит и шпинель являются источником O_2, а вместе с захваченным H_2 из солнечного ветра могут обеспечить получение воды; другой компонент солнечного ветра, ^3He, рассматривается как потенциальное ядерное топливо. В агглютинатах есть самородное железо, в троилите — S, а на частицах грунта накапливаются летучие Cl, Na, Zn и S [7]. Установлено, что верхний слой реголита мощностью 2 м вмещает около $8 \cdot 10^9$ т H, $1{,}5 \cdot 10^{10}$ т C и $8 \cdot 10^9$ т N. Превращение такого количества водорода в воду даст озеро длиной 70 км, шириной 10 км и глубиной 100 м [8]. Наиболее важные составляющие реголита: 1) ильменит, который является источником O_2, H_2, ^3He, Fe и Ti; 2) агглютинаты, вмещающие Fe и летучие элементы; 3) вулканическое стекло, как источник летучих; 4) некоторые минералы, содержащие O_2, Al и Fe [4].

Разработана схема экономически окупающегося метода добычи черных и драгоценных металлов на железных астероидах. При затратах 23–57 млрд. дол. разработка астероида массой $5 \cdot 10^9$ т даст прибыль 100–200 млрд. дол. [9]. Предполагается, что некоторые астероиды являются фактически золотой рудой. Наиболее перспективными для получения драгоценных металлов (Au, Pt, Ir, Os, Pd, Rh, Ru) являются два типа метеоритов: 1) LL-хондриты с 1,2–5,3% Fe-Ni, в котором содержится $(50–220) \cdot 10^{-6}$ г/г драгоценных металлов; 2) железные метеориты, содержащие $n \cdot 100 \cdot 10^{-6}$ г/г драгоценных металлов. Добыча 400 000 т драгоценных металлов обеспечит получение продукции стоимостью 5,1 триллионов долларов. [10].

Местные строительные материалы. Из реголита и горных пород Луны могут быть получены следующие строительные материалы: цемент, бетон, керамика и конструкции из стекла. Именно эти материалы способны обеспечить тепловую и радиационную защиту, прочность конструкций и их инертность [11].

Биологические. Поиск следов примитивной жизни на космических телах является важнейшей задачей в освоении космоса. Наиболее перспективная планета в этом плане — Марс. В современной литературе широко дискутируются вопросы о находке минералогических и геохимических признаков возможной марсианской жизни в антарктическом метеорите ALH-84001 и некоторых углистых хондритах. Хотя космические аппараты Viking 1 и 2 не нашли в марсианской почве органический углерод, в близповерхностном слое Марса предполагается наличие замороженных отпечатков очень ранних форм жизни, которые подобны земным [3].

Для добиотной стадии эволюции планет необходима химическая база и условия, способствующие синтезу сложных макромолекул из простых мономеров. Приводится химическое обоснование возможности существования в прошлом на Марсе биосферы, которая аналогична земной. На Марсе присутствуют наиболее важные биогенные элементы. Их набор и количество соответствуют требованиям, обеспечивающим жизнедеятельность микроорганизмов на планете [12]. Установлено, что PT-условия на раннем Марсе были благоприятны для существования микроорганизмов, длительность жизни которых зависела от периода существования на Марсе воды. По ряду гипотез вода могла покрывать Марс слоем до 1 км. Радиационная обстановка была неблагоприятна для возникновения жизни и в отсутствие атмосферы она могла зародиться под поверхностью планеты [12]. При этом некоторыми авторами отмечается, что карбонаты, лед и эвапориты могут удерживать биологические клетки, которые образуются при быстром захоронении организмов в водонепроницаемой минералогической фазе (микробиологическая фоссилизация). В результате экспериментальных работ и анализа существующих данных предположены следующие стадии возникновения жизни на Марсе [12]:

- синтез органических молекул в протопланетном облаке;
- синтез моно- и полимеров в марсианской атмосфере и растворение их в воде;
- доставка органического вещества метеоритами и кометами;
- образование отдельных фаз полимолекулярных систем, способных взаимодействовать с окружающей средой, расти и размножаться;
- формирование первичных клеточных структур;

Энергообеспечение космических баз. Известно, что в XXI веке глобальные топливные ресурсы Земли не смогут обеспечить даже половину необходимой энергии. Наиболее безопасным и экологически чистым источником получения энергии является ^{3}He. К сожалению, ^{3}He очень мало на Земле, однако его много в лунном реголите, где он образуется под воздействием солнечного ветра. По некоторым оценкам при 700° C из реголита выделяются H, He и 20–30% N и C. Так, при выделении 1 т ^{3}He вследствие нагрева до 700° C дополнительно получим 6300 т H, 700 т N, 1600 т C. Указывается, что в области лунных морей объем ^{3}He в верхнем слое реголита толщиной 3 м достаточный для энергообеспечения Земли в течении 1 тыс. лет [13], а для обеспечения 104 полетов космических кораблей Шаттл необходимо разработать всего 0,002% запасов реголита [8].

Космические технологии. В связи с предполагаемым развитием горнодобывающей промышленности на Луне ставится задача разработки технологий экстракции минералов и ряда необходимых элементов. Например, изучается возможность использования лунного ильменита для получения жидкого O_2 на Луне. В связи с этим необходимо разработать технологию концентрации ильменита из высокотитанистых базальтов и морских почв. Предлагается вакуумное электростатическое концентрирование ильменита из лунного грунта для получения O_2 и Fe [5]. Для производства предлагается нестандартный способ обогащения руд через карбонил никеля, при этом параллельно будет получено до 50 г/т платиноидов [5].

Существует ряд проектов добычи кислорода из местных материалов. Одна из разработок — это солнечная печь для получения O_2, металлов и керамики (возможна керамика с заданными свойствами) из лунного реголита. Температура разогрева в такой печи будет достигать 3000° C [14]. Кислород можно добывать из ильменита и силикатов. Однако благодаря магнитным свойствам ильменита, которые обеспечивают его сепарацию, технология добычи O_2 из ильменита является предпочтительной [5]. Сделан вывод о прямой

зависимости выхода O_2 от содержания FeO в минералах. Показано, что эффективность выделения O_2 снижается в последовательности: ильменит, агглютинатовое и пирокластическое стекло, оливин, пироксен [15]. Кроме того, предполагается получать жидкий кислород, необходимый для космической транспортировки методом электролиза расплавленных лунных минералов в анодной плазме. Методом выщелачивания базальтового грунта водной HF можно получить 1000 тонн кислорода в год и дополнительно Al и Al_2O_3, Si и SiO_2, Ti и TiO_2, Fe, Mg и Ca_2SiO_4. В одном из проектов пиролитический метод добычи O_2 на Луне включает следующие стадии: испарение, конденсацию и извлечение O_2. Солнечные или электрические установки будут использоваться в качестве нагревателей. Предполагается выход 0,02–0,2 г O_2 на 1 г реголита [16].

Путем диспропорционирования бифторида кремния не исключено производство лунного кремния, пригодного для электроники [11]. Дэвид Крисвелл из Хьюстона предлагает установить технический центр, который должен снабжать весь мир энергией. Этот проект заключается в установке на Луне панелей из фотоэлектрических элементов, которые смогут улавливать лучи солнца, преобразовывать их в электрическую энергию, затем при помощи микроволновых передатчиков передавать ее на Землю.

Космическое жизнеобеспечение. Лунные базы должны полностью обеспечиваться энергией мощностью от сотен киловатт до сотен мегаватт. Анализируются различные системы ядерных реакторов для использования на Луне [14]. Для долговременного пребывания на лунной базе необходимо наладить выращивание сельскохозяйственной продукции на реголите. Эта технология требует ввода в основном C, N, K и P в грунт. Планируется искусственное освещение, применение высокоурожайных сортов и интенсивных технологий.

Космические базы. Предполагается, что первым пристанищем на планетах будут туннели. Для этого предлагаются различные системы горной разработки — буровое, взрывное или нагревательное извлечение пород для создания туннелей. Одна из первоочередных задач — это выбор места базы и обеспечение ее функционирования. Выдвигается ряд аргументов в предпочтительном расположении лунной базы на границе постоянно освещенных участков Луны с постоянно затемненными участками с температурой 40K. С точки зрения удобства разработки ильменита, получения O_2, а также H_2 и He предлагается расположить лунную базу на лавовых потоках в западной части океана Бурь, в области озера Весны.

Экологические. Одна из важнейших задач в изучении космоса — это защита космических образцов от земных загрязнений и нашей планеты от привноса внеземных органических молекул и космического мусора. Герметизация марсианских образцов должна начаться на поверхности Марса, поддерживаться во время транзита и в течении гарантийного периода на Земле [3]. В 1984 г. разработана таблица 6-ти категорий защиты. Например, IV-ая категория включает биозащиту, стерилизацию и мониторинг биопроб [3]. Комитет по космическим исследованиям (COSPAR) представил рекомендации планетной защиты, необходимые для всех космических программ. Особое внимание уделяется вопросам стерилизации исследовательских инструментов и пробоотборников. Необходимо свести к минимуму возможность технических катастроф на планетах. В программу включены разнообразные уровни очистки и методы стерилизации в зависимости от научных целей и применяемых инструментов [3].

К сожалению, все нарастающее освоение космоса сопровождается постоянным увеличением уровня загрязнения космического пространства земными образцами. Достаточно отметить, что за 50 лет в космос было запущено 21 тыс. космических аппаратов общей массой 5000 т [2], т.е. средний ежегодный прирост потенциальных загрязнителей околоземной области составляет 100 т. Часть этих объектов покинула околоземную орбиту, упав на Землю, сгорела в атмосфере Земли или вылетела за пределы околоземного пространства. Несмотря на это, на околоземной орбите до сих пор находится несколько сотен тысяч мелких тел, размер которых меньше10 см и около 12 тыс. объектов, превышающих 10 см. Из них функционирующих систем лишь 6%, все остальное —

космический мусор, который сконцентрирован на 2 уровнях: в пределах низкоорбитального уровня (500–1200 км) и в геостационарной зоне (38 000 км).

Космический мусор представляет серьезную угрозу, как безопасности полетов действующих космических аппаратов, так и землянам. Достаточно отметить, что скорость его, при столкновении с МКС, может достигать 15 км/сек. А выпадающие на Землю фрагменты космических аппаратов несут не только прямую угрозу жизни людей, но и приводят к химическому и радиационному загрязнению окружающей среды [2].

В космос стало выгодно вкладывать деньги, поскольку будущее за его освоением военными и коммерцией. В то же время покорители космоса понимают, что без разработанной системы по снижению уровня опасности столкновения космических аппаратов с частицами мусора, без страхования рисков и возмещения затрат освоение космоса бесперспективно [2].

Таким образом, очень краткий перечень перспективных космических программ, разработанных в ведущих лабораториях мира, отражает все время расширяющуюся область интересов человека в ближнем космосе. Все они направлены на продление существования человечества и сохранение среды его обитания на Земле. Эти программы являются составной частью космоэкологии, которая самопроизвольно развивается в соответствии с прагматическими и интеллектуальными запросами человечества.

1. Соботович Э.В. Изотопная космохимия. — Москва, «Атомиздат», 1974. — 206с.
2. Яцків Я.С. Космічне сміття. // Світогляд. — Київ, — 2008, N1, с.60–63.
3. International Symposium “Mars exploration program & sample return missions”. — Paris, 2–5 February, 1999.
4. Lunar and Planet. Sci. 21, Abstr. Pap. 21st Lunar and Planet. Sci. Conf., March 12-16, 1990. — Houston Tex., — 1990, P. 1235–1236, 1245–1246.
5. Lunar Bases and Space Active. 21st Century. Symp., Washington D.C., Oct. 29–31, 1984. — Houston Tex., — 1984, P. 62, 24, 126, 26.
6. Clark B.C. Exploration on the surface of Mars. // Lunar and Planet. Sci. 19, Abstr. Pap. 19th Lunar and Planet. Sci. Conf., March 14–18, 1988. — Houston Tex., — 1988, P. 194.
7. Taylor L.A. Lunar regolith: Its characterization as a potential resource for a Lunar base. // Abstr. And Program 52nd Annu. Meet. Meteorit. Soc., Vienna, July 31 — Aug. 4, 1989. — Houston Tex., — 1989, P. 240–241.
8. Haskin L.A. The Moon as a practical source of hidrogen and other volatile elements. // Lunar and Planet. Sci. 20, Abstr. Pap. 20th Lunar and Planet. Sci. Conf., March 17–21, 1989. — Houston Tex., — 1989, P. 387–388.
9. Sparks D.R. Recovery of asteroidal metals for terrestrial utilization. // Acta Astronaut. — 1986. — 13, N3. — P.101–104.
10. Kargel J.S. Metalliferous asteroids as potential sources of precious metals. // J. Geophys. Res. E. — 1994. — 99, N10. — P.21.
11. Agosto V.N. Lunar sourced inorganic composites for space construction. // Lunar and Planet. Sci. 17, Abstr. Pap. 17th Lunar and Planet. Sci. Conf., 1986. — Houston Tex., — 1986, P. 1–2.
12. Top. Meet. COSPAR Interdisc. Sci. Commiss. F (Meet. F3) COSPAR 29th Plen. Meet. “Life Sci. and Space Res. XXV. Pt. 4. Planet. Biol. and Orig. Life”, Washington, 28.08. — 5.09.92. // Adv. Space Res. — 1995. — 15, N3. — P.163–170, 171–176, 172–184.
13. Taylor L.A. Helium-3 on the Moon fur fusion energy generation: abundances and recovery. // 3rd Int. Conf. Explor. and Util. Moon and 28th Vernadsky — Brown Microsymp. Comp. Planetol., Moscow, Oct. 11–14, 1998: Abstr. Pap. — Moscow, 1998. — P.43.
14. Lunar and Planet. Sci. Conf. 14. Spec. Sess. Abstr. Return Moon, March 16–20, 1983. — Houston Tex., — 1983, P. 1–2, 3.
15. Allen C.C., Morris R.V., McCay D.S. // J. Geophys. Res. E. — 1996. — 101, N11. — P.26085–26095.
16. Senior C. Lunar oxygen production by pyrolysis. // AIAA Pap. — 1992. — N1663. — P.1–11.

Семененко В.П., Соботович Е.В.

КОСМОЕКОЛОГІЯ ТА ОСНОВНІ НАПРЯМИ ЇЇ РОЗВИТКУ

Наведено визначення космоекології як інтегральної фундаментальної науки і розглянуто основні напрямки її розвитку.

Semenenko V.P., Sobotovich E.V.

COSMOECOLOGY AND ITS PRINCIPAL DIRECTIONS OF DEVELOPMENT.

Determination of cosmoecology as an integral fundamental science and its principal directions of development are given

УДК 550.424.4

Маринич О.В.[1], **Бондаренко Г.Н.**[1], **Колябина И.Л.**[1], **Гудзенко В.В.**[2]
[1] *Институт геохимии окружающей среды*
[2] *Институт геологических наук*

МИГРАЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ УРАНОВОГО РЯДА В ХВОСТОХРАНИЛИЩЕ «ДНЕПРОВСКОЕ»

Определены физико-химические формы нахождения природных радионуклидов семейства урана в материалах хвостохранилища «Днепровское». Установлено, что в условиях хвостохранилища из радионуклидов $^{235, 238}U$, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb, наиболее подвижным является $^{235, 238}U$, а наименее подвижный — ^{226}Ra.

Введение

Техногенный радиационный фон формируется естественными радионуклидами, поступающими в окружающую среду в результате использования в производстве природных материалов. Одним из подобных источников загрязнения среды природными радионуклидами являются твердые отходы, образующиеся при переработке урановой руды. Основная часть урана переходит в раствор в процессе его выщелачивания из руды. Вместе с ним в раствор поступает часть дочерних радиогенных элементов, а также некоторые нерадиоактивные компоненты сопутствующих пород. При разделении фаз образуется «песчаная фракция», составляющая основную часть твердых отходов, которая после промывки поступает на хвостохранилище вместе с остатком не выщелоченного урана и природными радионуклидами уран-ториевого ряда, которые не были изъяты в урановый концентрат.

В Днепродзержинске расположено 7 хвостохранилищ, в которых накоплено в общей сложности 42 млн. т подобных отходов производства урана. С точки зрения соблюдения радиационной безопасности, хвостохранилища не были достаточно обеспечены инженерными средствами изоляции от окружающей среды. Поэтому они представляют собой значительную долгосрочную экологическую проблему. Кроме выделения газообразного радона, значительную опасность представляет выход радионуклидов из хвостохранилищ в водную среду и их дальнейшая миграция с природными водами.

Для радиогеохимических исследований нами было выбрано наиболее мощное хвостохранилище «Днепровское», содержащее 12 млн. т «песчаной фракции», накопившейся за период с 1954-по 1968 год.

Методика исследований

Для определения физико-химических форм нахождения естественных радионуклидов в хвостохранилищах отходов производства урана после переработки руд использован метод последовательного выщелачивания радионуклидов водой, 1N раствором ацетата аммония, 1N раствором соляной кислоты. Ранее подобная методика была разработана и использована для определения форм нахождения техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды [1]. Для определения содержания ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{226}Ra, ^{230}Th, $^{235,238}U$ нами разработана и опробована радиохимическая методика последовательного анализа нуклидов ряда урана [2]. Предложенная схема позволяет проводить измерение активности всех изотопов из одной навески породы или раствора.

Образцы пород высушивали, измельчали и просеивали сквозь сито. Для исследований отбиралась фракция <2 мм. Навеску пробы массой 100 г заливали дистиллированной водой в соотношении 1:5, и оставляли в контакте на сутки при периодическом перемешивании. После фильтрации раствора через бумажный фильтр твердый остаток вместе с фильтром заливали 1N раствором ацетата аммония в том же соотношении. По окончании выщелачивания раствор фильтровали, а твердый остаток вместе с фильтром заливали

раствором HCl и через сутки снова фильтровали. Приготовление всех вытяжек осуществлялось в полиэтиленовой посуде.

Активность ^{210}Pb, $^{235, 238}$U, ^{230}Th и ^{226}Ra в образцах определяли γ-спектрометрическим методом. Определение активности γ-излучателей в растворе, оставшемся после удаления полония и свинца, проводилось для водных вытяжек путем определения их γ-активности на осажденном пиролюзите в геометрии «псевдо-точка». Активность радионуклидов в других вытяжках определялась путем определения объемной γ-активности в геометрии «дента» или в геометрии сосуда Маринелли.

Методика определения ^{210}Pb по β-активности основана на анионообменном выделении свинца из 2 М солянокислого раствора на анионит ЭДЭ-10П, после чего его активность измеряли β-спектрометрическим методом. Измерение скорости счета β-частиц выполнялось сразу после нанесения хромата свинца и еще 3 раза с интервалом в 7 дней. Массовую активность свинца-210 рассчитывали по формуле:

$$A_{^{210}Pb} = N \cdot P \cdot K/g,$$

где N — скорость счета с вычетом фона, имп./с; K — коэффициент пересчета от имп./с до Бк; g — поправка на выход носителя — свинца; P — масса пробы, г.

Для определения коэффициента пересчета K использовали активность ^{40}K в навеске KCl. Для измерения ά-активности ^{210}Po его выделяли путем электроосаждения на никелевом диске из раствора 1N по HCl в присутствии лимонной и аскорбиновой кислот при температуре 60° C в течение шести часов. Полнота выделения контролировалась путем последовательных электроосаждений.

Содержание и формы нахождения радионуклидов $^{235, 238}$U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po, в хвостохранилище

Способность радионуклидов переходить в водную среду, а соответственно и их потенциальная способность к водной миграции, определяется начальными физико-химическими формами их нахождения в хвостохранилищах и теми физико-химическими условиями, которые сложились в хвостохранилищах в результате трансформации физико-химических форм в процессе химического выветривания песчаной фракции. Путем последовательного выщелачивания определялись фракции радионуклидов с различной способностью к водной миграции (табл. 1).

Таблица 1. Характеристика физико-химических форм радионуклидов при последовательном выщелачивании.

Экстрагент	Соединения, которые переходят в раствор
вода дистиллированная	водорастворимые соли неорганических кислот и органические соединения
ацетат аммония 1N	легкорастворимые и легко обменные соединения
HCl 1N	карбонаты, которые непрочно адсорбированы оксидами железа, алюминия, глинистыми минералами и свежеосажденные гидроксиды

Экспериментальные данные по определению активности радионуклидов ^{235,238}U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb и их физико-химических форм нахождения по вертикальному разрезу хвостохранилища «Днепровское», полученные нами в 2009 году, представлены на рис. 1–4 и в табл. 2.

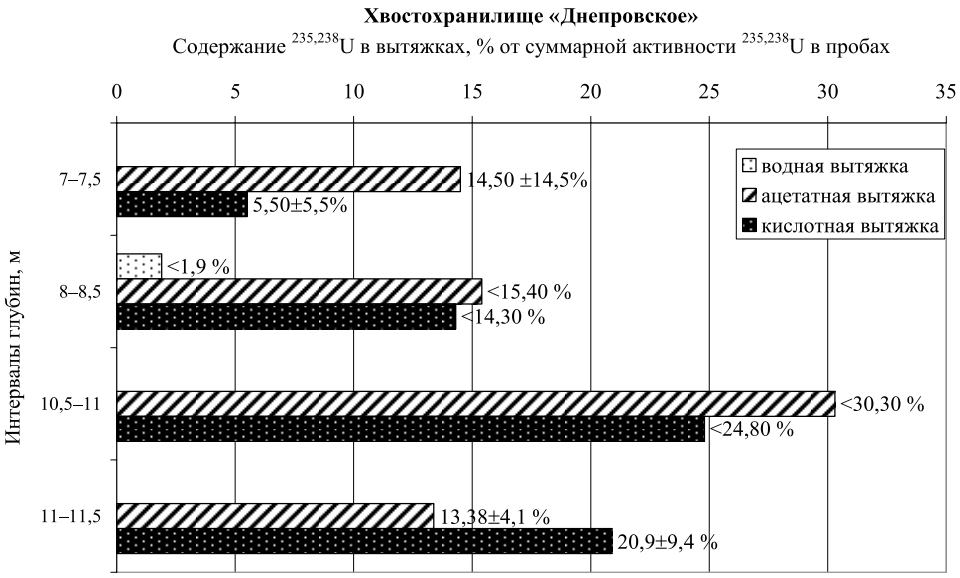


Рис. 1. Формы нахождения ^{235,238}U в разрезе хвостохранилища «Днепровское»

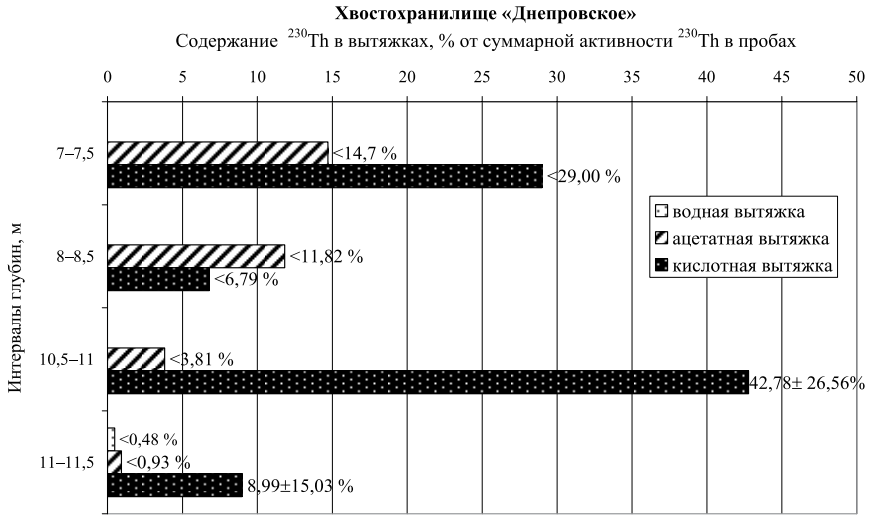


Рис. 2. Формы нахождения ^{230}Th в разрезе хвостохранилища «Днепровское»

Рис. 3. Формы нахождения ^{226}Ra в разрезе хвостохранилища «Днепровское»

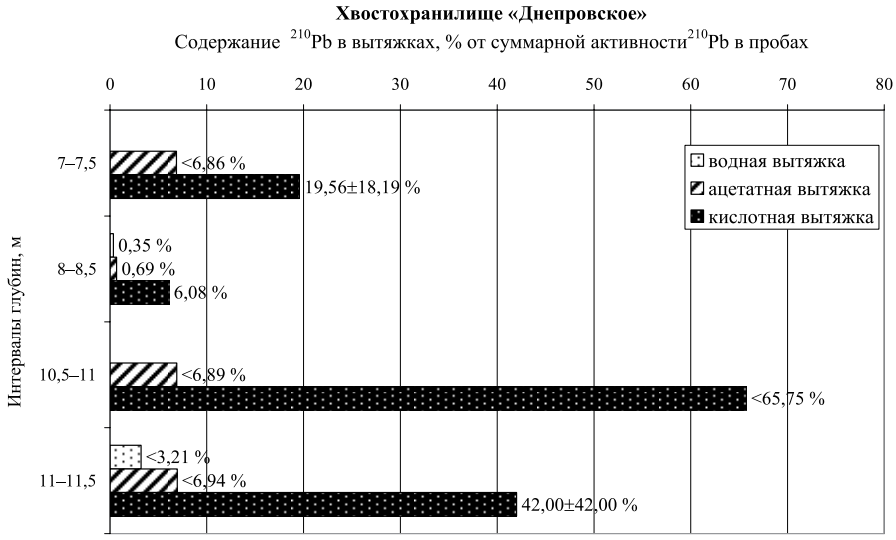


Рис. 4. Формы нахождения ^{210}Pb в разрезе хвостохранилища «Днепровское»

Таблица 2. Суммарная активность ^{210}Pb, ^{230}Th, ^{226}Ra, $^{235, 238}$U в образцах по вертикальному профилю хвостохранилища «Днепровское»

Глубина, м	^{238}U, Бк/г	^{230}Th, Бк/г	^{226}Ra, Бк/г	^{235}U, Бк/г	^{210}Pb, Бк/г
7–7,5	5,8±4,4	<30	12,1±1,2	0,27±0,20	15,9±6,3
8–8,5	<3	57±6	27,5±2,7	<0,2	28,95*
10,5–11,0	<3	125±52	26,2±2,3	<0,2	<17
11–11,5	3,6±0,7	539±145	31±3	0,12±0,03	18±12

* величина, полученная путем измерения β-активности ^{210}Pb

Экспериментальные результаты свидетельствуют о том, что содержание мобильных форм радионуклидов (суммарное содержание в водной и ацетатной вытяжках) уменьшается в порядке ^{235,238}U > ^{230}Th ≥ ^{210}Pb > ^{226}Ra. То есть в условиях хвостохранилища наиболее подвижным является $^{235, 238}$U, а наименее подвижным — ^{226}Ra.

Содержание мобильных форм $^{235, 238}$U с глубиной увеличивается от 14,5% на глубине 7–7,5 м до 43% на глубине 11–11,5 м (рис. 1). При этом в нижнем горизонте наблюдается инверсия соотношения содержания урана в водной и ацетатной вытяжках в сторону увеличения содержания в водной вытяжке. Однако анализ зависимости содержания мобильных форм от химического состава образцов и их влажности показал (рис. 5), что с уменьшением содержания железа в материалах хвостохранилища и увеличением влажности содержание мобильных форм растет. Поэтому инверсию соотношения содержания урана в водной и ацетатной вытяжках по глубине можно объяснить именно увеличением влажности с глубиной.

Поскольку в полиминеральных породах наличие оксидов/гидрооксидов железа играет значительную, если не ключевую роль в распределении урана [5–7], можно допустить, что и в условиях хвостохранилища «Днепровское» основным фактором, который определяет задержку урана в верхних слоях, есть сорбция U(VI) из поровых вод на оксидах/гидрооксидах железа. Определенный рост содержания мобильных форм наблюдается с увеличением содержания в материалах хвостохранилища марганца (рис. 6) и титана (рис. 7).

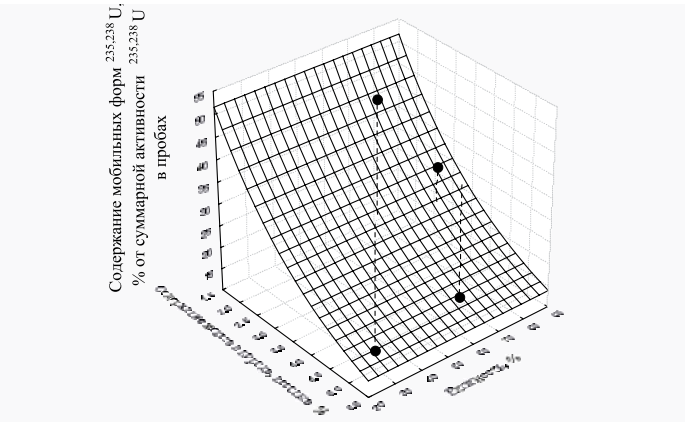


Рис. 5. Зависимость содержания мобильных форм $^{235, 238}$U в образцах материалов хвостохранилища «Днепровское» от влажности и содержания железа

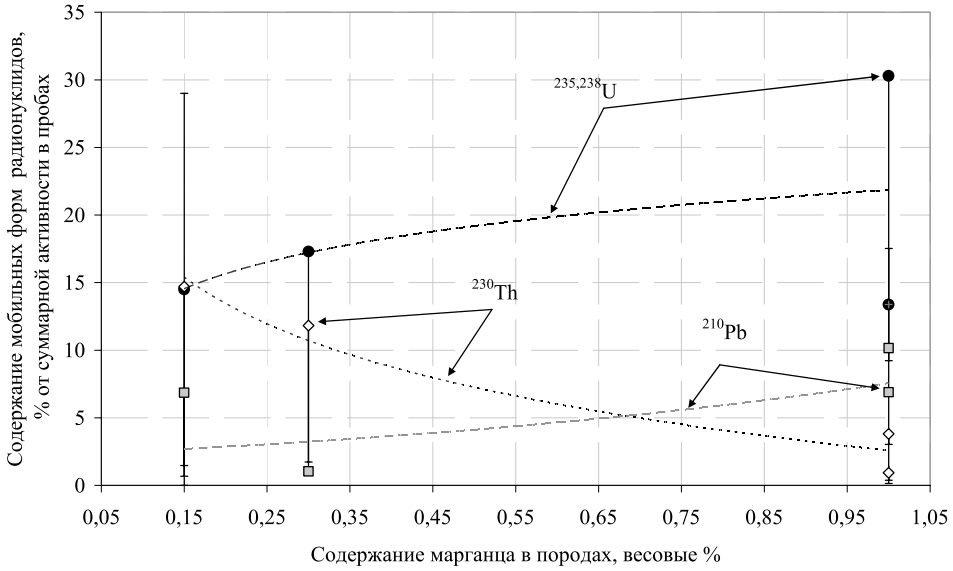


Рис. 6. Зависимость содержания мобильных форм ^{230}Th, $^{235, 238}$U, ^{210}Pb от содержания марганца в образцах материалов хвостохранилища «Днепровское»

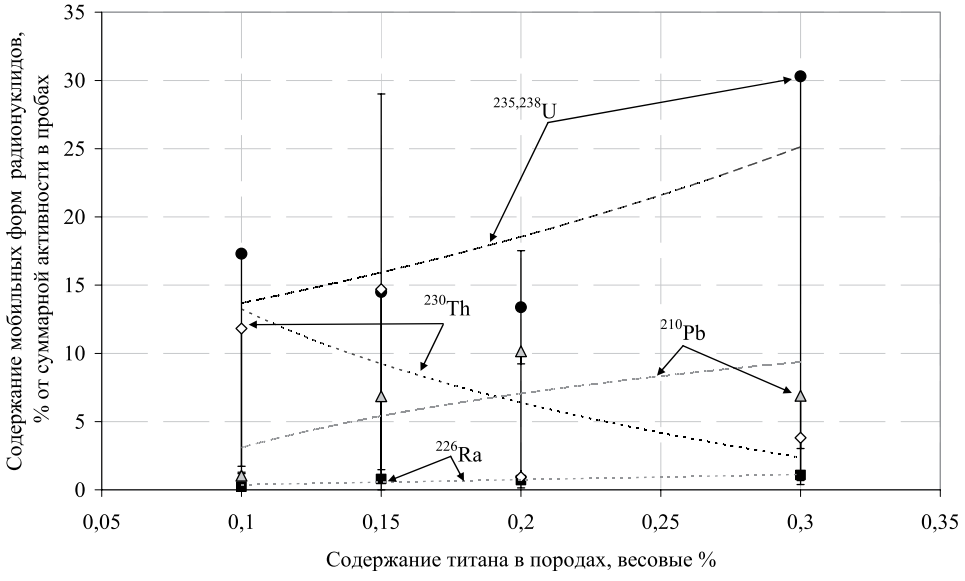


Рис. 7. Зависимость содержания мобильных форм ^{210}Pb, ^{230}Th, ^{226}Ra, $^{235, 238}$U от содержания титана в образцах материалов хвостохранилища «Днепровское»

Таким образом, можно допустить, что подвижность $^{235,238}U$ в хвостохранилище «Днепровское» определяется, главным образом, наличием в материалах хвостохранилища оксидов / гидроксидов железа, а также минералов (вероятно оксидов) титана и марганца. Содержание $^{235, 238}U$ в кислотных вытяжках возрастает с увеличением глубины и влажности (рис. 8).

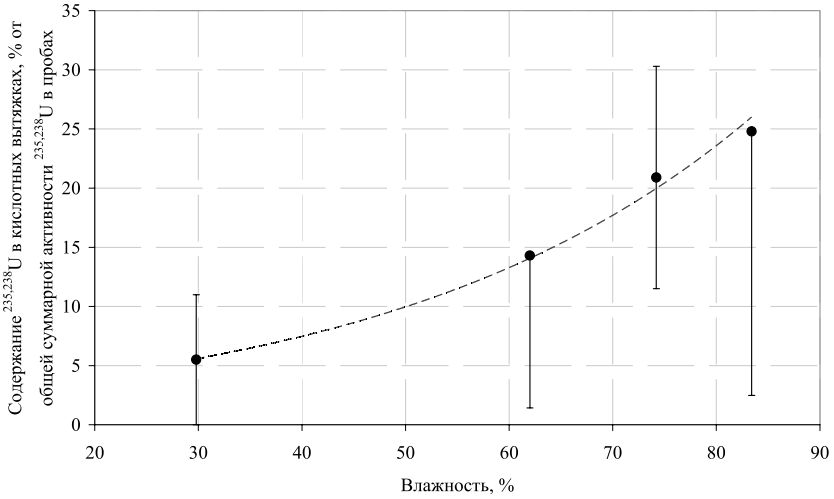


Рис. 8. Зависимость содержания $^{235, 238}U$ в кислотных вытяжках от влажности образцов материалов хвостохранилища «Днепровское»

Результаты определения содержания ^{230}Th в водных вытяжках показали, что его наличие в водорастворимом состоянии наблюдается лишь в нижнем горизонте (рис. 2). Это может свидетельствовать об отсутствии водорастворимых форм тория в верхних слоях за счет их выноса за время существования хвостохранилища.

С увеличением глубины отбора проб содержание ^{230}Th в ацетатных вытяжках уменьшается (от ~15% в верхнем слое до ~1% в нижнем). С увеличением содержания железа в материалах хвостохранилища и уменьшением влажности содержание мобильных форм ^{230}Th растет (рис. 9). Это может свидетельствовать о сорбционном поглощении ^{230}Th оксидами/гидроксидами железа и об ограниченной его способности к миграции. Некоторое уменьшение содержания мобильных форм ^{230}Th наблюдается с увеличением содержания в материалах хвостохранилища марганца и титана (рис. 6, 7).

Содержание ^{230}Th в кислотных вытяжках практически не зависит от влажности и химического состава материалов хвостохранилища. Однако наблюдается уменьшение содержания тория в кислотных вытяжках с уменьшением pH водной вытяжки (рис. 10), что соответствует тенденции к увеличению сорбции тория на глинистых минералах с увеличением pH [8] и может свидетельствовать о достаточно прочной его фиксации на них. Другим фактором, который может объяснить эту тенденцию, может быть фиксация тория в составе твердых растворов с минералами железа, например, образование твердых растворов торианит-гетита или торианит-магнетита [9].

Таким образом, предварительно можно допустить, что подвижность ^{230}Th в хвостохранилище «Днепровское» определяется, главным образом, наличием в материалах хвостохранилища оксидов, гидроксидов железа, а также глинистых минералов.

Результаты определения содержания мобильных форм ^{226}Ra в образцах материалов хвостохранилища «Днепровское» показали, что в условиях хвостохранилища он является практически неподвижным (содержание мобильных форм <1%, табл. 2). Очевидной зависимости содержания мобильных форм и содержания радия в кислотных вытяжках от влажности и химического состава материалов хвостохранилища не наблюдается. Содержание мобильных форм зависит только от pH — с увеличением pH уменьшается содержание мобильных форм (рис. 11). Незначительная зависимость содержания мобильных форм обнаружена лишь от содержания титана (рис. 7). Полученные результаты

свидетельствуют о сложном механизме фиксации ^{226}Ra в условиях хранилища — от образования твердых растворов сульфатных и карбонатных минералов щелочноземельных элементов (например, радиобарита) до сорбции на поверхности глин и минералов железа, марганца и титана.

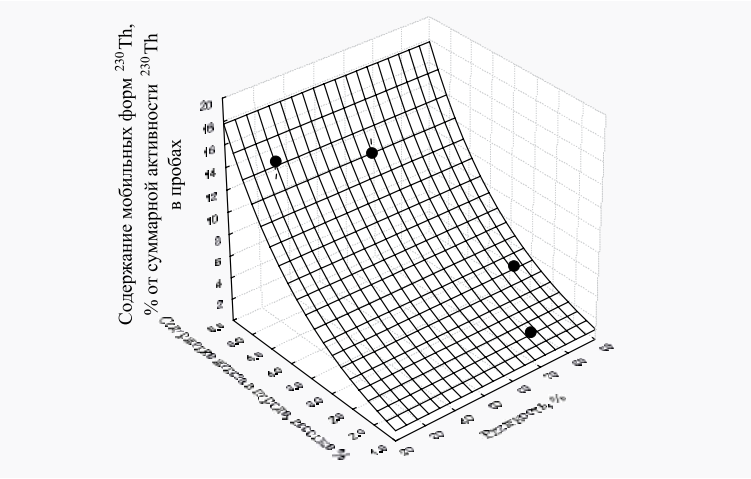


Рис. 9. Зависимость содержания мобильных форм ^{230}Th от влажности и содержания железа в материалах хвостохранилища «Днепровское»

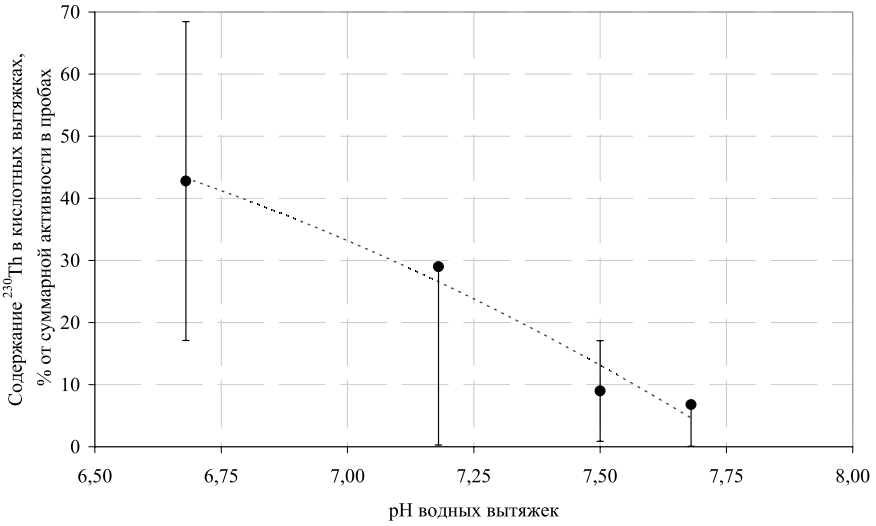


Рис. 10. Зависимость содержания ^{230}Th в кислотных вытяжках из материалов хвостохранилища «Днепровское» от pH водных вытяжек

Содержание мобильных форм ^{210}Pb в образцах материалов хвостохранилища «Днепровское» может достигать 10% (табл. 2, рис. 4). Значимой зависимости содержания мобильных форм и содержания свинца в кислотных вытяжках от влажности, pH и содержания железа в материалах хвостохранилища не наблюдается. Незначительная зависимость содержания мобильных форм обнаружена лишь от содержания титана и марганца в материалах хвостохранилища (рис. 6, 7). Наблюдается уменьшение содержания ^{210}Pb в вытяжках при увеличении содержания стабильного свинца в материалах хвостохранилища (рис. 12), что свидетельствует об их одинаковых тенденциях к миграции. Полученные результаты свидетельствуют о сложном механизме фиксации ^{210}Pb в условиях хранилища — от образования труднорастворимых соединений до сорбции на поверхности глин и минералов железа, марганца и титана.

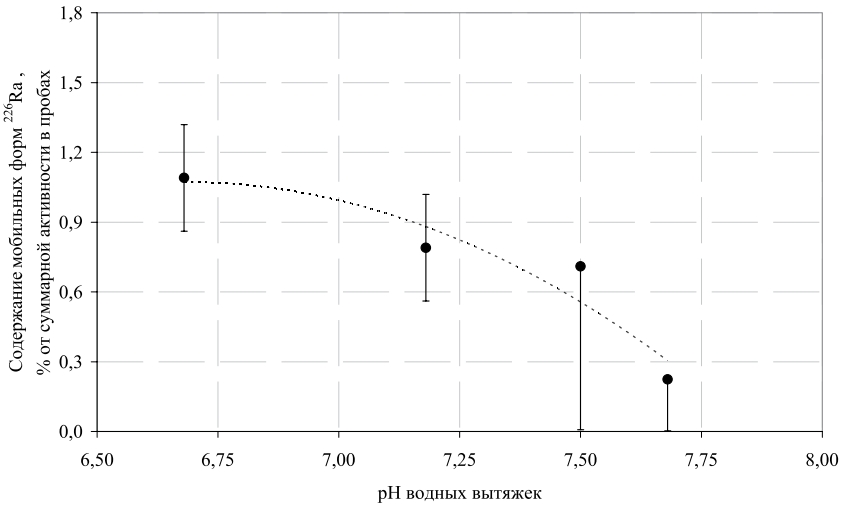


Рис. 11. Зависимость содержания мобильных форм ^{226}Ra в материалах хвостохранилища «Днепровское» от pH водных вытяжек

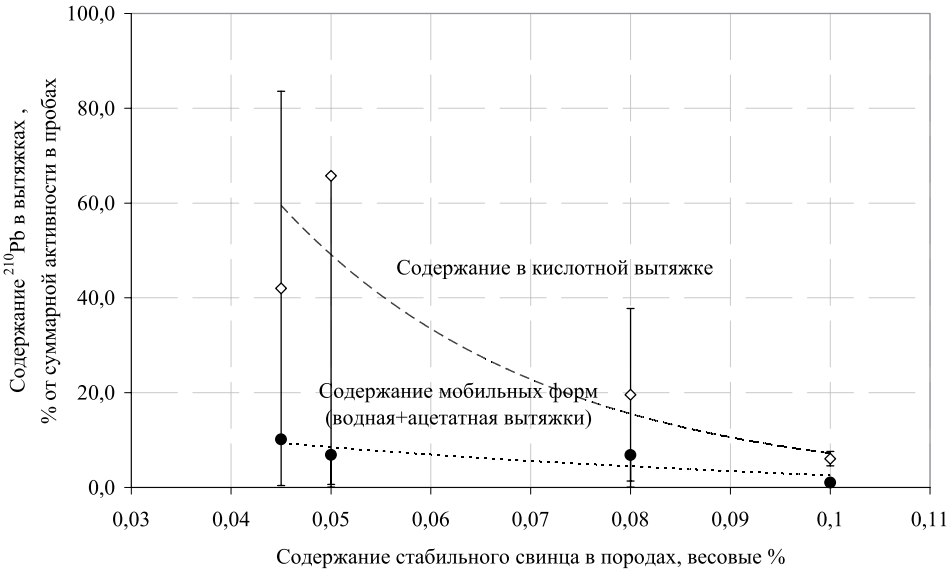


Рис. 12. Зависимость содержания ^{210}Pb в вытяжках материалов хвостохранилища «Днепровское» от содержания стабильного свинца в материалах песчаной фракции

При отсутствии сопряженных данных по формам нахождения ^{210}Po и ^{210}Pb в хвостохранилище «Днепровское» для оценки накопления и выноса ^{210}Po использованы наши данные для трех горизонтов хвостохранилища «Сухачевское» (табл. 3).

Таблица 3. Формы нахождения ^{210}Po, ^{210}Pb по профилю хвостохранилища «Сухачевское»

Глубина	Форма	^{210}Pb		^{210}Po		^{210}Po/^{210}Pb
		Бк/г	%	Бк/г	%	
2–3 м	Исходный образец	7,29	100	2,81	100	0,36
	Водная вытяжка	н/о	0	3,34E-05.	1,19E-03	-
	Ацетатная вытяжка	0,053	0,73	1,84E-03	6,53E-02	0,035
	Кислотная вытяжка	2,153	29,54	4,61E-0,1.	16,4	0,214
12–12,5 м	Исходный образец	26,68	100	10,63	100	0,398
	Водная вытяжка	н/о	0	3,18E-04	2,99E-03	-
	Ацетатная вытяжка	0,029	0,1	1,77E-03	1,66E-02	0,061
	Кислотная вытяжка	6,226	23,3	1,01E-01	9,54	0,016
19–20 м	Исходный образец	43,9	100	8,01	100	0,182
	Водная вытяжка	н/о	0	8,85E-05	1,1E-03	-
	Ацетатная вытяжка	0,066	0,15	9,01E-04	1,13E-02	0,0136
	Кислотная вытяжка	6,18	14,08	6,49E-01	8,1	0,105

Примечание: н/о — не обнаружено.

Равновесие ^{210}Pb ($T_{1/2}$ = 22 года) и ^{210}Po ($T_{1/2}$ = 0,38 года) на 98% устанавливается за 2,3 года. По мере накопления ^{210}Po отношение ^{210}Po/^{210}Pb возрастает от 0 до 1. В открытой системе хвостохранилища одновременно происходят разновекторные процессы накопления, распада и выноса полония из хранилища. Результирующее отношение ^{210}Po/^{210}Pb отражает соотношение скоростей этих процессов.

Судя по данным табл. 3, наибольшее отношения ^{210}Po/^{210}Pb обнаружены в исходных образцах, наименьшие — в водорастворимой форме, что свидетельствует о более высокой миграционной способности ^{210}Po относительно ^{210}Pb.

Выводы

1. Определено содержание и распределение физико-химических форм $^{235, 238}$U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po в хвостохранилище отходов производства урана, что дает количественное представление о миграционной способности естественных радионуклидов уранового ряда.

2. Содержание мобильных форм уменьшается в порядке $^{235, 238}$U > ^{230}Th ≥ ^{210}Pb > ^{226}Ra, то есть в условиях хвостохранилища «Днепровское» наиболее подвижным является $^{235, 238}$U, а наименее подвижным — ^{226}Ra.

1. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Кинетика трансформации форм нахождения стронция-90 и цезия-137 в почвах // Минералогический журнал. — 1996. — т.18. — № 3.— С.48
2. Бондаренко Г.М., Маринич О.В., Гудзенко В.В., Колябина И.Л. Новый подход к совместному определению ^{210}Po, ^{210}Pb, $^{235, 238}$U, $^{230, 232}$Th, ^{226}Ra в одном образце породы. — Материалы VI-Международной

научно-практической конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде» г. Семипалатинск, 4–7 февраля 2010 года. Т. I. с. 199–202.
3. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов и др. — М.: Наука, 1990. — 368 с. — ISBN5-02-004725-2.
4. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н. Марея, А.С. Зыковой. М.: Ин-т биофизики, 1980. 336 с.
5. Ames L.L., McGarrah J.E., Walker B.A., Salter P.F. Sorption of uranium, cesium by Hanford basalts, associated secondary smectite // Chemical Geology. — 1982. — Vol.35, №3–4. — P. 205–225.
6. Payne T.E. Uranium (VI) interactions with mineral surfaces: controlling factors, surface complexation modeling: PhD Thesis for degree of Doctor of philosophy / School of Civil, Environmental Engneering. — 1999. — 390 p.
7. Моніторинг природного середовища після добування урану способом підземного вилуговування / В. Шумлянський, М. Макаренко, І. Колябіна та ін. — К.: Логос, 2007. — 212 с.
8. Bradbury M. and Baeyens B. Near Field Sorption Data Bases for Compacted MX-80 Bentonite for Performance Assessment of a High-Level Radioactive Waste Repository in Opalinus Clay Host Rock. PSI Bericht, Paul Scherrer Institute, Villigen, Nagra Technical Report. NTB 02-18, Nagra, Wettingen, Switzerland.
9. Шумлянскький В.О., Колябіна І.Л., Кулік Д.О., Безугла М.В. Математичні моделі відкладення радію і торію з підземних вод нафтових родовищ Дніпровсько-Донецької западини / Наукові праці інституту фундаментальних досліджень.Київ, «Знання України», 2002. с.40-57.

Работа выполнена при финансовой поддержке Государственного предприятия «Барьер», г. Днепродзержинск.

Марініч О.В., Бондаренко Г.М., Колябіна І.Л., Гудзенко В.В. МІГРАЦІЙНА ЗДАТНІСТЬ РАДІОНУКЛІДІВ УРАНОВОГО РЯДУ У ХВОСТОСХОВИЩІ «ДНІПРОВСЬКЕ»

Визначено фізико-хімічні форми знаходження природних радіонуклідів сімейства урану в матеріалах хвостосховища «Дніпровське». Встановлено, що в умовах хвостосховища найбільш рухомим є $^{235, 238}U$, а найменш рухомий — ^{226}Ra.

Marynych O.V., Bondarenko G.M., Koliabina I.L., Gudzenko V.V. MIGRATION ABILITY OF RADIONUCLIDES OF URANIUM SERIES IN “DNIPROVSKE” TAILING DUMP

Physico-chemical forms of being of natural radionuclides of uranium series were determined in the material of “Dniprovske” tailing dump. It was found that under the tailing dump’s conditions the most mobile nuclides are $^{235, 238}U$, while ^{226}Ra is less mobile.

УДК 550.42

Высотенко О.А., Кононенко Л.В., Кузенко С.В.
Институт геохимии окружающей среды

ФОРМООБРАЗОВАНИЕ СВИНЦА И ЦИНКА В ЧЕРНОЗЕМНОЙ ПОЧВЕ И ПЕРЕХОД ИХ В РАСТИТЕЛЬНОСТЬ

Представлены результаты исследования иммобилизации свинца и цинка, искусственно внесенных в черноземную почву. Показано влияние динамики мобильных форм Zn и Pb на их вертикальную миграцию и поглощение растительностью. Скорость вертикальной миграции Zn и Pb, так же как и темпы самоочищения ежегодной растительности от них, зависят от степени загрязненности черноземной почвы этими металлами.

Введение

Цинк и свинец, относящиеся к токсичным элементам первой группы гигиенической опасности, являются весьма распространенными техногенными загрязнителями окружающей среды. Детальные исследования поведения этих загрязнителей в компонентах биосферы, в том числе изучение формообразования этих тяжелых металлов (ТМ) техногенного происхождения в почвах и их переход в растения, являются основой объективной оценки экологической опасности загрязнения экосистем ТМ.

Известно, что техногенные ТМ поступают в окружающую среду в формах, не свойственных природным, и подвергаются в почве процессам трансформации, которые приводят к тому, что доля мобильных форм ТМ техногенного происхождения существенно превосходит долю этих форм природных металлов в чистых почвах [1]. Так, например, в черноземной почве в зоне влияния Константиновского свинцово-цинкового металлургического комбината (Донецкая обл.), которая содержит 5000–7200 мг/кг Pb и 15000–21000 мг/кг Zn, доля мобильных форм этих металлов составляет, соответственно, около 30% и 50% [2]. В черноземах Михайловской целины, для сравнения, доля мобильных форм Pb составляет 6,2%, Zn — 8,5% [3].

Для установления динамики иммобилизации свинца и цинка в почвах с разной степенью загрязненности и выяснения ее влияния на миграцию этих металлов нами был поставлен эксперимент с искусственным внесением свинца и цинка в виде растворенных в воде солей в натурных условиях.

Объекты исследования и методика эксперимента.

Натурные исследования трансформации тяжелых металлов в почве проводились на опытном участке с естественным растительным покровом. Был выбран участок с черноземной почвой (чернозем мощный малогумусный), расположенным около с. Мытница Васильковского района Киевской области. Геохимические характеристики почвы позволяют считать их условно чистыми.

Участки площадью 1 м^2 были загрязнены свинцом и цинком путем однократного внесения растворов их азотнокислых солей в дозах 11 г/м^2, 22 г/м^2 и 45 г/м^2 почвы в пересчете на металл. Загрязнение осуществлялось путем равномерного распыления растворов нитратов цинка и свинца на поверхность почвы. При внесении загрязнения почвенный покров не нарушался и природное разнотравье на исследуемых участках сохранено, также были выделены контрольные участки почвы.

Отбор почв на полигоне производили ежегодно на протяжении 4 лет после загрязнения из слоя почвы 0–5 см. В этих образцах почв определяли валовое содержание Pb и Zn, а также долю мобильных форм этих металлов, представляющих собой сумму водорастворимой и обменной формы соответствующего металла. Выделение мобильных форм Pb и Zn из почвы проводили 1N раствором ацетата аммония при соотношении массы твердой фазы и объема раствора (Т:Ж) = 1:5. Часть металла, не экстрагируемая этим раствором, рассматривается как необменно сорбированная (фиксированная) форма.

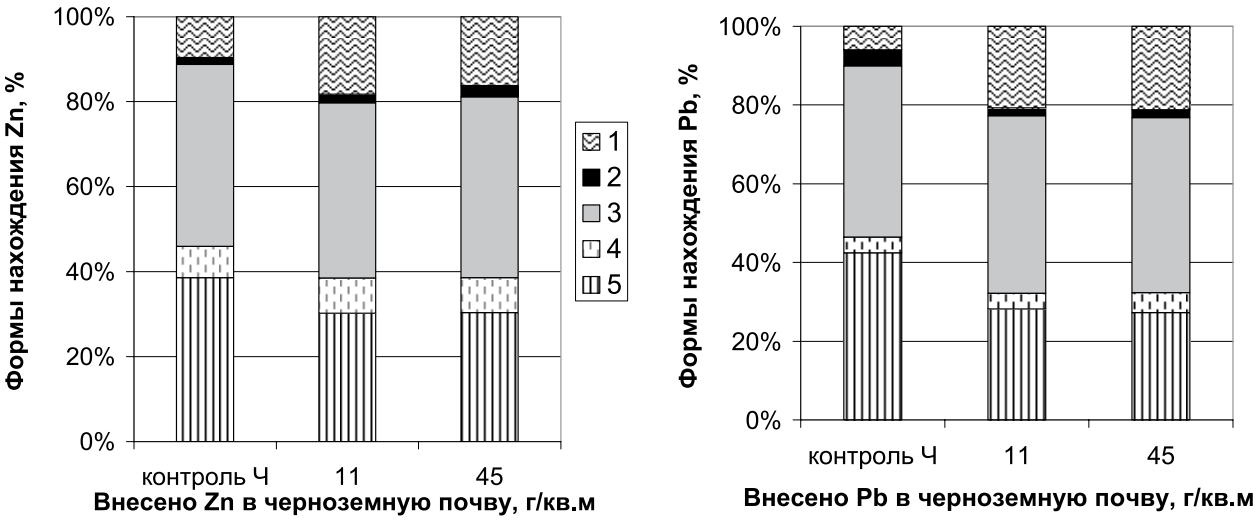
В отдельных образцах почв, отобранных на опытных площадках через 1 и 6 месяцев после внесения загрязнения, было изучено распределение фиксированных форм свинца и цинка между различными компонентами почвенно-поглощающего комплекса. Были выделены формы металлов, сорбированные на поверхности карбонатов и оксидов (с помощью уксусной кислоты и уксуснокислого натрия с pH=3,5), связанные с оксидами железа и марганца, связанные с органическим веществом (30% перекись водорода и азотная кислота при соотношении 1:1) и неэкстрагируемые, или остаточные.

Содержание Pb и Zn в образцах почвы и растительности определяли методом атомной абсорбции с помощью атомно-абсорбционного спектрофотометра модели АА-8500 («Nippon Jarrell-Ash», Япония).

Формы нахождения цинка и свинца в черноземной почве.

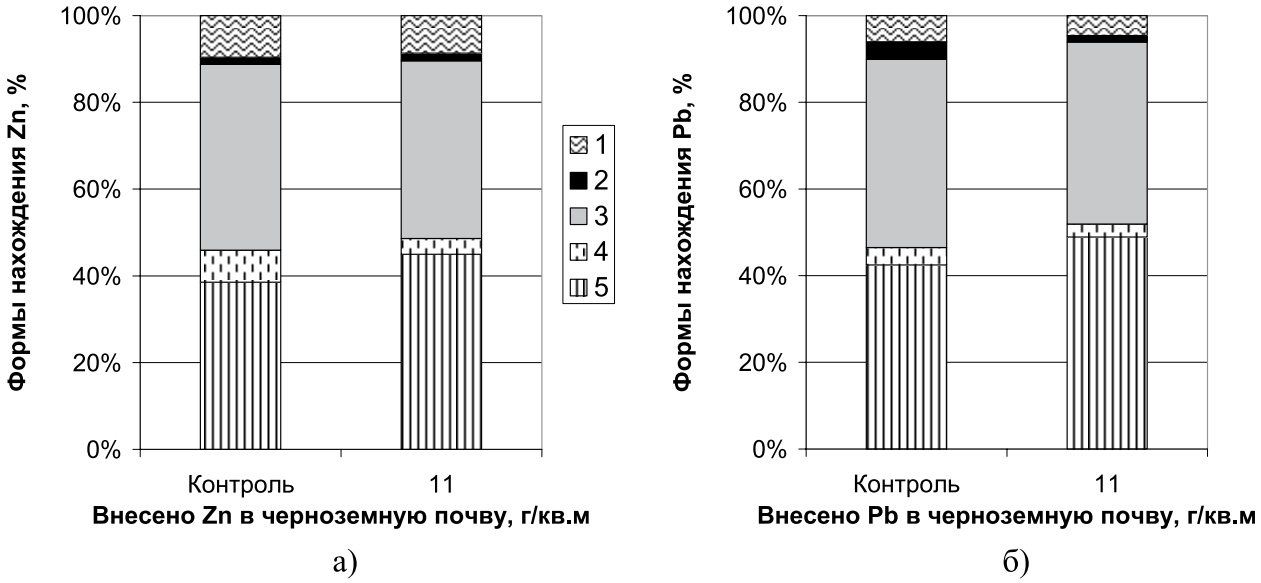
Соотношение форм нахождения цинка и свинца в черноземной почве, отобранной из слоя 0–5 см на опытной площадке через 30 и 180 суток после их внесения, показано на рис. 1 и 2. Уже через месяц после внесения в водорастворимой форме более 80% металлов в черноземной почве находились в прочно фиксированных формах. Через 6 месяцев после внесения цинка и свинца в дозе 11 г/м^2 доля их мобильных форм существенно уменьшилась.

Распределение цинка и свинца между различными компонентами фиксированных форм со временем меняется (рис. 1, 2). Так, через 30 суток после внесения загрязнителей в верхнем 5-тисантиметровом слое черноземной почвы 2–3% цинка было связано с карбонатами, 41–42% — фиксировалось органическими компонентами почв, около 8% было сорбировано на гидроксидах. Около 30% цинка находились в остаточной труднорастворимой форме. Через 6 месяцев после внесения доля карбонатной формы цинка снизилась до 1,8%, сорбированной на гидроксидах — до 3,6%, доля органической формы практически не изменилась. Более 10% цинка за это время трансформировалось в наиболее прочно фиксированную остаточную форму, доля которой составила 45%. Аналогичные превращения отмечены нами также и для свинца, внесенного в почву, — доля наиболее прочно фиксированной остаточной формы за полгода увеличилась более, чем на 20% (см. рис. 1 и 2).



а) б)

Рис. 1. Соотношение форм нахождения Zn (а) и Pb (б) в черноземной почве через 30 суток после искусственного загрязнения: *1 — обменные, 2 — карбонатные, 3 — органические, 4 — сорбированные на гидроксидах, 5 — труднорастворимые*

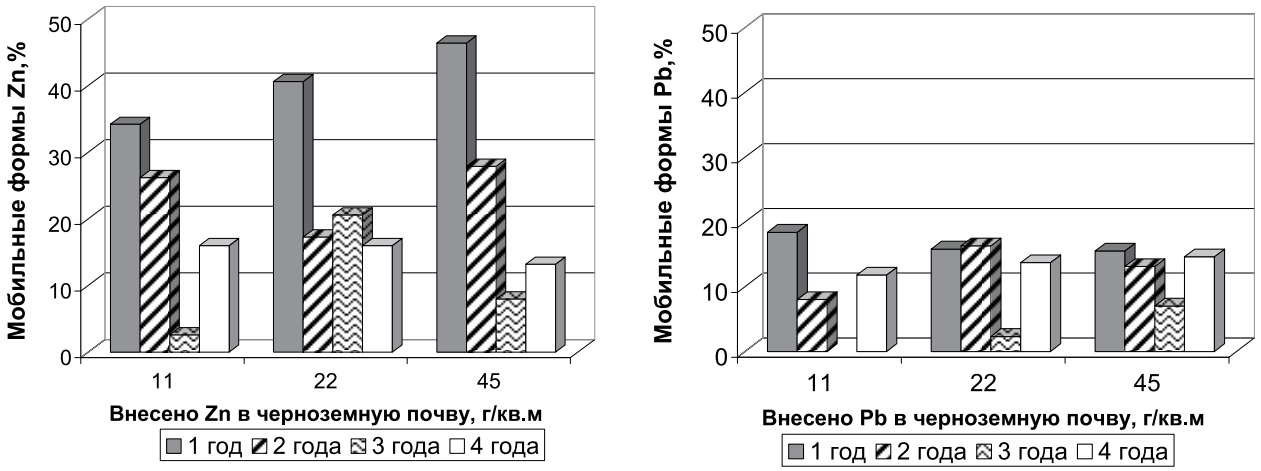


а) б)

Рис. 2. Соотношение форм нахождения Zn (а) и Pb (б) в черноземной почве (при внесении 11 г/м^2 металла через 180 суток): *1 — обменные, 2 — карбонатные, 3 — органические, 4 — сорбированные на гидроксидах, 5 — труднорастворимые*

Динамика формообразования цинка и свинца в черноземной почве.

Динамика мобильных форм искусственно внесенных Zn и Pb в черноземной почве опытных участков, приведена на рисунке 3, демонстрирующем изменение доли мобильных форм ТМ со временем на протяжении 4 лет. Для построения диаграмм использованы данные по содержанию ТМ и их мобильных форм в образцах почвы, отобранных из слоя 0–5 см, с поправкой на содержание природных ТМ в контрольных образцах.



а) б)

Рис. 3. Динамика мобильных форм искусственно внесенных Zn (а) и Pb (б) в черноземной почве опытного участка (слой 0–5 см)

Для динамики мобильных форм ТМ, внесенных в растворенном состоянии, характерно уменьшение их доли со временем, т.е. их иммобилизация в почве. Для цинка характерно довольно плавное снижение доли мобильных форм со временем. Через два года количество мобильных форм Zn уменьшается почти в два раза (кроме внесения 11 г/м^2, где уменьшение содержания мобильных форм Zn происходит медленнее), и далее для всех внесений отмечается постепенное снижение доли этих форм.

Иммобилизация свинца в черноземной почве происходит более стремительно, через год после внесения содержание мобильных форм Pb почти в два раза ниже, чем аналогичных форм Zn, и не превышает 20% для всех внесений. Далее происходит очень незначительное снижение доли мобильных форм свинца в почве со временем вследствие его дальнейшей иммобилизации.

Сравнение диаграмм мобильных форм ТМ (рис. 3) демонстрирует зависимость скорости иммобилизации цинка в черноземной почве от степени ее загрязнения: доля мобильной формы Zn в течение первого года после внесения снижается со 100% до 34% при дозе внесения метала 11 мг/м^2. При более высокой степени загрязненности (45 мг/м^2) доля мобильного цинка уменьшается не так существенно — до 46%. Динамика изменения доли мобильной формы свинца в черноземе, в отличие от цинка, практически не зависит от дозы его внесения.

Вертикальная миграция цинка и свинца в черноземной почве.

Для определения вертикального распределения искусственно внесенных цинка и свинца через 3 года после внесения растворов их солей в поверхностный слой опытных площадок были отобраны вертикальные почвенные колонки, из которых были выделены послойные образцы почвы. В послойных образцах почвы (0–5; 5–10; 10–15 и 15–20 см) были определены валовые концентрации ТМ и содержание их мобильных форм. На рисунке 4 приведены диаграммы вертикального распределения Zn, Pb и их мобильных форм в черноземной почве, которое сложилось на протяжении 3-х лет после искусственного внесения.

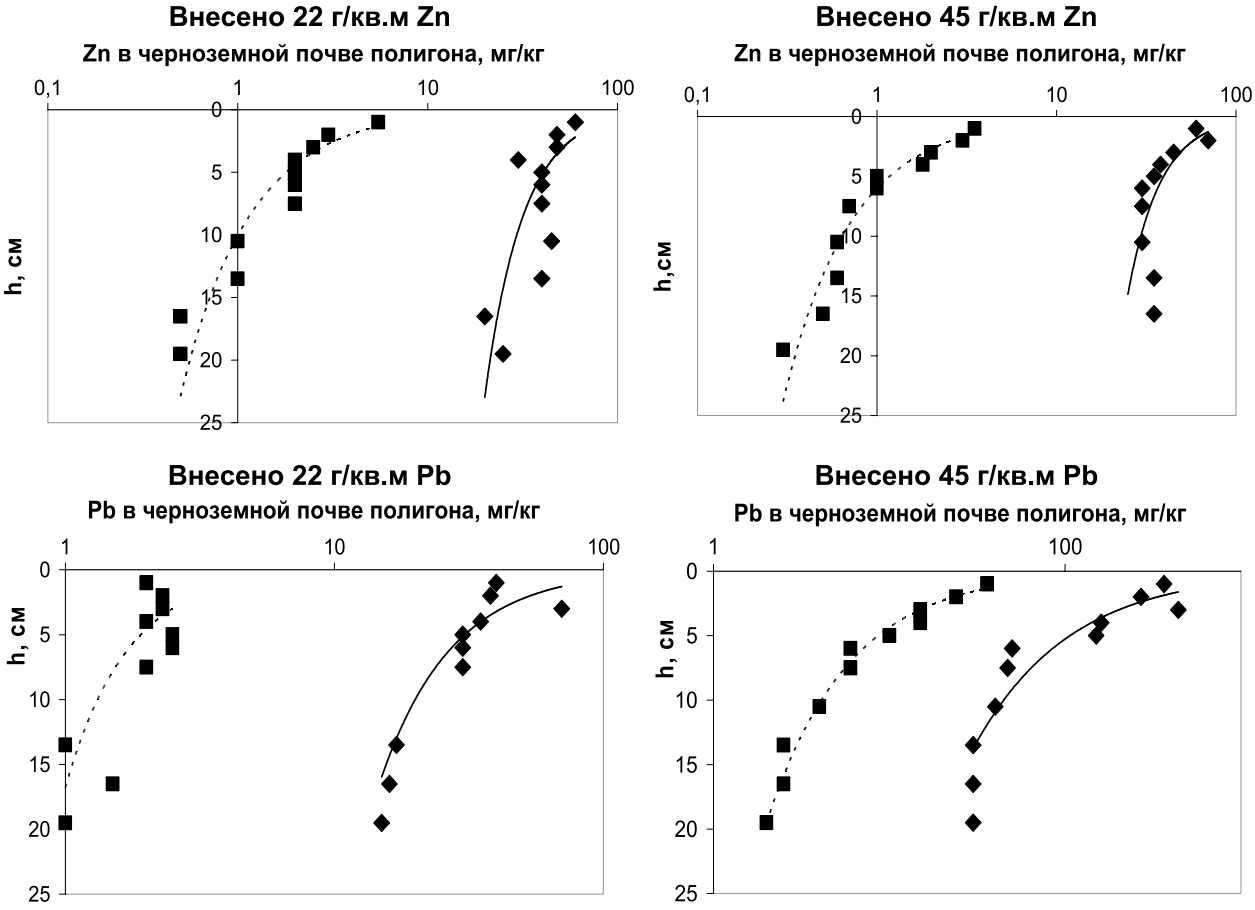


Рис. 4. Вертикальное распределение искусственно внесенных Zn и Pb и их мобильных форм в черноземной почве (полигон, 3 года): ■ – *мобильные формы,* ◆ – *вал*

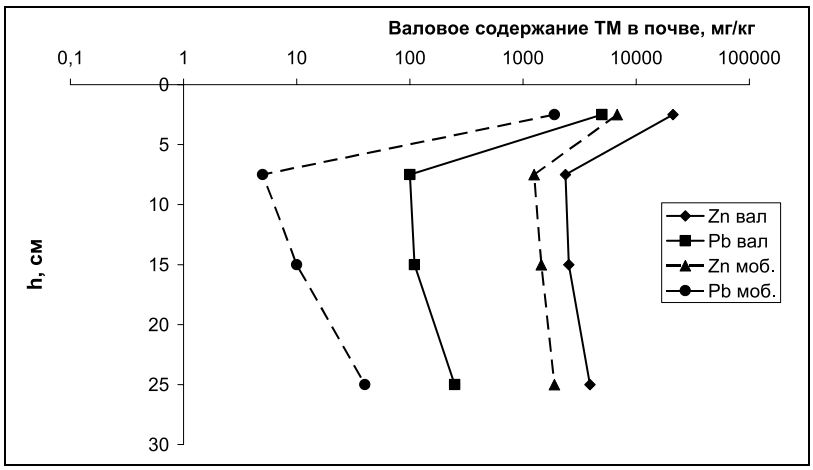


Рис. 5. Вертикальное распределение Zn и Pb и их мобильных форм в техногенно-загрязненной почве

Внесение загрязнителей в растворенном виде обусловило интенсивное заглубление ТМ и их дальнейшую иммобилизацию непосредственно в нижележащих слоях почвы. Поэтому тренды вертикального распределения валовых содержаний ТМ и их мобильных форм практически идентичны (рис. 4). Сравнение диаграмм вертикального распределения ТМ показывает, что вертикальная миграция цинка происходит быстрее, чем миграция свинца, причем скорость вертикальной миграции тем выше, чем больше степень загрязненности почвы цинком. Влияние степени загрязненности черноземной почвы свинцом не столь заметно. Отмеченные особенности вертикальной миграции ТМ согласуются с характером зависимости темпов иммобилизации цинка и свинца в черноземной почве от степени ее загрязнения.

Влияние степени загрязненности черноземной почвы ТМ можно проиллюстрировать также на примере вертикального распределения свинца и цинка в черноземе в зоне влияния Константиновского свинцово-цинкового комбината (рис. 5). В вертикальном разрезе чрезвычайно загрязненной почвы (7,2 г/кг Pb и 21 г/кг Zn) наблюдаются очень высокие содержания Pb и Zn, а также их мобильных форм, вплоть до глубины 30–35 см. При этом содержание Zn и его мобильной формы в слоях почвы от 5–10 см до 30–35 см практически одинаково, а содержания Pb и его мобильной формы увеличивается в этом ряду. Такое вертикальное распределение ТМ свинца и цинка в техногенно загрязненной черноземной почве согласуется с очень высокими содержаниями мобильных форм этих металлов — 16–38% Pb и 32–50% Zn.

Загрязнение растительности цинком и свинцом.

Мобильные формы ТМ обусловливают не только вертикальную миграцию в почве, но и поглощение ТМ растительностью через корневое питание, т.е. их биомиграцию. Корнеобитаемый слой почвы для травяной растительности в основном ограничивается глубиной до 10-15 см, что иллюстрируется фотографией почвенного блока, отобранного на опытной площадке (рис. 6).

Цинк и свинец существенно отличаются по интенсивности их включения в биомиграцию. Цинк относится к элементам, для которых характерно специфическое поглощение растениями из почвы, обусловленное физиологической ролью этого элемента в жизнедеятельности растений. Цинк входит в состав ферментов, принимает участие в формировании рибонуклеиновых кислот, необходим для синтеза хлорофилла. Ферменты, которые содержат Zn, принимают участие в углеводном и фосфатном обмене [4]. Дефицит Zn в почве ведет к угнетению роста растений, скручиванию листьев и т.д. Свинец не имеет особого физиологического значения, он захватывается растениями из почвы вместе с другими микроэлементами, которые находятся в почве.

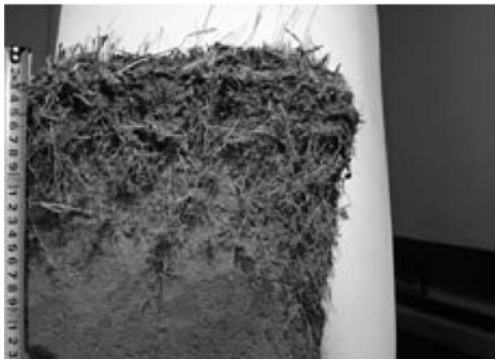
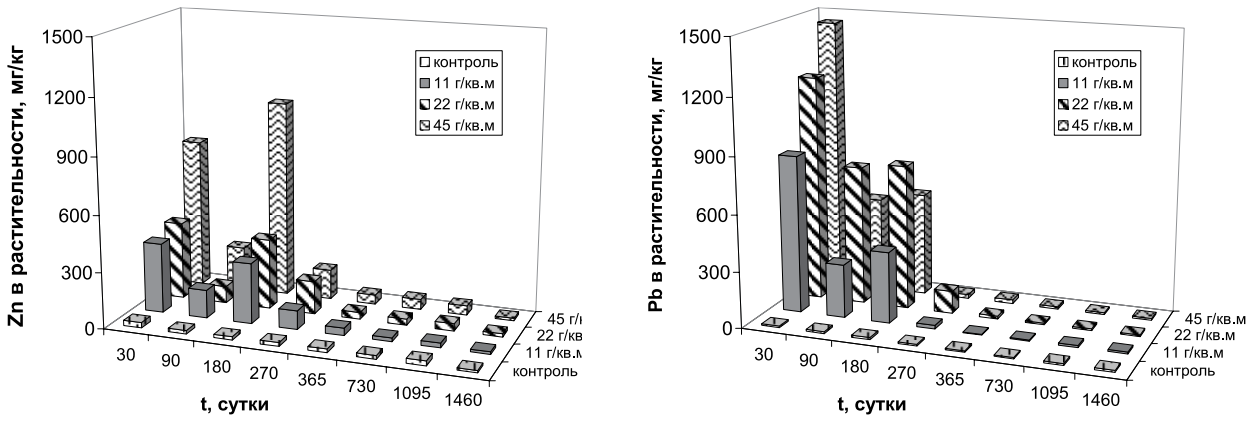


Рис. 6. Почвенный блок, отобранный на опытной площадке полигона

Для изучения влияния динамики мобильных форм цинка и свинца в черноземной почве на поглощение их растениями проводилось определение загрязненности этими металлами растительности, периодически отбиравшейся с опытных участков. Для исследования использовали только надземную часть растительности (разнотравье). Причем зеленая масса полностью срезалась с опытного участка, и к следующему отбору надземная часть растений возобновлялась заново. Образцы растений высушивали и измельчали. Навеску сухого вещества (образца) озоляли в муфельной печи при t=450° С и переводили в раствор, в котором определяли концентрацию элементов методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии на приборе АА-8500.

Диаграммы содержания свинца и цинка в растительности с опытных участков приведены на рис. 7. В первые дни после внесения растворенных ТМ растительность обильно поглощала загрязнители. В образцах растительности, отобранных через 30 дней, было отмечено существенное обогащение свинцом — при дозе внесения 11 г/м^2 оно составило два порядка по сравнению с контрольным образцом (рис. 7). Далее наблюдалось постепенное уменьшение загрязненности растительности в течение года, и через 365 сут содержание свинца в растительности уже не превышало фонового. Чрезвычайно высокое обогащение растительности свинцом — до 1450 мг/кг в пересчете на золу, наблюдалось через 30 дней при загрязнении черноземной почвы свинцом 45 г/м^2. В течение года произошло резкое уменьшение содержания Pb в растительности до 20 мг/кг, далее содержание Pb в растительности постепенно уменьшалось и через три года сравнялось с контрольным образцом. Такая динамика уменьшения загрязнения растительности свинцом согласуется с динамикой его иммобилизации в почве — резком уменьшением доли мобильных форм в течение первого года после внесения и дальнейшим незначительным ее снижением (рис. 3).



(а) (б)

Рис. 7. Динамика загрязненности растительности цинком (а) и свинцом (б) на черноземной почве

Уменьшение загрязненности растительности цинком происходит, в соответствии с трендом его мобильных форм, несколько медленнее, чем в случае свинца. При дозе внесения 11 г/м^2 через год содержание цинка в растительности превышает фоновое в два раза, через 2 года — достигает фонового. При высокой дозе внесения цинка 45 г/м^2 повышенное в 2–3 раза содержание цинка сохраняется в течение трех лет после внесения загрязнителя и достигает фонового лишь по прошествии 4 лет.

Таким образом, после интенсивного поглощения растительностью ТМ, внесенных в черноземную почву в растворенном виде, происходит постепенное самоочищение следующих урожаев растительности вследствие иммобилизации ТМ почвой. Темпы самоочищения растительного покрова снижаются с увеличением степени загрязненности почвы ТМ.

Выводы.

1. Иммобилизация, или снижение доли мобильных форм ТМ в черноземной почве со временем, происходит тем эффективней, чем меньше степень загрязненности почвы.
2. Степень загрязнения черноземной почвы цинком оказывает более существенное влияние на скорость его иммобилизации и вертикальной миграции, чем степень загрязнения ее свинцом.
3. Снижение загрязненности растительности ТМ со временем, т.е. самоочищение растительного покрова, происходит в соответствии с динамикой мобильных форм ТМ в почве: загрязненность растений свинцом уменьшилась в течение года практически до фоновых величин, снижение загрязненности цинком происходит значительно медленнее, чем в случае свинца.
4. Темпы самоочищения растительного покрова снижаются с увеличением степени загрязненности почвы ТМ.

1. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. К.: Наукова думка, 2002. — 213 с.
2. Висотенко О.О. Вертикальний розподіл важких металів техногенного походження та їх мобільних форм в зоні впливу Костянтинівського свинцево-цинкового комбінату // II Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення». 11–15 вересня 2006 р., м. Алушта, АР Крим — Збірник наукових статей — Том 2. — Харків. — 2006. — С.127–130.
3. Высотенко О.А., Кадошников В.М., Маничев В.И., Бондаренко Г.Н. Тяжелые металлы в почвенном профиле юга Украины // Труды Междунар. конфер. «Современные проблемы загрязнения почв». — Москва: МГУ. — 2004. — С. 35–36.
4. Кураева И.В. Формы нахождения тяжелых металлов в почвах техногенно-загрязненнных территорий // Минерал. журн. — 1997. — 19, № 6. — С. 53–57.
5. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растения. — Новосибирск: Наука, Сиб.отд-ние — 1994. — 151 с.
6. Свинец в окружающей среде / Отв. ред. Добровольский В.В. — М.: Наука, 1987. — 179 с.

Висотенко О.О., Кононенко Л.В., Кузенко С.В. ФОРМОУТВОРЕННЯ СВИНЦЮ І ЦИНКУ В ЧОРНОЗЕМНОМУ ГРУНТІ ТА ЇХ ПЕРЕХІД У РОСЛИННІСТЬ

Наведено результати дослідження іммобілізації штучно внесених свинцю і цинку в чорноземному грунті. Показано вплив динаміки мобільних форм Zn і Pb на вертикальну міграцію та їх поглинення рослинністю. Швидкість вертикальної міграції Zn і Pb, так само як і темпи самоочищення щорічної рослинності від них, залежать від ступеня забрудненості чорноземного грунту цими металами.

Vysotenko O.A., Kononenko L.V., Kuzenko S.V. LEAD AND ZINK SPECIATION IN THE CHERNOZEM SOIL AND THEIR TRANSFER TO VEGETATION

The results of the study of immobilization of lead and zinc artificially contributed to the chernozem soil are presented. The influence of the dynamics of mobile forms of Zn and Pb on the vertical migration and their assimilation by vegetation is shown. The rate of vertical migration of Zn and Pb, as well as the rate of self-purification of the annual vegetation from them depend on the degree of contamination of the chernozem soil.

УДК[631.413.2:631.433.1+550.4+628.388;628.4047]502.3

Соботович Э.В., Скульский Н.А., Лысенко О.Б.
Институт геохимии окружающей среды

ПОВЕДЕНИЕ ИЗОТОПОВ УГЛЕРОДА, МАГНИЯ И ЖЕЛЕЗА В БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ

Приведен обзор современного состояния проблемы фракционирования изотопов биогенных элементов в живых организмах. Рассматриваются вариации внутримолекулярных изотопных соотношений в различных биологических тканях в зависимости от особенностей метаболических процессов. На основе результатов экспериментальных исследований изотопных составов C, Mg, Fe в тканях человека показано, что их вариации могут отражать изменения в физиологическом состоянии организма.

Введение

Каждый химический элемент, как правило, имеет определенное количество изотопов, химические и физические свойства которых определяются электронной оболочкой, массой и магнитным моментом, которым дополнительно обладают нечетные изотопы. Среди стабильных элементов таблицы Менделеева насчитывается 22 моноизотопных химических элемента. Природа, «обидев» эти элементы количеством изотопов, наделила их «утешительным призом» — спином ядра, а стало быть и магнитным моментом. Наличие изотопов у химических элементов формирует их расширенные возможности относительно протекания тех или иных химических реакций. Таким образом, можно предполагать, что изотопы, обладающие различными массами и магнитными моментами, усовершенствуют механизмы реакционной способности природного химического элемента, уменьшая энтропию создаваемых ими химических систем, что определяется более низкими значениями необходимых энергетических затрат, увеличивая устойчивость существования самой системы в целом.

Поэтому мы считаем целесообразным дополнить классическое биологическое понятие «адаптация» понятием «изотопная адаптация» – совокупность изменений внутренних соотношений стабильных изотопов биогенных элементов в клеточных биохимических реакциях вида, которые поддерживают его приспособляемость к изменяющимся условиям существования. «Изотопная адаптация» является неотъемлемой частью адаптации в целом [1].

В 2007 г. было высказано предположение [2] о зависимости конформационного состояния (геометрического расположения) от активности молекулярных систем. В таком случае молекулярная изотопия конформационных взаимодействий может контролировать реакционную способность биохимических процессов. Это вытекает из того, что всем биологическим уровням организации материи свойственен конформационный принцип взаимодействия молекулярных систем, т.к. все биохимические процессы проходят на ферментативной основе, т.е. конформационно зависимы. Это взаимодействие было подтверждено в исследовании, где методом полимеразно-цепной реакции синтезировались два типа ДНК. Один состоял из обычных нуклеотидов (изотопно-легких), а второй из изотопно-тяжелых.

Если изотопы действительно участвуют в фундаментальных биологических процессах, то все известные формы жизни, подчиняясь единому механизму редупликации генетического материала и имеющие схожий механизм воспроизводства, в большей или меньшей мере, должны однозначно реагировать на изменения изотопного состава среды.

Основные положения фракционирования изотопов

Фракционирование изотопов состоит в том, что относительное содержание одного из изотопов в данном соединении увеличивается за счет снижения его содержания в другом, т.е. фракционирование изотопов является следствием их физико-химической неравноценности, которое может сказываться на скоростях процессов, на энергетическом состоянии и на ядерном магнетизме системы [3, 4].

Изотопные эффекты, наблюдаемые в кинетике химических реакций, принято связывать с изотопной массой атомов, которая влияет на массу молекулы, моменты инерции и частоты колебаний. Кинетический (масс-зависимый) изотопный эффект (КИЭ) заключается в том, что изотопные ядра распределяются по их массам и, соответственно, по энергиям связи (термодинамический эффект по Э.А. Галимову).

Особенностью магнитного изотопного эффекта (МИЭ) является его высокая восприимчивость к параметрам спиновой, молекулярной и химической динамики. А другая его особенность заключается в высокой чувствительности к управляющим факторам — вязкости, времени жизни радикалов, сверхтонкому взаимодействию (электрон-ядерному), магнитному полю и др. В настоящее время исследуются новый управляющий фактор — микроволновое магнитное поле, которое индуцирует переходы между электронно-спиновыми состояниями радикалов, изменяя спин [5].

Фракционирование ядер по их магнитным моментам, т.е. ядерно-спиновая селективность, выраженная в магнитном изотопном эффекте, есть всеобщее фундаментальное свойство присущее природе. Распределение изотопов, индуцированное этим эффектом, сохраняет память о биохимическом, геохимическом и космохимическом происхождении молекул. «Это память о химической эволюции вещества как о совокупности огромного количества химических реакций, которые миллионы лет сортировали изотопные ядра по их магнитным моментам». Не исключено, что именно следствие такой магнитной сортировки дошло до наших дней в виде различных изотопных аномалий, по которым можно восстановить пути происхождения и преобразования вещества в природе [5].

В классической изотопии (масс-зависимой) все постулаты фракционирования приняты исходя из массы ядер. В ней химически более активны молекулы с легкими ядрами. В магнитной изотопии, как правило, более активны молекулы с магнитными ядрами. Происхождение этих двух изотопий иллюстрирует рис.1 [5].

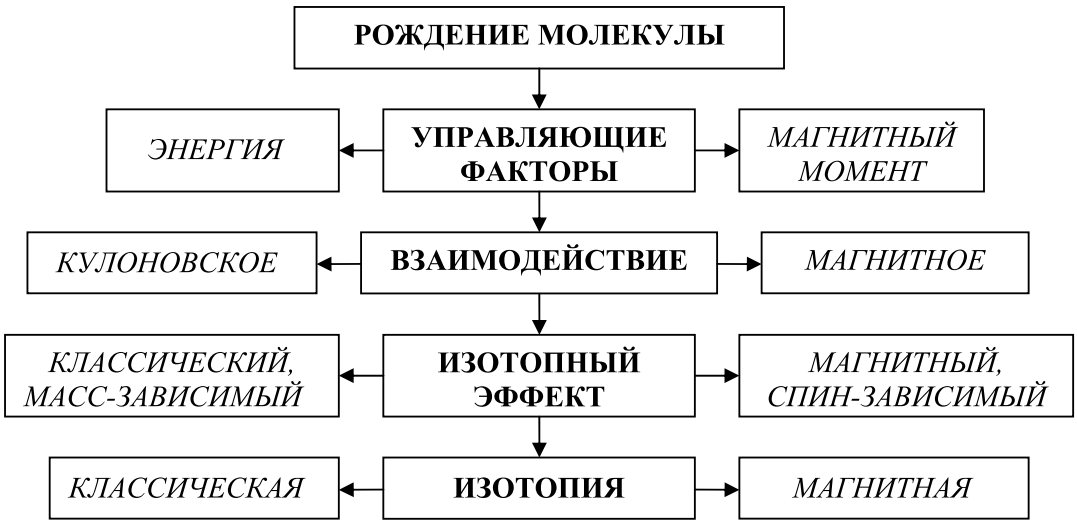


Рис. 1. Схема, иллюстрирующая происхождение изотопных эффектов [5]

Рождением молекулы в химии управляет два фактора — энергия и магнитный момент. Им соответствует два разных взаимодействия — кулоновское и магнитное. Классический масс-зависимый изотопный эффект и классическая изотопия возникают вследствие кулоновского взаимодействия; магнитный спин-зависимый изотопный эффект и магнитная изотопия — следствие магнитного взаимодействия [5].

Вариации изотопов биогенных элементов в биосистемах человека

Общепринято, что здоровье человека определяется в значительной степени экзогенными факторами, а именно условиями окружающей среды в течение всех периодов его онтогенетического развития. Рецепция экзогенных факторов осуществляется с помощью формирования соответствующей информации в форме изменений состава соединений, которые принимают участие в метаболизме.

В организме существуют два четких домена химической информации — макромолекулы (нуклеиновые кислоты и белки) и микромолекулы (аминокислоты, липиды, сахара). Эти домены хорошо изучены и формируют основу современных исследований в биохимии, молекулярной биологии, химической биологии и в последнее время в геномике, протеомике и биоинформатике. Связи между этими доменами четко определены и в большинстве случаев несложно идентифицировать домен, которому принадлежит определенная часть информации. Большая часть биохимических проблем соотносится с макро- и микродоменами, и общий метаболизм оказывает существенное влияние на качественные и количественные характеристики химической информации этих доменов [6].

Кроме отмеченных доменов химической информации, есть основания допустить существование третьего, очень существенного по своему значению, домена химической информации в организме — естественных внутренних изотопных соотношений многих биогенных элементов. Этот домен, относящийся как к микро- так и к макромолекулярному доменам, владеет многими общими характеристиками. Влияние метаболизма на этот домен в настоящее время остается, в сущности, неизученным, хотя его большое значение в жизнедеятельности живых существ отмечал еще В.И. Вернадский [7].

Естественные внутренние изотопные соотношения некоторых биогенных элементов могут нести дополнительную информацию о состоянии метаболических процессов в организме человека (как в норме, так и при наличии нарушений) [8,9].

Так в ходе исследований, проводимых с 1940 г. было показано, что $\delta^{13}C$ [10], $\delta^{15}N$ [11], $\delta^{41}K$ [12], $\delta^{44}Ca$ [13] и $\delta^{56}Fe$ [14] здоровых и больных тканей человека существенно различаются между собой. Причем, для различных больных тканей и различных элементов нет однозначного тренда к изотопному утяжелению или облегчению относительно здоровой ткани. Кроме того, некоторые исследователи наблюдали временные изменения $\delta^{13}C$ [4] в тканях организма, вызванные нарушением метаболических процессов. В других работах было показано, что δD [15], $\delta^{13}C$ [16] и $\delta^{15}N$ [16] некоторых человеческих тканей изменяется с возрастом.

Обобщая существующие на сегодняшний день данные, можно отметить, что в целом они демонстрируют тенденцию к изменению изотопных соотношений в тканях человека за счет болезни или старения. Однако не существует однозначного тренда в этих изотопных сдвигах (они могут быть временными из-за изменения биосинтетических и энергетических потребностей клеток организма). Для различных тканей можно наблюдать обогащение изотопного состава как тяжелыми, так и легкими изотопами в условиях различных заболеваний или при старении.

Различные стабильные изотопы широко используются как трассеры in vivo в биохимических и фармакологических работах, а также и в клинической практике для диагностических целей и мониторинга состояния здоровья [17]. По сравнению с радиоизотопными трассерами, стабильные изотопы имеют множество известных преимуществ [18].

Фракционирование изотопов углерода в организме человека

Фракционирование изотопов углерода в живых организмах обусловлено внутриклеточными процессами, а именно реакцией декарбокисилирования пирувата (рис.2). Характер этого фракционирования во многом зависит от режима питания человека, так как практически все углеводы, поступающие в организм, преобразуются в глюкозу, основная часть которой, в свою очередь, путем гликолиза распадается до пировиноградной кислоты и образует так называемый пируватный фонд.

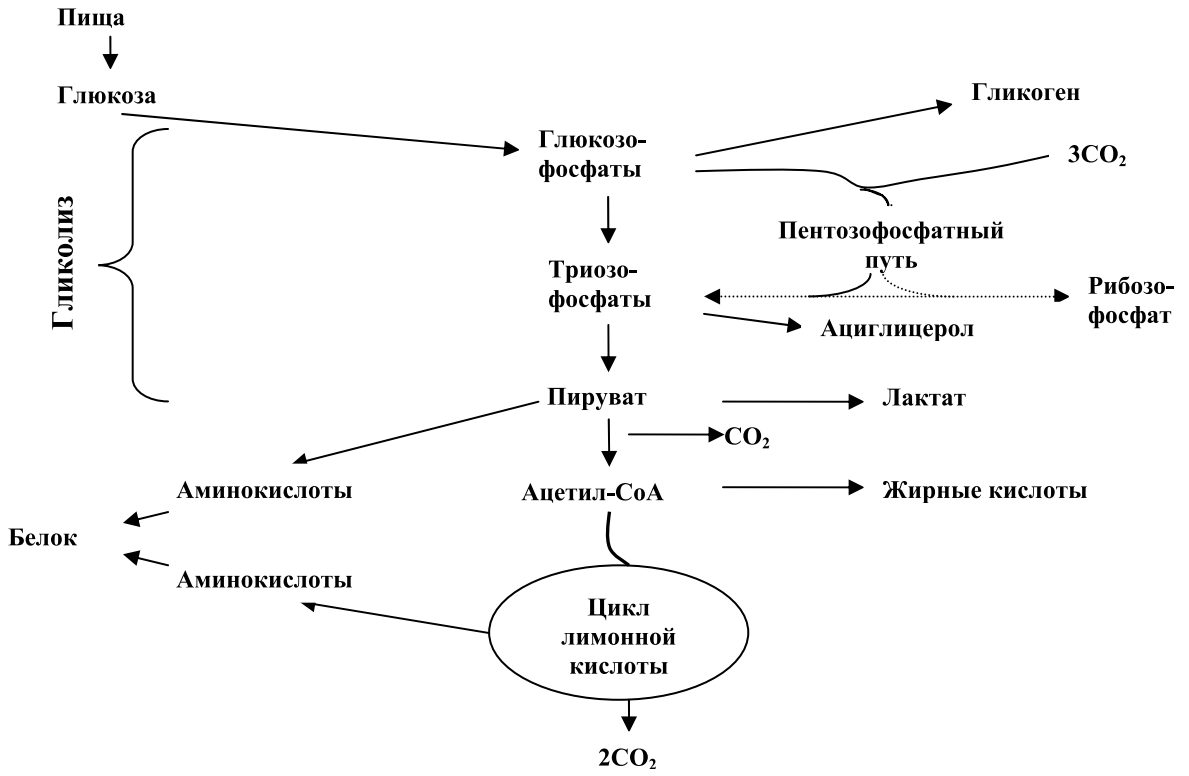


Рис. 2. Метаболическая цепочка превращений пищи, поступающей в организм человека

Именно на стадии распределения частей фонда пирувата на жизненно важные нужды организма и происходит фракционирование изотопов углерода. Часть фонда пирувата ферментативно декарбокисилируется, в результате чего образуется ацетил-*CoA* и CO_2. При этом расходуется облегченная часть пировиноградной кислоты, в которой атомы C_2 и C_3 не содержат тяжелого изотопа. Это обусловлено тем, что энергия связи тяжелых изотопов превышает энергию связи легких изотопов и следовательно реакция декарбоксилирования пирувата протекает быстрее для легких молекул пировиноградной кислоты. Высвободившийся в процессе реакции углекислый газ вносит свой вклад в итоговый CO_2, который выдыхается организмом. Ацетил-*CoA* может вступать в цикл лимонной кислоты (цикл Кребса). Другая часть пируватного фонда, обогащенная ^{13}C (в результате исчерпывания фонда субстрата), тратится на биосинтетические потребности.

В представленном механизме фракционирования изотопов углерода влияние магнетизма ядра ^{13}C на этот процесс затруднено, поскольку ключевая стадия фракционирования изотопов, декарбоксилирования пирувата, протекает за счет реакции конденсации кофермента А и пировиноградной кислоты. Необходимым условием для проявления МИЭ является наличие неспаренных электронов на граничных молекулярных орбиталях, т.е. МИЭ характерен для реакций с участием радикалов или ион-радикалов.

Исходя из вышесказанного, можно сделать вывод, что фракционирование изотопов углерода в организме человека (и не только) есть неотъемлемой составляющей метаболических процессов. По отклонениям в изотопных соотношениях можно судить о состоянии метаболических процессов, что является эффективным инструментарием диагностики функционального состояния организма.

В 2008–2009 гг. нами были проведены исследования для выявления зависимости между внутримолекулярными изотопными соотношениями углерода венозной крови и функциональным состоянием организма. Было обследовано несколько групп людей разных возрастных категорий, среди которых были практически здоровые и лица, страдающие определенными заболеваниями. Результаты измерения изотопного состава углерода венозной крови у четырех групп обследованных лиц представлены в таблице 1. Две группы людей, не имеющих видимых патологий, составляли молодые люди в возрасте

25–36 лет и люди преклонного возраста 62–79 лет. Другая часть обследованных лиц также подразделялась на те же возрастные группы, но одни (молодые) имели заболевания кровеносной и кроветворной системы (тромбофилия, гемофилия, дисфункция тромбоцитов, коагулопатия), а у людей преклонного возраста имелась патология сердечно-сосудистой системы (ишемическая болезнь сердца, гипертоническая болезнь).

Таблица 1. Результаты измерения изотопного состава углерода венозной крови у четырех групп обследованных

Группы людей с различным состоянием здоровья							
без видимых патологий				заболевания кровеносной и кроветворной системы		заболевания сердечно сосудистой системы	
молодые люди		люди преклонного возраста		молодые люди		люди преклонного возраста	
Возраст, годы	$\delta^{13}C$, ‰	Возраст, годы	$\delta^{13}C$, ‰	Возраст, годы	$\delta^{13}C$, ‰	Возраст, годы	$\delta^{13}C$, ‰
25	-23,4	62	-23,5	16	-22,6	62	-22,3
25	-23,7	62	-23,0	17	-21,6	62	-22,8
27	-23,4	64	-23,2	17	-22,0	62	-21,3
32	-23,8	70	-23,7	21	-22,4	65	-22,3
32	-23,2	72	-23,7	23	-20,9	65	-22,6
33	-23,2	72	-23,7	27	-21,6	72	-21,2
35	-23,1	73	-23,7	27	-21,4	73	-22,9
36	-23,2	78	-22,9	28	-22,0	74	-22,7
36	-23,2	79	-23,7	30	-22,9	76	-22,8
		79	-23,2	30	-22,0		
				33	-21,6		
				34	-21,4		
				37	-22,0		
Среднее: -23,35		Среднее: -23,43		Среднее: -21,87		Среднее: -22,32	

У практически здоровых молодых людей уровень $\delta^{13}C$ крови составлял -23,1 – -23,7 ‰, у лиц пожилого возраста — -22,9 – -23,7 ‰. У больных эти значения, соответственно, составляли -21,6 – -22,9 ‰ и -21,2 – -22,9 ‰. Эти данные свидетельствуют об отсутствии (по крайней мере, на основании этого исследования) у практически здоровых лиц возрастных изменений уровня $\delta^{13}C$ в крови и об отчетливом неспецифическом влиянии патологии на соотношение легких и тяжелых изотопов углерода в крови.

По-видимому, обогащение крови больных тяжелым изотопом ^{13}C вызвано увеличением потребности клеток в энергии, что обусловлено изменением функционального состояния организма; при этом доля использования фонда пирувата в клетках для синтеза аденозинтрифосфата (АТФ) резко увеличивается, вызывая видимое накопление тяжелого изотопа в оставшейся части.

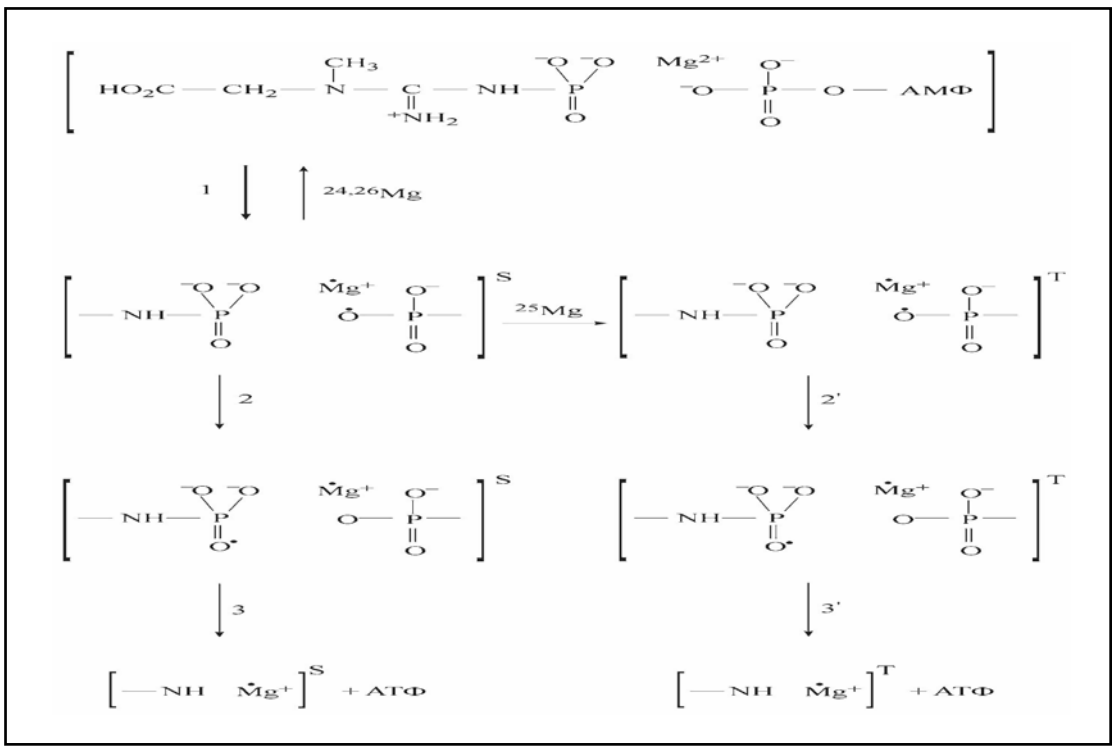
Роль изотопов магния в синтезе АТФ

Роли Mg в жизнедеятельности различных биосистем посвящено множество работ. Однако изучением изменений изотопного состава магния в биохимических процессах, происходящих в живых организмах, до недавнего времени практически никто не занимался. Можно выделить лишь одинокие тезисные сообщения [19], начавшие появляться с конца 70-х годов, в которых отмечалось аномальное поведение изотопа ^{25}Mg в биосистемах, что связывалось с его ядерно-квантовыми характеристиками.

Д.А. Кузнецовым с соавторами были поставлены эксперименты по изучению зависимости скорости фосфорилирования креатинкиназы (КК) от изотопного состава магния. Как известно, фермент КК работает обратимо: он синтезирует АТФ из АДФ (аденозиндифосфата) и креатинфосфата (КФ) либо осуществляет обратную реакцию — синтез КФ используя АТФ. Первый процесс доминирует в экстремальных условиях, т.е. в условиях энергетического голода в организме, когда ему катастрофически не хватает АТФ, или когда он мобилизует свои ресурсы для защитной реакции. Второй обратный процесс происходит в «спокойных» условиях: организм запасает энергию в форме КФ чтобы в экстремальный момент использовать его для синтеза АТФ [20, 5]. В результате исследований было показано, что для изотопных форм ^{24}Mg и ^{26}Mg нет никаких различий в скоростях фосфорилирования. Однако в присутствии магнитного изотопа ^{25}Mg последняя возрастает более чем вдвое. Такое поведение ^{25}Mg объясняется его магнитными свойствами. Магнитное ядро, взаимодействуя с неспаренным электроном (сверхтонкое взаимодействие), изменяет проекцию его спина на ось квантования. При этом возникает переход от синглетного состояния к триплетному.

Скорость фосфорилирования по синглетному каналу ограничена обратным переносом электрона в первичной ион-радикальной паре, т.е. эта реакция разрешена по спину, регенерирует исходные реагенты и снижает выход конечного продукта, в данном случае АТФ. Однако в присутствии иона нечетного изотопа магния ($^{25}Mg^{2+}$) появляется новый дополнительный канал фосфорилирования: первичная синглетная ион-радикальная пара быстро превращается в триплетную и эта конверсия индуцируется сверхтонким взаимодействием неспаренного электрона с магнитным ядром ^{25}Mg (рис.3).

Триплетная пара химически тождественна синглетной, но для нее запрещен по спину обратный перенос электрона, так что триплетный канал открыт только для одной ферментативной реакции — фосфорилирование. Сосуществование двух химически тождественных каналов ферментативной реакции (синглетного и триплетного), связано с зависимостью скорости этой ферментативной реакции от содержания нечетного изотопа ^{25}Mg.



Примечание: АМФ — аденозинмонофосфат; АТФ — аденозинтрифосфат

Рис. 3. Химический механизм фосфорилирования (на примере креатинкиназы) [5]

В связи с тем, что процесс синтеза АТФ из АДФ и КФ доминирует в экстремальных условиях, т.е. в условиях энергетического голода в организме или когда последний мобилизирует свои ресурсы для защитной реакции, то открытие нового дополнительного канала для ферментативной реакции есть ничто иное, как один из механизмов «изотопной адаптации» организма к новым «некомфортным» условиям существования.

Схожие явления наблюдаются и для других магний-зависимых ферментов, таких как АТФ-синтаза и глицерофосфаткиназа. В присутствии магния с природным изотопным составом скорость синтеза АТФ-КК почти равна аддитивной сумме парциальных вкладов от каждого изотопа [5].

Наличие в природе такого механизма ферментативной реакции для нечетного изотопа магния предполагает и наличие подобных механизмов различных ферментативных реакций для ионов других нечетных изотопов. Другими словами, наличие триплетных ион-радикальных пар тождественных синглетным парам в той или ионной ферментативной реакции в присутствии нечетного изотопа, участвующего в ней, открывает новый, дополнительный канал для ферментативной реакции за счет спиновой конверсии первичной синглетной пары, которая и направляет реакцию по необратимому триплетному каналу. Новый механизм ферментативной реакции с участием начетных изотопов, по мнению Бучаченка А.Л., несовместим с общепринятым нуклеофильным механизмом [5].

Исходя из этого можно предположить, что в природном биоразнообразии должны существовать организмы, у которых скорость тех или иных ферментативных реакций зависит от изотопного содержания определенных жизненно необходимых химических элементов.

Нами проведены пилотные исследования по определению соотношений изотопов магния и железа в образцах венозной крови у двух групп обследованных, в которые вошли 6 человек возрастом 16–30 лет с заболеваниями кровеносной и кроветворной системы, а также 4 человека возрастом 22–34 года без видимых патологий. Результаты исследований представлены в таблице 2.

Данные, полученные в ходе эксперимента, указывают на незначительное обогащение Mg^{25} крови больных с явно выраженной патологией. Несмотря на незначительную разницу между изотопными соотношениями магния в крови здоровых и больных людей, она не вкладывается в ошибку эксперимента. Для утверждения достоверности полученных данных, необходимо проведение повторных экспериментов.

К сожалению, каких либо различий между изотопными соотношениями железа для двух групп обследованных нам получить не удалось. Все различия вкладываются в ошибку эксперимента.

Таблица 2. Результаты измерения изотопного состава магния и железа в венозной крови у двух групп обследованных

Группа людей	Возраст, годы	Диагноз	Соотношение $^{24}Mg/^{25}Mg$	Соотношение $^{26}Mg/^{25}Mg$	Соотношение $^{57}Fe/^{56}Fe$
Больные	16	Коагулопатия	7,360	1,097	0,026
	17	Гемофилия	7,404	1,080	0,026
	21	Тромбофилия	7,362	1,067	0,026
	27	Болезнь Вилебранта	7,279	1,093	0,025
	28	Тромбофилия	7,070	1,088	0,026
	30	Тромбофилия	7,500	1,099	0,025
Здоровые	22		7,678	1,116	0,027
	27		7,655	1,141	0,025
	29		7,767	1,165	0,026
	34		7,566	1,112	0,026

Заключение

Полученные данные свидетельствуют о возможности использования «внутренних» изотопов живых организмов для доклинической диагностики их функционального состояния. Под внутренними изотопами подразумевается изотопы стабильных элементов — водорода, углерода, магния и др., естественно входящих в состав организма.

Уже 40 лет как известно о существовании спина ядра и его магнитного момента, и 30 лет о ядерно-спиновых эффектах в химических реакциях (для радикальных, или ион-радикальных). Такие эффекты изучали преимущественно при помощи внешнего источника магнитного поля высокой напряженности. Воздействие внешнего магнитного поля обусловливает спиновую конверсию — переход из синглетного состояния в триплетное, в котором запрещен обратный перенос электрона. В результате оно влияет на скорость химических преобразований и на их исход. Подобного же эффекта можно достичь и без внешнего магнитного поля, но с магнитными ядрами атомов, которые в этом случае сами являются источниками магнитного поля. В ходе реакции происходит сортировка на магнитные и немагнитные ядра, в результате чего осуществляется фракционирования изотопов между исходными реагентами и продуктами реакции. Существование магнитного изотопного эффекта уже было доказано для изотопов таких элементов как H, C, O, Mg, Si, S, Ge, Sn, Hg. Магнитный изотопный эффект для всех вышеприведенных элементов был показан в лабораторных условиях. Достоверного подтверждения его влияния на наблюдаемые вариации изотопов в косных природных объектах пока не найдено.

Трудность разделения кинетического и магнитного эффектов, например, для наиболее изученных углерода и кислорода (многие тысячи анализов различных природных объектов) заключается в том, что в обменном резервуаре — биосфере, кинетическое отставание ^{13}C компенсируется его способностью вступать в химические реакции за счет магнитных свойств. Более того, ^{13}C подвержен влиянию магнитного поля Земли. Да и сама Земля представляет собой некий соленоид, который должен сортировать изотопы. Да и сами магнитные полюса меняют свое местоположение, вплоть до «переполюсовки». Не исключена возможность того, что наблюдаемый широкий диапазон $\delta^{13}C$ в биогенных карбонатах можно попытаться объяснить путем включения в рассмотрение помимо кинетического также и магнитного механизма образования этих объектов. Может быть удастся приблизиться к решению этого вопроса, внимательно изучив такие триады изотопов как H–D–T; $^{12}C–^{13}C–^{14}C$; $^{16}O–^{17}O–^{18}O$; $^{24}Mg–^{25}Mg–^{26}Mg$.

1. Соботович Э. В., Лысенко О. Б., Скульский Н.А. Роль изотопов в метаболических процессах живых организмов // Сборник тезисов международной научной конференции «Современные взгляды на эволюцию органического мира». 18–20 ноября г. Киев, Украина. Киев: Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена, 2009. — С. 73–74.
2. Иванов А.А, Галимов Э.М. Молекулярная изотопия конформационных взаимодействий // Сб. тезис. XVIII Симпоз. по геохимии изотопам им. акад. А.П. Виноградова, Москва, 14–16 ноября, 2007. — С. 106–108.
3. Галимов Э. М. Природа биологического фракционирования изотопов. — М.: Наука, 1981. — 247 с.
4. Ivlev, A.A. Carbon isotope effects (13C/12C) in biological systems. Separation Science and Technology, 2001. — 36. — P.1819–1914.
5. Бучаченко А. Л. Новая изотопия в химии и биохимии. — М.: Наука, 2007. — 189 с.
6. Brenna J. T. Natural intramolecular isotope measurements in physiology: elements of the case for an effort toward high-precision position-specific isotope analysis // Rapid Communicat. in Mass Spectrometry, 2001. — 15. — P. 1252–1262.
7. Vernadsky, V.I. About an influence of living organisms on isotopic mixture of chemical elements. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de l'URSS, Series A, 1931. — No.6. — P. 141–147
8. Соботович Э. В., Лысенко О. Б. Изотопный сдвиг элементов в биологических процессах // Доп. НАН України, 2001. — № 4. — С. 114–119.
9. Соботович Э. В., Лысенко О. Б., Шатило В. Б. Изотопный сдвиг углерода в крови человека как возможный индикатор его функциональной активности // Радиация и Чернобыль: ближайшие и отдаленные последствия / Под ред. Е. Ф. Конопля. — Гомель: Ин-т радиобиологии, 2007. — С. 130–135.
10. Kaznacheev, V.P., Doil'nitsyn, E.F., Gabuda, S.P., Rzhavin, A.F. and Malikov, N.G. Carbon isotope fractionation in atherosclerotic human tissue. Bulletin of Experimental Biology and Medicine, 1987. — 104. — P.1218–1220.
11. Katzenberg, M.A. and Lovell, N.C. Stable isotope variation in pathological bone. International Journal of Osteoarchaeology, 1999. — 9. — P. 316–324.

12. Lasnitzki, A. and Brewer, A.K. (1942). The isotopic constitution of potassium in normal tissue and cancer from human subjects. Cancer Research, 1942. — 2. — P. 494–496.
13. Skulan, J., Bullen, T., Anbar, A.D., Puzas, J.E., Shackelford, L., LeBlanc, A. and Smith, S.M. Natural calcium isotopic composition of urine as a marker of bone mineral balance. Clinical Chemistry, 2007. — 53. — P. 1155–1158.
14. Stenberg, A., Malinovsky, D., Öhlander, B., Andrėn, H., Forsling, W., Engström, L. — M., Wahlin, A., Engström, E., Rodushkin, I. and Baxter, D.C. Measurement of iron and zinc isotopes in human whole blood: preliminary application to the study of HFE genotypes. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 2005. — 19. — P.55–60.
15. Демихов Ю. Н. Распределение изотопов водорода в организме человека // Доп. НАН України, 2005. – №11. — С.165–169.
16. Prowse, T.L., Schwarcz, H.P., Saunders, S.R., Macchiarelli, R. and Bondioli, L. Isotopic evidence for age-related variation in diet from Isola Sacra, Italy. American Journal of Physical Anthropology, 2005. — 128. — P.2–13.
17. Abramson, F.P. The use of stable isotopes in drug metabolism studies. Seminars in Perinatology, 2001. — 25. — P. 133–138.
18. Рогинский С.З., Шноль С.Э. Изотопы в биохимии. М.: АН СССР,1963. — 380 с.
19. Ольштынский С.П. К вопросу об изотопном составе магния в природных образцах // Сб. тезис. VII Всезоюзн. Симпоз. по стабильным изотопам в ГЕОХИ СССР АН, Москва, 22–26 октября, 1978. — С. 326–327.
20. Kuznetsov D.A., Arkhangelsky S.E., Berdieva A., Khasidova P., Orlova M. A novel electrophoretic technique designed to modify the ratio of magnesium isotopes inside the active sites // Isotopes Environ. Health Stud, 2004. — 40. — P. 221.

Соботович Е.В., Скульський М.А., Лисенко О.Б. ПОВЕДІНКА ІЗОТОПІВ ВУГЛЕЦЮ, МАГНІЮ І ЗАЛІЗА В БІОЛОГІЧНИХ СИСТЕМАХ

Наведено огляд сучасного стану проблеми фракціонування ізотопів біогенних елементів живих організмів. Розглядаються варіації внутрішньомолекулярних ізотопних співвідношень в різних біологічних тканинах залежно від особливостей метаболічних процесів. На основі результатів експериментальних досліджень ізотопного складу C, Mg, Fe в тканинах людини було показано, що їх варіації можуть відображати зміни у фізіологічному стані організму.

Sobotovich E.V., Skulsky N.A., Lysenko O.B. CONDUCT OF IZOTOPES CARBON, MAGNESIUM AND IRON IN BIOLOGICAL SYSTEMS

The current status of the problem of fractionating biogenic elements isotopes in tissues of living organisms is reviewed. Dependence of intramolecular isotopic correlations in different biological tissues on the features of metabolic processes is examined. On the basis of the results of experimental investigations of the isotopic composition of C, Mg, Fe in human tissues, it was showed that their variations can reflect changes in the physiological condition of an organism.

УДК 550.424.4

Смирнова С.М., Долин В.В.
Институт геохимии окружающей среды

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ НИКОЛАЕВСКОЙ ГОРОДСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

Проанализировано валовое содержание тяжелых металлов (Zn, Pb, Mn, Cu, Ni, Cr, Fe) в почвах г. Николаева с позиции дифференциации зон загрязнения в пределах городской застройки. Проведена оценка состояния почвенного покрова по эколого-геохимическим и санитарно-гигиеническим критериям.

Введение

Промышленные предприятия являются структурными элементами урболандшафта г. Николаева. В структуре промышленного комплекса основное место занимают отрасли машиностроения и металлообработки, среди которых выделяются такие области, как судостроение и энергетическое машиностроение. Промышленные объекты города обеспечивают до 50% объёмов продукции судостроения Украины, свыше 90% государственного производства газовых турбин, 80% глинозема.

Одной из ведущих отраслей региона является судостроение. Самыми большими предприятиями этой отрасли являются три судостроительных предприятия, выполняющие заказы на постройку судов различного типа: судостроительный завод «Вадан Ярдс Океан», Черноморский судостроительный завод и завод «им. 61 коммунара».

Портовая инфраструктура является ключевым фактором экономического развития города. В настоящее время в Николаеве функционируют четыре близко расположенных друг к другу порта в устье Южного Буга: Николаевский морской порт (крупнейший), Речной порт, Днепр — Бугский порт и порт Октябрьский.

Выбросы промышленных предприятий различного профиля, транспортная инфраструктура существенно изменяют природный геохимический фон городской территории. Техногенное загрязнение почвы обуславливает особый тип распределения металлов в поверхностных горизонтах [2]. Специфика производственной деятельности, развитая транспортная инфраструктура определяют элементный состав загрязнения окружающей среды г. Николаева и прилегающих территорий тяжелыми металлами, среди которых большая часть выбросов приходится на Fe, Zn, Cr, Pb, Mn, Cu, Ni, (рис. 1).

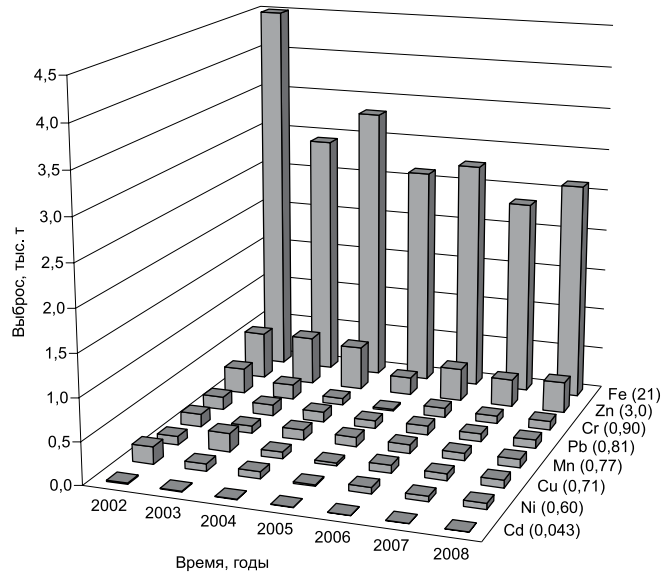


Рис. 1. Динамика выбросов тяжелых металлов в атмосферу г. Николаева (по данным прямых атмосферных измерений): *в скобках указан суммарный выброс за период наблюдений*

При экологической оценке городской территории одним из наиболее информативных объектов изучения является почвенный покров, аккумулирующий загрязнения, которые поступают на протяжении продолжительного периода. Почва является наиболее чувствительным индикатором загрязнения ландшафтов в силу своего вещественного состава и физико-химических параметров [2]. Важнейшее значение почв состоит в аккумулировании органического вещества, различных химических элементов, а также энергии. Почвенный покров выполняет функции биологического поглотителя, разрушителя и нейтрализатора различных загрязнений [5]. Также почве отведена важнейшая роль в жизни общества, поскольку она представляет собой источник продовольствия, обеспечивающий 95–97% продовольственных ресурсов для населения.

Находясь на пересечении путей миграции загрязнителей, почвы поглощают большую часть аэрозолей, пыли, взвешенных частиц атмосферного воздуха, поэтому характеризуют экологическое состояние урболандшафта [1,2]. Опасность загрязнения почв тяжелыми металлами определяется [3]:

- ролью загрязненной почвы как источника вторичного загрязнения приземного слоя атмосферного воздуха и при ее непосредственном контакте с человеком;
- значимостью степени загрязнения почвы в качестве индикатора загрязнения атмосферного воздуха;
- эпидемиологической значимостью загрязненной почвы тяжелыми металлами.

Валовое содержание тяжелых металлов является фактором емкости, отражающим в первую очередь потенциальную опасность загрязнения почв, инфильтрационных и поверхностных вод [12]. Данный показатель характеризует общую загрязненность почвы, но не отражает в полной мере миграционной способности загрязнителей. Валовое фоновое содержание тяжелых металлов зависит от физико-химических свойств почвы (физическая глина, гумус, сумма поглощенных оснований и др.), ближнего и дальнего переноса загрязняющих веществ [10, 11].

Принцип нормирования химических веществ в почве значительно отличается от принципов, положенных в основу нормирования их в водоемах, атмосферном воздухе, пищевых продуктах. Металлы достаточно легко накапливаются в почве, вовлекаются в биогеохимические циклы, но крайне медленно выводятся из нее. Например, период полувыведения цинка из почвенных горизонтов составляет 500 лет, меди — до 1500 лет, свинца — несколько тысяч лет [6]. Контрастность ландшафтно-геохимических условий, интенсивность и политипность загрязнения городской застройки усложняют проведение экологической оценки, что определяет необходимость использования интегральных показателей загрязнения.

С гигиенической позиций опасность загрязнения почвы определяется уровнем возможного ее отрицательного влияния на контактирующие среды, пищевые продукты и непосредственно на человека, а также на биологическую активность почвы и способность к самоочищению. С учетом данного положения при нормировании химических веществ в почве учитывается опасность, которую представляет почва при непосредственном контакте с ней и последствия вторичного загрязнения контактирующих с почвой сред.

До настоящего времени в Украине отсутствуют санитарно-гигиенические нормативы относительно содержания химических веществ в почвах. При оценке экологического состояния почвенного покрова используются показатели принятые и рекомендованные разными ведомствами. Одним из нормативов, позволяющих оценивать степень загрязнения почвы химическим веществом, является предельно допустимая концентрация (ПДК) химических веществ в почве [7]. Нормативы утверждены для валового содержания, подвижных и водорастворимых форм некоторых химических элементов и соединений.

Методы исследований

Пробоотбор. Район исследования представляет собой городскую агломерацию с населением около 500 тыс. чел., расположенную на стыке с природным сельскохозяйственным агрокомплексом, естественными природными ландшафтами загородной застройки. Полевые исследования территории проводились с учетом планировки жилых массивов,

климатических особенностей (розы ветров), расположения промышленных зон, уклона рельефа, автомагистральных дорог, что дало возможность выявить специфику загрязнения городской территории.

Фактическим материалом для аналитического исследования послужили данные эколого-геохимического опробования почв городской застройки г. Николаева. Для исследования отобраны почвы в наиболее распространенных видах геохимических урболандшафтов вблизи промышленных зон, транспортных магистралей, жилых массивов и зеленых зон (парки, сады и т.д.). Произведен отбор 48 образцов почвенного покрова с поверхностных горизонтов в июне-июле 2009 г. по нерегулярной сети отбора по стандартной методике [4]. При контроле загрязнения почвы вблизи промышленных предприятий пробные площадки намечались вдоль векторов «розы ветров».

Точечные пробы отбирались на пробных площадках методом конверта по диагонали с учетом гомогенной однородности грунтового покрова. Отбор анализируемых образцов проводился пластмассовым шпателем с глубины 0–5 см массой не более 200 г каждый. Крупные включения (>2 мм) удалялись вручную: камни, стекла, корни растений и др. Все образцы высушивали при температуре не выше 40±5° С. Непосредственно перед анализом пробы измельчали в ступке и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Для определения валового содержания тяжелых металлов (Mn, Cu, Zn, Ni, Cr, Pb, Fe) исследуемые образцы обработали концентрированной азотной кислотой в соотношении твердой и жидкой фаз 1:5 при нагревании и периодическом перемешивании в течение суток. После выщелачивания пробы фильтровали на бумажном фильтре «синяя лента». Содержание тяжелых металлов определяли методом атомной абсорбционной спектрофотометрии на приборе ААС-115М1.

Эколого-геохимические критерии оценки состояния почвенного покрова. Оценка уровня химического загрязнения почв как индикаторов неблагоприятного воздействия на здоровье населения проводилась по показателям, разработанным для сопряженных эколого-геохимических и санитарно-гигиенических исследований окружающей среды городов. Согласно методическим рекомендациям [3,7] оценка опасности загрязнения почв химическими веществами проводилась с использованием ряда геохимических и санитарно-гигиенических показателей: коэффициента опасности контролируемых веществ (*Ko*), коэффициента концентрации (*Kc*), суммарного показателя загрязнения (*Zc*).

Коэффициент опасности исследуемых веществ (*Ko*) определяется отношением фактического уровня содержания контролируемых веществ в почве (*C*) к предельно допустимой концентрации (ПДК):

$$К_о = С/ПДК, \qquad (1)$$

При оценке опасности загрязнения почв химическими веществами учитывалось, что опасность загрязнения нормируется по фактическим уровням превышения содержания контролируемых веществ в почве (*C*) по отношению к ПДК. То есть опасность загрязнения почвы тем выше, чем больше значение коэффициента опасности (*Ko*) превышает 1.

Интегральный показатель опасности ($\sum K(1+2)$) дифференцируется по ПДК элементов 1 и 2 класса опасности, формула расчета имеет вид:

$$\sum K_o(1+2) = \sum \frac{C}{ПДК} \qquad (2)$$

Из рассмотренных в настоящей работе к 1 классу опасности (чрезвычайно опасные) относятся цинк и свинец, ко 2 классу (высокоопасные) — медь, никель, хром. Следует принять во внимание, что опасность загрязнения почв тем выше, чем выше класс опасности контролируемых веществ.

При изучении важнейшей характеристики техногенных геохимических аномалий — степени концентрирования — широкое распространение приобрел такой параметр, как коэффициент концентрации химического элемента *Kc,* рассчитываемый по отношению

реального (аномального) содержания загрязнителя в природном объекте (*С*) к его фоновому уровню (*Сф*) в аналогичном объекте:

$$Кс = С/Сф \qquad (3)$$

Показатель *Кс* (коэффициент концентрации) разработан для эколого-геохимических исследований. Он отражает распространенность химического элемента в окружающей среде [8]. Фоновые значения *Сф* принимались на основании содержания микроэлементов в пределах однородного в геологическом и ландшафтном отношении участка. В настоящее время геохимический фоновый уровень содержания тяжелых металлов в почве представлен суммой естественного содержания определяемого ингредиента с тем техногенным добавлением его, которое является следствием глобального переноса загрязнений от источников их выбросов в окружающую среду.

Суммарный показатель загрязнения Zc, введенный в практику эколого-геохимических исследований Ю.Е. Саетом [9], применяется для характеристики полиэлементных аномалий. Он равен сумме коэффициентов концентраций химических элементов, содержание которых превышает фоновые значения, и выражен следующей формулой:

$$Z_C = \sum_{i=1}^{n} K_{C(i)} - (n-1), \qquad (4)$$

где *n* — число учитываемых аномальных элементов.

Оценка опасности загрязнения почв комплексом металлов по показателю *Zc,* отражающему дифференциацию загрязнения почвенного покрова городов металлами, проводилась по оценочной шкале (табл. 1). Градации оценочной шкалы разработаны на основе изучения показателей состояния здоровья населения, проживающего на территории с различным уровнем загрязнения почв.

Данный показатель является одним из немногих эколого-геохимических параметров, утвержденных для санитарно-гигиенической оценки, и применяется при мелко- и среднемасштабном картировании [1].

Таблица 1. Ориентировочная оценочная шкала опасности загрязнения почв по суммарному показателю загрязнения *Zc* [7]

Категория загрязнения почв	Значение Zc	Изменения показателей здоровья населения в очагах загрязнения
Допустимая	Менее 16	Наиболее низкий уровень заболевания детей и минимальная частота встречаемости функциональных отклонений
Умеренно опасная	16 ... 32	Увеличение уровня общей заболеваемости
Опасная	32 ... 128	Увеличения уровня общей заболеваемости, числа часто болеющих детей, детей с хроническими заболеваниями, нарушениями функционального состояния сердечно-сосудистой системы
Чрезвычайно опасная	Более 128	Увеличения уровня общей заболеваемости детского населения, женщин с нарушением репродуктивной функции (увеличение числа преждевременных родов и др.).

Однако имеется несколько существенных недостатков — показатель *Zc* не учитывает различий в потенциальной опасности элементов, а также, что наиболее важно, синергетические эффекты полиметаллического загрязнения.

Расчеты суммарного показателя загрязнения (*Zc*) почвенного покрова и выбор лимитирующего норматива является научно-обоснованным так, как *Кс* зависит от особенностей выбранного нами лимита, т.е. регионального геохимического фона, задающего

первичный масштаб уровня соотношений между элементами и их группами, с учетом специфики изучаемого нами объекта [8].

Приведенный методический подход к оценке загрязнения урболандшафтов города Николаева в достаточной мере характеризует качественные и количественные преобразования почв под влиянием антропогенной деятельности.

Результаты и обсуждение

Согласно методических рекомендаций по оценке загрязнения химическими веществами почв для сравнительной оценки уровня загрязнения использовались региональные фоновые значения.

Для этого, учитывая расположение промышленных предприятий, климатические условия, ландшафтно-геохимические факторы, на расстоянии 35,5 км от городской черты была отобрана «фоновая» проба (табл. 2). Содержание Zn, Pb, Ni, Cu в почвах фоновой площадки соответствует содержанию в почвах биосферного заповедника «Аскания-Нова», расположенного в 150 км на юго-восток от г. Николаева, что подтверждает репрезентативность выбора фонового участка. Из данных, приведенных в табл. 2, явно прослеживаются недостатки существующей системы нормирования: ПДК, для Zn и Ni они значительно ниже, чем фоновые значения концентраций этих элементов в почвах.

Таблица 2. Содержание тяжелых металлов в почве фоновой площадки

Элемент	Класс опасности	$C_ф$, мг×кг$^{-1}$	ПДК, мг×кг$^{-1}$[16]
Zn	1	80 (80)	55
Pb	1	20 (15)	32
Ni	2	30 (36–40)	20
Cu	2	25 (25)	33
Cr	2	60	100
Mn	3	670	1500

Примечание: в скобках указаны концентрации металлов в каштановых солонцеватых почвах биосферного заповедника «Аскания-Нова» [2].

Анализ геохимических показателей дает представление об уровнях и масштабах депонирования тяжелых металлов в почвенном покрове в пределах города (табл. 3). По средним значениям коэффициента концентрации тяжелых металлов в почвах города выделена техногенная ассоциация: Pb (5,0), Zn (2,6), Cu (1,6), Cr (1,3). Суммарный коэффициент загрязнения варьирует в пределах 2,3–20,7 при среднем значении 7,8, что позволяет отнести городскую территорию к допустимой категории загрязнения. По санитарно-гигиеническим критериям (*Ko*) опасность загрязнения почв уменьшается в ряду: Zn (3,8), Pb (3,1), Ni (1,4), Cu (1,2). Интегральный показатель опасности загрязнения почв для элементов 1 и 2 класса опасности достигает 26,4 при среднем значении 10,3 (табл. 3).

Применение зональной дифференциации урболандшафтов в пределах Николаевской агломерации позволило установить градацию уровней загрязнения (табл. 4, 5).

Таблица 3. Диапазон загрязнения почвенного покрова г. Николаева

Показатель	Содержание, мг×кг$^{-1}$	*Ko*	$\sum Ko(1+2)$	*Kc*	*Zc*
Zn	118–320 / 211	2,1–5,8 / 3,8		1,5–4,0 / 2,6	
Pb	30,2–360 / 100	0,94–11,2 / 3,1		1,5–18,0 / 5,0	
Ni	11–95 / 28	0,5–4,8 / 1,4	26,4 / 10,3	0,4–3,2 / 0,9	2,3–20,7 / 7,8
Cu	13,4–90 / 39	0,4–2,7 / 1,2		0,5–3,6 / 1,6	
Cr	21,1–190 / 81	0,2–1,9 / 0,8		0,4–3,2 / 1,3	
Mn	64,2–375 / 230	0,04–0,3 / 0,14		0,1–0,6 / 0,3	
Fe	3200–13390 / 7490				

Примечание: в числителе представлены предельные значения, в знаменателе — среднее арифметическое; по показателю $\sum Ko(1+2)$ — в числителе приведено максимальное значение, в знаменателе — среднее арифметическое.

Таблица 4. Зональное распределение концентраций тяжелых металлов в городской агломерации, мг×кг$^{-1}$

Элемент	Зоны города			
	Промышленная	Транспортная	Жилая	Зеленая
Pb	146–360 / 210	50,2–163 / 100	35,3–85,3 / 55,6	29,4–77,2 / 40
Zn	200–320 / 250	146–287 / 215	140–272 / 206	118–216 / 171
Cu	30,3–88,8 / 54,5	21,9–59,3 / 38	21,7–56,4 / 33,7	13,4–49 / 31,5
Cr	63,3–190 / 102	29,3–174 / 86,8	36,4–126 / 72,4	21,1–129 / 63,3
Ni	22,5–95,2 / 38,5	12,5–60 / 27,8	12,5–40 / 24,8	10,9–50,8 / 20,5
Fe	3860–11700 / 7525	4263–13390 / 8026	3200–11580 / 7544	3790–9820 / 6700
Mn	126–290 / 196	112–375 / 225	112–312 / 205	64,12–316 / 193

Элементы 1 класса опасности

Свинец и его соединения очень токсичны и вызывают хронические отравления [14]. Действие на организм человека — политропное (сердечно-сосудистые, аллергенные, психо-неврологические отклонения и др.) [2]. По состоянию на 2008 г. ни одно предприятие в пределах области не получило разрешение на использование свинца в производственной деятельности [15]. Сбор и хранение отработанных батарей свинцовых аккумуляторов осуществляются предприятиями ООО завод «Промснаб-Николаев» и ООО НПП «Земля и жизнь». Широкое применение в минувшие годы тетраэтилсвинца в автотранспортной промышленности обусловило накопление свинца в почвах придорожной полосы до 163 мг×кг$^{-1}$ (табл. 3). В промышленной зоне показания варьируют в пределах 146– 360 мг×кг$^{-1}$. В жилой и зеленой зонах валовое содержание свинца в поверхностном слое почвы составляет, в среднем, 40–55,6 мг×кг$^{-1}$, значительных вариаций не обнаружено (табл. 4). Усредненные значения коэффициента концентрации свинца в почвах г. Николаева уменьшаются от 10 до 2 в ряду промышленная, транспортная, жилая, зеленая зоны города. Значения коэффициента опасности уменьшаются в этом же ряду от 6,5 до 1,3 (табл. 5).

Цинк. На территориях, прилегающих к промышленным зонам, отмечено интенсивное техногенное воздействие, валовое содержание цинковых загрязнений в почвах значительно превышает фоновые значения (см. табл. 2). В среднем по городу диапазон концентраций цинка в поверхностном слое почвы составляет 171–250 мг×кг$^{-1}$ (табл. 3). Во всех пробах фиксируется превышение элемента на уровне 2–4 ПДК. Высокие уровни варьирования загрязнителя связаны с широким использованием процессов цинкования металлических изделий на многих промышленных предприятиях города: ГП Научно-производственный комплекс газотурбостроения «Зоря-Машпроект», Акционерное общество «Кристалл», Акционерное общество «Экватор», на судостроительных заводах. Значительное загрязнение цинком в пределах жилой и зеленой зон, возможно, связаны с планировочной застройкой города, которая характеризуется мозаичным чередованием элементов городских ландшафтов. Усредненные значения *Kc Zn* в почвах города составляют 2,1–3,1, *Ko* — 3,1–4,6 с тенденцией к снижению в зеленой зоне города (табл. 5).

Таблица 5. Зональная дифференциация эколого-геохимических и санитарно-гигиенических показателей загрязнения почв г. Николаева

Металлы	Промышленная зона (11 точек)		Транспортная зона (12 точек)		Жилая зона (14 точек)		Зеленая зона (10 точек)	
	Kc	Ko	Kc	Ko	Kc	Ko	Kc	Ko
Pb	7,3–18,0 / 10,4	4,5–11,2 / 6,5	2,5–8,2 / 5,0	1,6–5,1 / 3,1	1,8–4,3 / 2,8	1,1–2,7 / 1,7	1,5–3,9 / 2,1	0,9–2,4 / 1,3
Zn	2,5–4,0 / 3,1	3,7–5,8 / 4,6	1,8–3,6 / 2,7	2,7–5,2 / 3,9	1,8–3,4 / 2,6	2,6–4,9 / 3,6	1,5–2,7 / 2,1	2,1–3,9 / 3,1
Cu	1,2–3,6 / 2,2	0,9–2,7 / 1,7	0,9–2,4 / 1,5	0,7–1,8 / 1,2	0,9–2,3 / 1,3	0,7–1,7 / 1,0	0,5–2,3 / 1,3	0,4–1,8 / 1,0
Cr	1,1–3,2 / 1,7	0,6–1,9 / 1,0	0,5–2,9 / 1,4	0,3–1,7 / 0,9	0,6–2,1 / 1,2	0,4–1,3 / 0,7	0,4–2,1 / 1,1	0,2–1,3 / 0,6
Ni	0,7–3,2 / 1,3	1,1–4,8 / 1,9	0,4–2,0 / 0,9	0,6–3,0 / 1,4	0,4–1,3 / 0,8	0,6–2,0 / 1,2	0,4–1,7 / 0,7	0,5–2,5 / 1,0
Mn	0,2–0,4 / 0,3	0,1–0,2 / 0,1	0,2–0,6 / 0,3	0,1–0,3 / 0,1	0,2–0,5 / 0,3	0,1–0,2 / 0,1	0,1–0,5 / 0,3	0,04–0,2 / 0,1
Zc	10,0–20,7 / 14,8		4,3–10,4 / 7,9		2,9–7,3 / 5,1		2,3–6,0 / 3,8	

Элементы 2 класса опасности

Медь. В жилой и зеленой зонах соединения меди практически содержатся в количествах, соответствующих предельно допустимым нормам (табл. 5). Отдельные значения достигают превышения 1,5–2 раза. Содержание меди в почвах транспортной зоны варьирует в тех же пределах со средним значением 38 мг×кг$^{-1}$ (табл. 4). В промышленной зоне концентрации достигают 88,8 мг×кг$^{-1}$, флуктуации значений составляют ±50 мг×кг$^{-1}$. Среднегородские значения *Ko* и *Kc* Cu в почвах составляют 1,2 и 1,6 (табл. 3) с тенденцией к возрастанию в промышленной зоне (1,7 и 2,2 (табл. 5) соответственно).

Хром. Хром широко применяется в промышленном комплексе предприятий города для покрытия стальных изделий с целью защиты от коррозии, а также как защитно-декоративные хромовые покрытия. Высокие валовые содержания микроэлемента характерны для промышленной и транспортной зон с максимальными концентрациями 190 и 174 мг×кг$^{-1}$ соответственно (табл. 4). По средним показателям концентрации загрязнителя не превышают ПДК и находятся на уровне 63,3–102 мг×кг$^{-1}$(табл. 4). Усредненные значения *Kc* для Cr (1,1–1,7) и *Ko* (0,6–1,0) свидетельствуют о незначительном загрязнения почв города этим элементом, которое возрастает в промышленной зоне (табл. 5).

Никель. В промышленном назначении используются жаропрочные никельсодержащие сплавы с особыми физико-химическими свойствами [14]. По данным Государственного управления охраны окружающей природной среды в Николаевской области разрешение на использование данного элемента получило только три предприятия в пределах области [15]. В пределах жилой зоны загрязнитель представлен в относительно узком диапазоне 12,5–40 мг×кг$^{-1}$ (табл. 4). В повышенном количестве микроэлемент зафиксирован (до 2–3 раз выше фонового) в отдельно взятых пробах в промышленной зоне (табл. 5). Зеленая и жилая зоны характеризуются относительно небольшим разбросом аналитических данных со средними значениями 20,5 и 24,8 мг×кг$^{-1}$ соответственно.

Элементы 3 класса опасности

Марганец — 14-й элемент по распространённости на Земле. Считается, что марганец не является элементом, загрязняющим почву, но известно, что в кислой среде наблюдаются эффекты фитотоксичности Mn [13], что определяет необходимость нормирования его содержания в почвах (табл. 2). В промышленной инфраструктуре города в судостроении широко применяются обычные и легированные стали для постройки корпусов кораблей, в состав которых входят марганцевые соединения. На предприятии ГП НПКГ «Зоря-Машпроект» в турбиностроении используют латунные сплавы. Содержание марганца в почвах г. Николаева ниже фоновых значений (193–225 мг×кг$^{-1}$ (табл. 3)) и практически не дифференцировано по зонам; Ko в пределах городской черты составляет 0,1–0,3 (табл. 5). Небольшое повышение концентраций марганца в почвах города характерно для транспортной и жилой зон.

Железо. Распространённость железа в земной коре — 4,65% (4-е место после O, Si, Al). Соединения железа, выбросы которого на 1–2 порядка превышают другие металлы (см. рис. 1), являются основным загрязнителем атмосферы города. Данный элемент нормируется в атмосфере и воде по токсико-экологическим показателям на высоком уровне вследствие широкого биологического потенциала использования живым веществом и распространенности в промышленном и бытовом использовании. В почвах содержание железа не нормируется. Для почв транспортной зоны Николаевской городской агломерации характерно повышенное содержание железа. Транспортные магистрали несут значительную нагрузку вследствие интенсификации движения в последние годы. Содержание Fe в почвах промышленной и жилой зон варьируют в одном интервале со средними показателями 7525 и 7544 мг×кг$^{-1}$ соответственно (табл. 4). Зональное распределение валового содержания соединений железа является неспецифичным в ряду убывания, поскольку характеризуется малой динамичностью данных в пределах выделенных зон.

Суммарный показатель загрязнения почв города, в среднем, составляет 7–8, что относится к допустимой категории загрязнения. Средние значения Z_C в транспортной и промышленной зонах составляют 8 и 15, в жилой и зеленой — 4 и 5 соответственно. Свыше 80% весового значения *Zc* относится к загрязнению свинцом и цинком.

Наиболее высокие уровни загрязнения тяжелыми металлами характерны для промышленной зоны. В ряду загрязняющих веществ преобладающее место занимают элементы 1 класса опасности. Так значения *Ko* в почве по элементам 1 класса достигает 5,8 (Zn), 11,2 (Pb). Как видно из табл.5 превышение ПДК в целом достигает для Ni — 4,8; Cu — 2,7; Cr — 1,9 раз.

Выводы

Вследствие техногенной деятельности в почвах Николаевской городской агломерации сформировалась техногенная аномалия загрязнения свинцом и цинком с коэффициентом концентрации 5,0 и 2,6 соответственно. Коэффициент концентрации Pb в почвах промышленной зоны (свыше 10) вдвое превышает среднегородской уровень, что свидетельствует о ведущем влиянии производственной деятельности на формирование загрязнения тяжелыми металлами 1 класса опасности. Влияние транспортных потоков играет второстепенную роль. Загрязнение почв городской застройки по уровню загрязнению тяжелыми металлами 1 класса опасности можно отнести к «умеренно опасному», 2 класса опасности — к «допустимому». По суммарному коэффициенту загрязнения почв территория города относится к допустимой категории.

1 Буренков Э. К. Эколого-геохимические исследования в ИМГРЭ — прошлое, настоящее, будущее / Э. К. Буренков, Е. П. Янин // Прикладная геохимия. Вып. 2. Экологическая геохимия : сб. статей / гл. ред. Э. К. Буренков. — М. : ИМГРЭ, 2001. — С. 5–24.
2 Жовинский Э.Я., Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины // Э.Я. Жовинский, И.В. Кураева — К.: Наукова думка, 2002. — 213 с.
3 Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почвах. — М., 1982. — 57 с.
4 Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / Под ред. д-ра биол. наук Н.Г. Зырина, С.Т. Малахова. — М. : Гидрометеоиздат,1981. — 109 с.
5 Почвоведение: Учеб. Пособие / Под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанбова. — М.: Высш. Шк., 1988. — 368 с.
6 Рэуце К., Кырстя С. Борьба с загрязнением почвы: Пер. с рум. — М.: Агропромиздат, 1986. — 222 с.
7 Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами № 4266–87 от 13 марта 1987 г.
8 Долин В.В., Смирнов В.Н., Смирнова С.М. Методические подходы к оценке степени техногенной загрузки на донные отложения (на примере Южно-Бугского лимана) // Пошукова та екологічна геохімія. — К., 2007. — №1(6). — С. 36–42.
9 Сает Ю. Е. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич, Е. П. Янин. — М. : Недра, 1990. — 335 с.
10 Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова. — М.: Наука, 1985. — 264 с.
11 Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва — растение. — Новосибирск: Наука, 1991. — 151 с.
12 Топчиев А.Г. Геоэкология: Географические основы природопользования / А.Г. Топчиев. — Одесса: Астропринт, 1996. — 392 с.
13 Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. — Л.: Агропромиздат, 1987. — 142 с.
14 Химия биогенных элементов: Учеб. Пособие / В.Г. Хухрянский, А.Я. Цыганенко, Н.В. Павленко. — 2-е изд., перераб. и доп. — К. Вища шк., 1990. — 207 с.
15 Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Миколаївській області в 2007 році. — Миколаїв, 2008. — 195 с.
16 Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде: справочник / М.Т. Дмитриев, Н.И. Казнина, И.О. Пинигина. — М. : Химия, 1989. — 368 с.

Смирнова С.М., Долін В.В. ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ГРУНТАХ МИКОЛАЇВСЬКОЇ МІСЬКОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ

Проаналізовано валовий вміст важких металів (Zn, Pb, Mn, Cu, Ni, Cr, Fe) у грунтах м. Миколаєва з позиції диференціації зон забруднення у межах міської забудови. Проведена оцінка стану грунтового покриву за еколого-геохімічними та санітарно-гігієнічними критеріями.

Smirnova S.M., Dolin V.V. HEAVY METAL CONTENT IN SOILS WITHIN MYKOLAYIV CITY AGGLOMERATION

Heavy metal (Zn, Pb, Mn, Cu, Ni, Cr, and Fe) contamination of soils within Mykolayiv city limits have been studied. The differentiation of areas of contamination has been established. The ecological assessment of soil contamination of Mykolayiv city has been made utilizing geochemical and sanitary gygienic criteria.

УДК 550.461+550.42:546.11.27

Демихов Ю.Н., Фомин Ю.А.
Институт геохимии окружающей среды

ДЕЙТЕРИЙ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ УКРАИНСКОГО ЩИТА

**Светлой памяти Фридриха Ивановича Жукова,
с кем начинали эту работу, посвящается.**

Приведен изотопный состав водорода природных вод различных источников – водотоков, родников, колодцев, скважин (всего 163) в районе развития урановых месторождений альбититовой формации и на прилегающих площадях. Исследованы закономерности распределения дейтерия с учетом ландшафтно-геохимических условий района и особенностей состава вод. Установлен характер взаимоотношения в водах дейтерия с ураном и радием.

Введение

Гидрогеохимические методы находят широкое применение при поисках урановых месторождений [14]. Учитывая значительную и все возрастающую долю в мировых запасах урана молодых поверхностных его концентраций [2, 6, 13], для которых генетическая связь с деятельностью грунтовых вод особенно важна, представляется целесообразным возобновление таких гидрогеохимических работ на Украинском щите, включая изучение изотопного состава воды.

Серьезное обзорное исследование изотопного состава водорода и кислорода природных вод, в том числе Украины, хотя и практически вне связи с рудными процессами, было проведено В.Е. Ветштейном [1]. Интерес представляет соотношение δD и $\delta^{18}O$ воды сезонных атмосферных осадков в течение года, в частности в Бобринце Кировоградской области, т.е. в районе наших исследований.

Изучение изотопного состава водорода природных вод Украинского щита было начато нами еще под руководством и при непосредственном участии Ф.И. Жукова. Основной массив водных проб по району урановых месторождений альбититовой формации (Кировоградский мегаблок [2, 4]) был отобран Ю.Н. Демиховым в июле 1979 года. Тогда же совместно с Н.А. Викторовой (ГГП «Кировгеология») были опробованы водные источники в Кировограде и его окрестностях; для этих проб, кроме значений δD H_2O, определены общая минерализация воды и качественный состав катионной и анионной их составляющих, а также концентрация в них урана и радия. Отбор проб по району сопровождался определением водородного показателя (pH) вод.

Цель настоящей статьи заключается в раскрытии закономерностей распределения дейтерия в воде природных (водотоки, родники) и искусственных (колодцы, скважины) источников в районе развития урановорудных альбититов (и на прилегающих площадях) с учетом ландшафтно-геохимических условий, а также взаимоотношения в водах дейтерия с ураном и главным дочерним продуктом его распада — радием. Мы полагаем, что эта работа может быть полезной как геологам, занимающимся изучением урановорудной системы во взаимосвязи древних (раннедокембрийских) и молодых (вплоть до современных) месторождений урана, так и экологам – для оценки степени экологической опасности процессов разрушения (в том числе и техногенного) альбититовых месторождений, транспортировки вещества с последующим его отложением в поверхностных условиях.

Ландшафтно-геохимические условия района

Исследования проводились в разных ландшафтно-геохимических условиях. Самый северный (условный) профиль проходит в верховьях системы рек Тетерев–Случь в пределах Южного Полесья. Непосредственно район альбититовых месторождений и примыкающие к нему территории (рис.1) находятся в области перехода лесостепной

(северной и южной) и степной (северной) ландшафтно-геохимических зон. Необходимые сведения относительно этих зон приводятся по данным Б. Ф. Мицкевича [9] с учетом наших дополнений.

Южнополесская зона характеризуется значительной расчлененностью рельефа с развитием денудационных форм, меньшей, по сравнению с Северным Полесьем, заболоченностью, особенно в речных долинах, и существенно занята лесной растительностью. Важно отметить общий наклон поверхности на север и северо-восток. Климат умеренно-континентальный увлажненный. Коэффициент увлажнения не превышает 1,0–1,2 при среднегодовом количестве осадков 550–600 мм и среднегодовой температуре от +6 до +7° С.

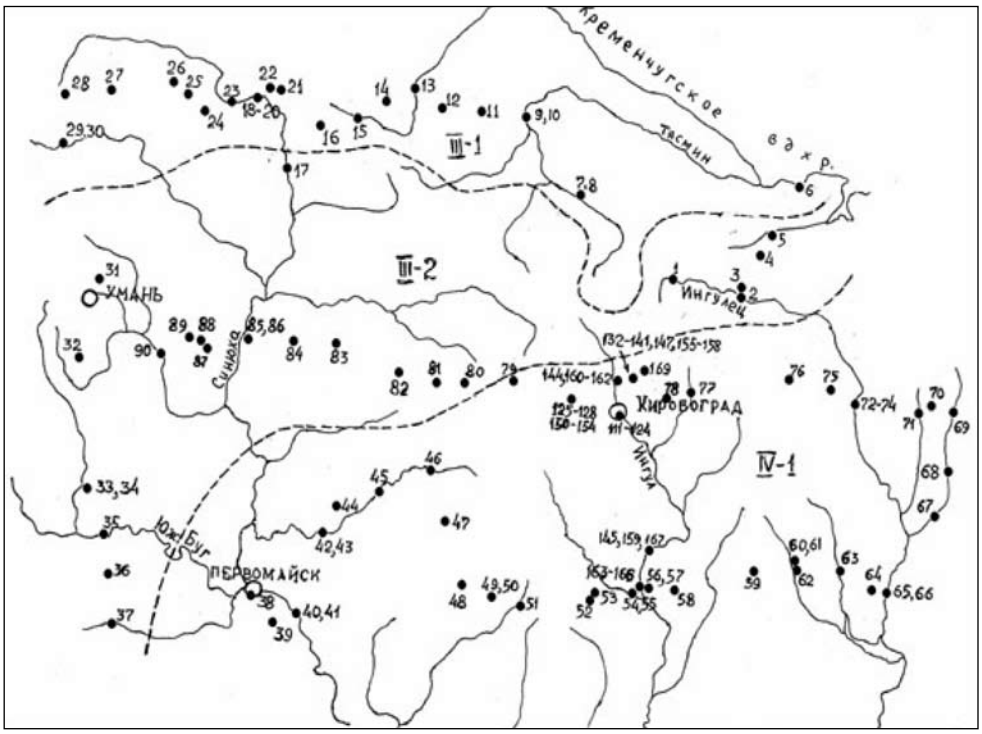


Рис.1. Схема опробования природных вод района урановых месторождений альбититовой формации. Пунктиром показаны границы ландшафтно-геохимических зон (по Б.Ф.Мицкевичу [9]): *III-1 — северная лесостепная, III-2 — южная лесостепная, IV-1 — северная степная*

Осадочный чехол мощностью 5–10 м (с уменьшением в бортах рек) сложен, в основном, четвертичными водно-ледниковыми образованиями; палеогеновые отложения развиты значительно меньше. Характерная для чехла примесь лёссов влияет на состав поверхностных и подземных вод, обогащая их карбонатами Са и Mg. Минерализация вод увеличивается с севера на юг, но, как правило, не превышает 0,5 г/л. По составу воды являются гидрокарбонатно-кальциевыми, заметно влияние органики. Геохимическая обстановка характеризуется как окислительная — от слабокислой до нейтральной (pH вод р. Тетерев 5,8–6,2). Наши данные по 14 источникам, в основном колодцам (табл. 3, 4), свидетельствуют о преимущественно кислой (реже нейтральной) реакции вод этой зоны: pH = 4,5–7,0 (среднее 6,2). Обусловленный геоморфологическими особенностями местности, интенсивный сток поверхностных вод приводит к росту водообмена с поверхностью.

Лесостепная зона включает в себя Приднепровское поднятие (междуречье Днепра — Южного Буга), т.е. большую часть нашего района, представляющую собой поднятую волнистую равнину с абсолютными отметками 230–320 м и остаточной лесной и луговой растительностью. Глубина расчлененности рельефа возрастает в южном направлении до 20–80 м, редко больше. Район характеризуется переменной влажностью, испарение равно количеству осадков или несколько превышает его. Коэффициент увлажнения 0,8–1,0. Среднегодовое количество атмосферных осадков 450–550 мм; осадки часто в виде

ливней, что способствует преобладающему развитию поверхностных стоков, в меньшей степени инфильтрации. Среднегодовая температура воздуха (°С) от +7 до +8, в январе от -5 до -8, в июле от +20 до +21. В направлении с севера на юго-восток климат несколько изменяется с усилением его континентальных и аридных факторов.

В этом же направлении меняется мощность и состав осадочного чехла: от преобладания на севере четвертичных лессовидных суглинков (2–15 м) до возрастания на юге и востоке роли палеоген-неогеновых отложений (от первых до 60–100 м) и содержания карбонатов в их составе. Среди третичных образований особо отметим углистые песчано-глинистые отложения бучакской свиты и перекрывающие их известняковые пески и мергели киевской свиты, а также водоносные глауконитовые и другие пески харьковской и полтавской свит. Под отложениями чехла почти повсеместно вскрывается размытая (допалеогеновая) кора выветривания с типично каолиновым профилем и проявлением всех трех ее зон: верхней каолинитовой, каолинит-гидрослюдистой и дезинтеграции пород фундамента. Общая мощность ее, например, в пределах Тальновской площади (В.И. Почтаренко, Ю.А. Фомин и др., 1985) составляет 10–30, вблизи тектонических нарушений до 80–90 м.

Достаточно глубокое расчленение поверхности, особенно в южной части зоны, способствует понижению уровня подземных вод, играющих важную роль в питании водотоков, в частности, в засушливые периоды. Следствием увеличения карбонатности отложений чехла является повышение минерализации поверхностных и подземных вод. Например, общая минерализация пластовых вод в этой части щита составляет 1–2 г/л [4]. Химический состав их преимущественно гидрокарбонатно-кальциево-магниевый, а свойства связаны с количественным ограничением органического вещества. Как поверхностные, так и подземные воды имеют слабокислые или нейтральные и преимущественно окислительные свойства; восстановительная реакция поверхностных вод сохраняется на отдельных заболоченных участках. Значения pH вод (рек Синюха и Тясмин) составляют 5,5–7,0. При сравнении (по нашим данным) вод северной и южной лесостепной зоны выявляется несколько более щелочной характер последних (табл. 3, 4): pH=5,0–7,0 (среднее по 24 пробам 5,7) и 5,0–8,0 (среднее по 24 пробам 6,5) соответственно, а также (судя по 1 пробе) воды приднестровской лесостепной зоны (7,5).

Северная степная зона в пределах изученного района представлена междуречьем рек Южный Буг – Ингул – Ингулец. Это волнистая равнина (отрог Приднепровского поднятия) с расчлененным долинно-балочным рельефом (глубина колеблется в пределах 50–100 м), травянистой степной растительностью и общим наклоном на юго-восток. Климат континентальный с недостаточным увлажнением; коэффициент увлажнения 0,5–0,7. Среднегодовое количество осадков составляет 350–450 мм, уменьшаясь с севера на юг. Осадки в течение года неравномерны, 60–70% их выпадает в виде ливней и расходуется главным образом на сток и испарение. Среднегодовая температура воздуха (°С) составляет от +3 до +9, в январе от -3 до -4, в июне от +22 до +23. Самой характерной чертой климата степного района в целом является дефицит влаги, что отражается на гидрологических процессах, химическом составе поверхностных и подземных вод, процессах выветривания, почвообразования и формирования растительного покрова.

В строении чехла главная роль принадлежит палеоген-неогеновым отложениям, в том числе бучакской свиты (эоцен), и континентальным осадкам четвертичного возраста; мощность чехла достигает 100 м и более, резко снижаясь только в долинах рек и глубоких балках, часто в непосредственной близости от уровня грунтовых вод. Особенностью чехла является значительное участие в его составе карбонатных пород, в частности, мергелей, известковистых глин и песчаников киевской свиты. Повышенным количеством карбоната отличаются и четвертичные лессовидные суглинки. Глины полтавской свиты (миоцен) и четвертичные осадки содержат также гипс, количество которого уменьшается на юг. Весьма характерна кора выветривания с развитием всех ее зон, мощностью (около альбититовых месторождений [2]) порядка 5–25 м.

Расчлененный рельеф обусловливает взаимосвязь поверхностных и грунтовых вод и участие последних в питании водотоков в летний засушливый период, а сухость климата ограничивает развитие гидрографической сети. Присутствие карбонатов и гипса в

породах чехла в условиях сухости климата приводит к высокой минерализации как подземных, так и поверхностных вод (до 3,5 г/л) и непостоянству их химического состава. Преимущественно развит сульфатно-натриевый тип вод, который в восточной части района меняется на сульфатно-гидрокарбонатный, а в западной — на хлоридно-сульфатный. По нашим данным, относящимся к источникам в Кировограде и его окрестностях (колодцы, скважины и водотоки в верховьях р. Ингул, всего 31 источник), общая минерализация вод составляет 0,6–3,2 г/л. По составу вод преобладают гидрокарбонатно-сульфатные, гидрокарбонатные и сульфатные (кальциевые и натриевые) типы; в воде единичных источников присутствуют хлорид-ион и магний. Именно хлоридно-магниевые воды оказываются наиболее минерализованными, пониженная минерализация присуща гидрокарбонатному типу (табл. 5 и табл.6).

Поверхностным водам присущи окислительные свойства, восстановительные особенности установлены только в отдельных участках с заболоченностью или застойными водами. Значения pH вод в Южном Буге (5,5–6,7) и системе Ингул – Ингулец (6,0–6,5) указывают на слабокислую или близкую к нейтральной их реакцию. Щелочно-кислотные и особенно окислительно-восстановительные особенности подземных вод, по мнению Б.Ф. Мицкевича, зависят от водоносного горизонта, глубины его залегания и литологического состава. Подземные воды, как правило, характеризуются слабой щелочностью, максимальной в трещинных водах кристаллических пород (pH>7) [9]. Судя по нашим данным (табл. 3), pH вод в 42 источниках степного ландшафта составляет 4,5–8,0 (в среднем 6,6), т.е. лишь немногим выше водородного показателя вод южной лесостепной зоны, но именно в южной части района находятся источники (всего 8) со щелочной реакцией вод (pH=7,5–8,0). Окислительно-восстановительные условия, согласно данным И.Г. Минеевой по альбититовым месторождениям [2, 8], изменяются в широких пределах. Наряду с окислительными водами, обычными для поверхностных условий и тектоногенных зон глубинного их проникновения, фиксируются также участки с восстановительными свойствами вод, связанные, в основном, с бучакскими песчаниками, содержащими углефицированные растительные остатки, а также с зонами коры выветривания ниже уровня грунтовых вод.

В заключение отметим следующее. Природные воды Кировограда и его окрестностей, т.е. функционирующие в непосредственной близости от месторождений урановосных альбититов, по своему составу имеют отчетливые признаки вод лесостепной и степной зон. Прежде всего, это присутствие в водах гидрокарбонат-кальциевой и сульфат-натриевой составляющих в равной степени. Такой переменный состав вод, на наш взгляд, может иметь альтернативное объяснение, а именно: пространственным совпадением месторождений с областью ландшафтно-геохимического перехода и/или интенсивным выветриванием обогащенных сульфидами (пиритом) альбититов в окислительных условиях. Первое положение вполне обосновано региональными работами, в частности, по ландшафтно-геохимическому районированию этих площадей [4, 9, 10], второе убедительно показано локальными исследованиями конкретных альбититовых месторождений [2, 8].

Содержание дейтерия в природных водах района

Исходный аналитический материал с измеренным изотопным составом водорода и рассчитанным непосредственным содержанием дейтерия в воде опробованных источников (всего 163 пробы), а также другие геохимические данные по этим источникам приведены в табл. 1, 2.

При использовании приведенного материала, прежде всего, следует иметь в виду, что опробование большинства источников (всех, кроме 14 источников зоны южного Полесья и 1 источника приднестровской лесостепной зоны) проводилось в июле, т.е. в наиболее жаркое и засушливое время года. Согласно исследованиям В.Е. Ветштейна [1], именно этот сезон характеризуется максимальным утяжелением водорода (и кислорода) природных вод, во всяком случае, атмосферных. Этот вывод относится, в том числе, и к району наших исследований, поскольку одна из станций наблюдения располагалась в пос. Бобринец Кировоградской обл. Воды южнополесской и приднестровской зон (15 проб) были отобраны в конце мая.

Таблица 1. Изотопный состав водорода природных вод центральной части Украинского щита

№ проб	Источник, глубина, м.	Привязка	pH	Изотопн. состав H	
				δD, ‰	D, ppm
II. Южнополесская ландшафтно-геохимическая зона					
91	Колодец 4,5	с. Юров Киевской обл.	4,5	-82	143,0
92	Колодец 11,0	с. Сытники Киевской обл.	6,5	-84	142,7
93	Колодец 5,0	с. Небелица Киевской обл.	7,0	-88	142,0
94	Колодец 8,5	с. Ставище Житомирской обл.	6,5	-92	141,4
95	Колодец 9,2	с. Кочеров Житомирской обл.	6,0	-81	143,1
96	Водопровод	г. Коростышев Житомирской обл.	5,0	-75	144,1
97	Колодец 6,0	с. Ивановка Житомирской обл.	7,0	-77	143,8
98	Колодец 4,5	с. Березовка Житомирской обл.	6,5	-84	142,6
99	Колодец 3,5	с. Выдумка Житомирской обл.	6,5	-70	144,8
100	Колодец 5,5	с. Броники Житомирской обл.	7,0	-78	143,6
101	Колодец 3,0	г. Новгород-Волынский Житом. обл.	7,0	-78	143,6
102	Колодец 4,0	г. Корец Ровенской обл.	6,0	-92	141,4
103	Колодец 37,0	с. Белая Крыница Ровенской обл.	6,0	-88	142,0
104	Колодец 17,0	с. Тараканов Ровенской обл.	5,0	-76	143,9
III-1. Северная лесостепная ландшафтно-геохимическая зона					
105	Колодец 3,5	с. Горенка Тернопольской обл.	7,0	-80	143,3
6	Скважина	с. Б. Андрусовка Кировоград. обл.	7,0	-96	140,8
7	Колодец 7,0	с. Каменка Черкасской обл.	7,0	-94	141,1
8	Родник излив.	там же	7,0	-88	142,0
9	Колодец 19,5	г. Смела Черкасской обл.	5,5	-78	143,6
10	Водоток	Там же, р. Тясмин	5,0	-55	147,2
11	Колодец 19,7	с. Балаклея Черкасской обл.	7,0	-88	142,0
12	Колодец 11,0	с. Орловец Черкасской обл.	5,0	-93	141,2
13	Колодец 27,0	с. Городище Черкасской обл.	5,0	-87	142,2
14	Колодец 13,0	с. Петропавловка Черкасской обл.	5,0	-80	143,3
15	Колодец 18,5	с. Ольшаны Черкасской обл.	5,0	-82	143,0
16	Колодец 15,2	с. Тарасовка Черкасской обл.	5,0	-80	143,3
18	Колодец 6,3	с. Лысянка Черкасской обл.	5,0	-76	143,9
20	Родник	там же, р. Гнилой Тикич	5,0	-77	143,8
21	Колодец 18,1	с. Почапинцы Черкасской обл.	5,0	-90	141,7
22	Колодец 12,5	с. Верещаки Черкасской обл.	5,5	-96	140,8
23	Колодец 14,5	с. Бужанка Черкасской обл.	5,0	-	-
24	Колодец 9,0	с. Баштечки Черкасской обл.	5,5	-82	143,0
25	Колодец 5,0	с. Будки Черкасской обл.	5,0	-78	143,6
26	Колодец 10,0	с. Вотылёвка Черкасской обл.	5,0	-75	144,1
27	Колодец 7,3	с. Баштечки Черкасской обл.	7,0	-82	143,0
28	Колодец 13,2	г. Жашков Черкасской обл.	7,0	-89	141,9
29	Колодец 8,0	с. Бузовка Черкасской обл.	5,0	-94	141,1
30	Водоток	там же, р. Горный Тикич	7,0	-54	147,3

№ проб	Источник, глубина, м.	Привязка	pH	Изотопн. состав H	
				δD, ‰	D, ppm
III-2. Южная лесостепная ландшафтно-геохимическая зона					
1	Колодец 6,3	с. Цыбулево Кировоградской обл.	7,0	-88	142,0
2	Колодец 5,5	с. Шамовка Кировоградской обл.	7,0	-96	140,8
3	Водоток	с. Дмитровка, р. Ингулец около Знаменки	5,0	-73	144,4
4	Колодец 6,5	с. Григорьевка Кировоградской обл.	7,0	-87	142,2
5	Колодец 6,0	с. Золотаревка Кировоградской обл.	7,0	–	–
17	Колодец 16,5	с. Звенигородка Черкасской обл.	5,0	-84	142,7
31	Колодец 12,5	с. Родниковка Черкасской обл.	5,5	-82	143,0
32	Колодец 8,2	с. Ропотуха Черкасской обл.	5,0	-86	142,4
33	Колодец 6,3	с. Данилова Балка Кировоград. обл.	5,0	-74	144,2
34	Родник	там же, ручей	7,0	-80	143,3
35	Водоток	р. Ю. Буг, Одесская трасса	8,0	-65	145,6
36	Колодец 3,5	с. Дубиново Николаевской обл.	5,0	-76	143,9
37	Колодец 3,2	с. Кривое Озеро Николаевской обл.	7,0	-83	142,8
80	Колодец 7,0	с. Александровка Кировоград. обл.	7,0	-97	140,6
81	Колодец 17,2	с. Злынка Кировоградской обл.	7,0	-89	141,9
82	Колодец 29,8	с. Хмелевое Кировоградской обл.	7,0–8,0	-87	142,2
83	Колодец 10,2	с. Новопавловка Кировоград. обл.	7,0	-89	141,9
84	Колодец 13,5	с. Ольшаное Кировоградской обл.	6,0–7,0	-80	143,3
85	Колодец 30,0	Ново-Архангельск Кировоград. обл.	7,0	-88	142,0
86	Водоток	То же, р. Синюха	6,0–7,0	-62	146,1
87	Колодец 27,0	с. Подвысокое Кировоград. обл.	7,0	-77	143,8
88	Колодец 3,8	с. Владимировка Кировоград. обл.	7,0	-92	141,4
89	Колодец 32,0	с. Небелевка Кировоградской обл.	7,0	-95	141,0
90	Родник с руч.	с. Дубово пр. приток р. Синюха	7,0	-90	141,7
III-3. Приднестровская лесостепная ландшафтно-геохимическая зона					
106	Колодец 5,0	с. Тысмечаное Ив.-Франковск. обл.	7,5	-72	144,5
IV-1. Северная степная ландшафтно-геохимическая зона					
38	Колодец 5,5	г.Первомайск Николаевской обл.	7,0	-72	144,5
39	Колодец 9,0	с. Геновка Николаевской обл.	7,0	-93	141,3
40	Водоток	река. Ю. Буг, Кишиневская трасса	5,0	-62	146,1
41	Родник	там же (Николаевская обл.)	7,0	–	–
42	Колодец 33,7	с. Лысая Гора Николаевской обл.	6,0	-101	140,0
43	Водоток	там же, р. Черный Ташлык	8,0	-66	145,5
44	Колодец 13,5	с. Игнатовка Кировоградской обл.	7,0	-82	143,0
45	Колодец 27,0	с. Песчаный Брод Кировоград. обл.	7,0	-90	141,7
46	Колодец 4,5	г. Новоукраинка Кировоградской обл.	7,0	-82	143,0
47	Колодец 2,4	с. Красный Раздол Кировоград обл.	7,0	-98	140,5
48	Колодец 16,5	с. Анновка Николаевской обл.	7,0	-77	143,8
49	Родник	с. Костоватое 0,5 км ЮЗ.	6,0-7,0	-77	143,8
50	Колодец 6,5	с. Костоватое Кировоградской обл.	5,0	-73	144,4
51	Колодец 7,0	с. Витязевка Кировоградской обл.	5,0	-74	144,2
52	Колодец 5,5	с. Кировское Кировоградской обл.	5,0	-82	143,0

№ проб	Источник, глубина, м.	Привязка	pH	Изотопн. состав H	
				δD, ‰	D, ppm
IV-1. Северная степная ландшафтно-геохимическая зона					
53	Колодец 5,5	г. Бобринец Кировоградской обл.	7,0	-84	142,7
54	Колодец 7,0	с. Алексеевка Кировоградской обл.	7,0	-91	141,6
55	Скважина	там же	5,0	-90	141,7
56	Колодец 12,2	с. Степановка Кировоградской обл.	7,0	-77	143,8
57	Водоток	там же, р. Ингул	7,0	-80	143,3
58	Колодец 10,0	там же	7,0	-80	143,3
59	Колодец 9,0	Долинская Кировоградской обл.	7,0	-82	143,0
60	Колодец 7,8	с. Александровка Кировоград. обл.	7,0	-87	142,2
61	Водоток	Там же, р. Боковенька	5,0	-65	145,6
62	Колодец 11,3	с. Н.-Шевченково Кировоград. обл.	8,0	-76	143,9
63	Колодец 19,0	с. Гуровка Кировоградской обл.	6,0-7,0	-89	141,9
64	Колодец 12,0	с. Терноватка Днепропетровск обл.	6,0-7,0	-65	145,6
65	Водоток	с. Лозоватка, р. Ингулец, там же	8,0	-68	145,2
66	Колодец 10,2	там же	7,0	-82	143,0
67	Колодец 12,7	с. Анновка Кировоградской обл.	7,0	-84	142,7
68	Колодец 8,5	г. Пятихатки Днепропетровской обл.	7,0	-84	142,7
69	Колодец 8,4	с. Желтое Днепропетровской обл.	6,0-7,0	-86	142,4
70	Колодец 12,3	Ст. Зеленая Днепропетровской обл.	7,0	-64	145,8
71	Колодец 10,5	там же	7,0-8,0	-86	142,4
72	Колодец 12,0	с. Нов. Стародуб Кировоград. обл.	4,5	-81	143,1
73	Скважина 25	там же	5,0	-67	145,3
74	Водоток	там же, р. Ингулец	7,0-8,0	-62	146,1
75	Скважина	с. Олимпиадовка Кировоград. обл.	7,0	-93	141,3
76	Колодец 6,5	с. Новая Прага Кировоград. обл.	8,0	-88	142,0
77	Колодец 12,5	с. Аджамка Кировоградской обл.	7,0	-94	141,1
78	Скважина 150	с. Шестаковка Кировоград. обл.	7,0	-94	141,1
79	Колодец 20,5	с. Большая Виска Кировоград. обл.	5,0	-82	143,0

Примечание: Отбор проб проведен в период 26–27. 05. 1979 (пробы 91-106, Ф. И. Жуков) и 18–24. 07. 1979 (пробы 1–90, Ю.Н. Демихов). Систематика и нумерация ландшафтно-геохимических зон дана по Б.Ф. Мицкевичу [9]. Некоторые особенности проб: 46, 47, 48, 71 — вода соленая; 13 — вода ржавая; 79 — вода молочного цвета; 49, 51 — родник и колодец в кристаллических породах; 56 — колодец очень старый (1910 г).

Таблица 2. Изотопный состав водорода природных вод района Кировограда (северная степная ландшафтно-геохимическая зона) и содержание в них радиоактивных элементов.

№ проб	Источник, глубина, м.	Привязка	М-ция	U	Ra	Изотопн. состав H	
			г/л	10^{-6} г/л	10^{-12} г/л	δD, ‰	D, ppm
111	Скв. 1016, 700	Кировоград	1,0	228	5	-98	140,5
112	Водоток рядом		1,6	4	<1	-83	142,8
113	Колодец		1,5	5	<1	-102	139,9
114	Колодец 23,5		1,7	4,5	1	-100	140,2
115	Колодец 35,5		1,8	25	3	-99	140,4
116	Колодец 26,5		1,5	18	3	-92	141,4

№ проб	Источник, глубина, м.	Привязка	М-ция	U	Ra	Изотопн. состав Н	
			г/л	10^{-6} г/л	10^{-12} г/л	δD, ‰	D, ppm
117	Колодец	Кировоград	1,0	10	1	-90	141,7
118	Колодец 10,6		1,7	34	3	-90	141,7
119	Колодец 26,1		1,5	7	<1	-75	144,1
120	Колодец		2,4	17	<1	-72	144,5
121	Колодец		3,2	21	1	-72	144,5
122	Колодец 19,3		1,4	11	1	-70	144,8
123	Колодец 20,5		1,7	6	1	-68	145,2
124	Колодец 8,6		1,4	23	<1	-63	145,9
125	Колодец 10,7	Грузское	0,7	9	1	-83	142,8
126	Колодец 19,0		0,8	15	2	-87	142,2
127	Колодец 4,2		2,4	11	1	-88	142,0
128	Колодец 5,7		2,0	14	2	-95	141,0
129	Колодец 10,5	Обозновка	1,7	18	9	-91	141,6
130	Колодец 8,5		0,6	2	<1	-93	141,3
131	Родник		1,2	6	2	-98	140,5
132	Скважина	Подгайцы	1,4	3	11	-95	141,0
133	Водоток, Ингул		0,7	0,6	<1	-58	146,7
134	Колодец		2,1	8	<1	-90	141,7
135	Колодец		0,8	2	<1	-86	142,4
136	Колодец		2,2	1	1	-88	142,0
137	Колодец		2,8	8	1	-80	143,3
138	Колодец		2,4	11	2	-77	143,8
139	Колодец		3,1	1	<1	-75	144,1
140	Колодец		1,7	3	<1	-72	144,5
141	Колодец		1,2	2	<1	-71	144,7
142	Колодец	Андрусово	2,2			-88	142,0
143	Колодец		1,3			-79	143,4
144	Колодец	Северіновка	2,0			-84	142,7
145	Водоток, Ингул	Лозоватка	0,7			-55	147,2
146	Колодец	Подмогиль	1,3			-92	141,4
147	Скважина	Подгайцы	1,4			-103	139,7
148	Колодец	Лепеховка	0,7			-96	140,8
149	Колодец	С. Балка	2,7			-88	142,0
150	Колодец	Грузское	1,3			-77	143,8
151	Колодец		4,2			-86	142,4
152	Колодец		0,9			-66	145,5
153	Колодец		0,8			-66	145,5
154	Колодец		1,8			-93	141,3
155	Скв. 1578, 100	Подгайцы	1,6			-80	143,3
156	Скв. 1578, 240		1,7			-89	141,9
157	Скв. 1578, 285		1,7			-86	142,4
158	Скв. 1578, 350		1,8			-81	143,1
159	Скважина, 25	Лозоватка	0,8			-96	140,8

№ проб	Источник, глубина, м.	Привязка	М-ция	U	Ra	Изотопн. состав H	
			г/л	10^{-6} г/л	10^{-12} г/л	δD, ‰	D, ppm
160	Скв. 1590, 85	Североновка	0,7			-72	144,5
161	Скв. 1590, 180		0,6			-70	144,8
162	Скв. 1590, 320		0,6			-70	144,8
163	Колодец	Алексеевка	1,1			-93	141,3
164	Колодец		1,4			-94	141,1
165	Колодец		1,3			-92	141,4
166	Колодец		1,1			-90	141,7
167	Колодец	Лозоватка	1,4			-92	141,4
168	Колодец	Кандаурово	0,8			-95	141,0
169	Колодец	В. Байраки	0,7			-92	141,4
170	Колодец	Веселовка	0,8			-89	141,9
171	Колодец	Там же	2,0			-84	142,7

Примечание: Отбор проб (111–141, всего 31 проба) проведен в период 14–21.07.1978 (Ю.Н. Демихов, Н.А. Викторова). Пробы 142–171 предоставлены ГГП «Кировгеология», там же определены общая концентрация солей и содержание радиоактивных элементов в воде. Изотопный состав водорода воды определялся по методике, описанной в работе [5]. Дополнительные сведения об источниках: 111 — рудная скважина; 120, 121 колодцы находятся в 200 и 400 м от рудной скважины соответственно; 131 — родник со скоростью истечения 0,3 м/сек; 132 — вода с запахом сероводорода, содержание H_2S 4 мг/л. Температура воды, измеренная в некоторых глубинных источниках, составляла 9–12,5° С

Диапазон значений δD воды всех 163 источников составляет -103...-54 ‰ при практически одинаковых вариациях этой величины по данным регионального (табл. 1) и локального (табл. 2) опробования. В среднем соотношение изотопов водорода равно -82,7‰, т.е. оно несколько смещено относительно модального значения в сторону увеличения содержания протия. Рассчитанное содержание дейтерия в водах составляет 139,7–147,3 (среднее 142,9) ppm.

Близкий диапазон изменения изотопного состава водорода подземных (пластовых) вод ряда бассейнов США (±20‰, при сопоставимых значениях δD, данные Р. Клейтона, Д. Графа и др., 1965, 1966) находим в обобщающей работе В.И. Ферронского, В.А. Полякова [16]. Отметим также высокую сходимость наших данных с опубликованными результатами по европейской части СССР: -108...-61 ‰ в речных водах; -104...-42 ‰ в подземных водах (колодцы, родники, скважины) [1]. Причем, если изотопные соотношения водорода в речных водах и подземных источниках зоны активного водообмена, по Ветштейну, в общем, не очень отличаются, то, согласно нашим исследованиям (табл. 3), отличия в источниках разной глубинности весьма существенны. Причина этого, возможно, заключается в значительном разбросе времени опробования природных источников, исследованных в цитированной работе: даты опробования речных вод, в частности, относятся к 1965–1973 годам, относительно времени года — к апрелю-октябрю. В нашем же случае пробы взяты, в основном, в течение короткого временного отрезка и при относительно устойчивой погоде, т.е. результаты отражают определенный климатический срез.

Закономерности распределения дейтерия в природных водах района

Материал, представленный в табл. 3 и 4, позволяет оценить тенденции изменения изотопных соотношений водорода, (в том числе абсолютное содержание дейтерия), в водах в зависимости от вида источника (глубины отбора проб) и его положения в гидрографической сети, а также от ландшафтно-геохимических условий.

При анализе таблиц, прежде всего, обращает на себя внимание тенденция утяжеления воды по дейтерию в ряду: скважины глубиной до 350 м — колодцы глубиной 2–35 м и родники — поверхностные водотоки. Эта тенденция отчетливо прослеживается для всех изученных ландшафтно-геохимических зон, где такие типы источников имеются, для всех

рек гидрографической сети, а также для района в целом. Разница средних значений δD воды поверхностных водотоков и глубоких источников (колодцев, родников и скважин) составляет от 15,8–20,3 до 30,5 ‰ (табл. 3). Причем, наибольшая разница зафиксирована в северной лесостепной зоне, тогда как в более южных зонах она существенно ниже. Несколько увеличиваются от северной и южной подзон лесостепной зоны к степной также и средние значения водородного показателя (pH): 5,7–6,5–6,6 соответственно (табл. 4), т.е. возрастает щелочность вод. В этом же направлении усиливается расчлененность рельефа и, соответственно, скорость водообмена между подземными и поверхностными водами.

Таблица 3. Значения δD и pH природных вод в разных ландшафтно-геохимических зонах центральной части Украинского щита

Зоны УЩ	pH воды			δD воды (‰)		
	n	вариации	среднее	n	вариации	среднее
II	14	4,5–7,0	6,2	14	-92...-70	-81,8
III-1	24	5,0–7,0	5,7	23	-96...-54	-82,3
(а)	22	5,0–7,0	5,7	21	-96...-75	-85,0
(б)	2	5,0–7,0	6,0	2	-55...-54	-54,5
III-2	24	5,0–8,0	6,5	23	-97...-62	-83,5
(а)	21	5,0–7,5	6,5	20	-97...-74	-86,0
(б)	3	5,0–8,0	6,5	3	-73...-62	-66,7
III-3	1	–	7,5	1	–	-72,0
IV-1	42	4,5–8,0	6,6	41	-101...-62	-80,7
(а)	36	4,5–8,0	6,6	35	-101...-64	-83,0
(б)	6	5,0–8,0	6,8	6	-80...-62	-67,2
Кировоград	–	–	–	61	-103...-55	-84,2
(а)	–	–	–	56	-103...-63	-85,9
(б)	–	–	–	5	-83...-55	-65,6
В целом (а)	94	4,5–8,0	6,3	147	-103...-63	-84,6
В целом (б)	11	5,0–8,0	6,5	16	-83...-54	-65,0

Примечание: II. Южнополесская зона (13 проб отобраны из колодцев, 1 — из водопровода). III-1. Северная лесостепная зона, в том числе колодцы, скважины и родники (а) и водотоки (б). III-2. Южная лесостепная зона (а, б). III-3. Приднестровская лесостепная зона (проба взята из колодца). IV-1. Северная степная зона (а, б). Район Кировограда (а, б).

Установленная тенденция снижения содержания дейтерия в ряду источников различной глубины может быть объяснена двумя эффектами — испарением части влаги на поверхности и/или запаздывающим водообменом на глубине.

Проявление эффекта испарения, помимо устойчивого и весьма существенного смещения изотопного соотношения водорода в пользу дейтерия, и именно в наиболее жаркий и засушливый период года, подтверждается также геологическими фактами [9]. Это, в частности, эпизодическое формирование автономных ландшафтов с признаками осолонения — отложения соды и бикарбоната в почвах в северной части степной зоны и сульфата (гипса) в южной. Испарительный эффект с изотопным утяжелением водорода (и кислорода) подтверждается как наблюдениями над процессом естественного испарения воды, например, Черного моря, так и опытным путем (до известного предела), причем максимальная концентрация дейтерия (и кислорода-18) в воде отмечена перед началом осаждения гипса, после чего происходит инверсия процесса [1]. Судя по приведенным в цитированной работе данным, в естественных условиях увеличение δD на 15‰ происходит при потере до 50% объема воды. Об этом же эффекте свидетельствует сравнение δD воды в Днепре (Киев): повышенное содержание дейтерия (-61‰) наблюдается

в воде, взятой летом (09.07.69 [1]); несколько легче она зимой (-70‰) 01.12.79, (-68‰) 26.01.80; пониженное содержание дейтерия (-81‰) установлено весной, после половодья (23.05.79) (последние 3 пробы отобраны Ю.Н. Демиховым).

Таблица 4. Содержание дейтерия, а также значения δD и pH в природных водах из источников разной глубинности в бассейнах главных рек района

Гидросфера, тип источника	n	pH	δD, ‰	D, ppm
Днепр, правобережье (район Кременчугского водохранилища)				
Скважина	1	7,0	-96	140,8
Родник	1	7,0	-88	142,0
Колодец	9	5,0–7,0 (5,7)	-94...-78 (-85,4)	141,1–143,6 (142,4)
Водоток р. Тясмин	1	5,0	-55	147,2
Среднее	12	5,0–7,0 (5,9)	-96...-55 (-84,0)	140,8–147,2 (142,6)
Бассейн р. Синюха				
Родник	2	5,0–7,0 (6,0)	-90...-77 (-83,5)	141,7–143,8 (142,8)
Колодец	23	5,0–7,0 (6,1)	-101...-75 (-86,3)	140,0–144,1 (142,3)
Водоток рр. Синюха, Горн. Тикич, Черн. Ташлык	3	6,5–8,0 (7,2)	-66...-54 (-60,7)	145,5–147,3 (146,3)
Среднее	28	5,0–8,0 (6,3)	-101...-54 (-83,4)	140,0–147,3 (142,7)
Бассейн р. Ингул				
Скважина	2	5,0–7,0 (6,0)	-94...-90 (-92,0)	141,1–141,7 (141,4)
Колодец	6	5,0–7,0 (6,7)	-94...-77 (-84,7)	141,1–143,8 (142,6)
Водоток р. Ингул	1	7,0	-80	143,3
Среднее	9	5,0–7,0 (6,6)	-94...-77 (-85,8)	141,1–143,8 (142,4)
Бассейн р. Ингулец				
Скважина	2	5,0–7,0 (6,0)	-93...-67 (-80,0)	141,3–145,3 (143,3)
Колодец	15	4,5–8,0 (6,9)	-96...-64 (-82,5)	140,8–145,8 (142,9)
Водоток р. Ингулец и приток	4	5,0–8,0 (6,4)	-73...-62 (-67,0)	144,4–146,1 (145,3)
Среднее	21	4,5–8,0 (6,7)	-96...-62 (-79,3)	140,8–146,1 (143,4)
Бассейн р. Южный Буг				
Родник	2	6,0–7,0 (6,8)	-80...-77 (-78,5)	143,3–143,8 (143,6)
Колодец	8	5,0–7,0 (6,0)	-93...-72 (-77,8)	141,3–144,5 (143,6)
Водоток р. Ю. Буг	2	5,0–8,0 (6,5)	-65...-62 (-63,5)	145,6–146,1 (145,8)
Среднее	12	5,0–8,0 (6,2)	-93...-62 (-75,5)	141,3–146,1 (144,0)
Среднее по району				
Скважина	5	5,0–7,0 (6,2)	-96...-67 (-88,0)	140,8–145,3 (142,0)
Родник	5	5,0–7,0 (6,5)	-90...-77 (-82,4)	141,7–143,8 (142,9)
Колодец	61	4,5–8,0 (6,3)	-101...-64 (-84,0)	140,0–145,8 (142,7)
Водоток	11	5,0–8,0 (6,6)	-80...-54 (-64,7)	143,3–147,2 (145,7)

Примечание: в скобках приведены средние значения.

В пользу второго механизма связанного с запаздыванием водообмена с глубиной говорит факт уменьшения разницы значений δD в южных частях района с более расчлененным рельефом и, соответственно, сближенными бассейнами поверхностных и подземных вод. Иначе говоря, в северной лесостепной зоне с относительно пологим рельефом водообмен между поверхностными водотоками и подземными водами, их питающими, замедлен, по сравнению с южной лесостепной и северной степной зонами. В

этом плане интерес представляют факты [9] не просто проявления загипсованности почв, но и постепенного ее снижения с севера на юг, т.е. факты, которые отражают снижение в этом направлении влияния на фракционирование изотопов водорода эффекта испарения и повышение эффекта водообмена.

Показательно в этом отношении сравнение значений pH, δD (‰) и содержания дейтерия (ppm) всех выше указанных типов источников и всего массива проб (табл. 3), которое свидетельствует о том, что повышение содержания дейтерия и увеличение щелочности вод, действительно взаимосвязаны. Эта связь подтверждается корреляционным анализом, согласно которому r (pH-D) = +0,19; при n = 102 и 90% значимости критическое значение r = 0,16; т.е. связь положительна и значима. Но если из всей совокупности проб исключить пробу 106 (табл.1), относящуюся к приднестровской лесостепной зоне, то корреляция нарушается (r=+0,04). Эта проба, единственная для Приднестровья, характеризуется pH=7,5 и δD = -72 ‰, а указанный район по условиям близок к горному со специфическими автономными ландшафтами [9]. Целесообразность же ее включения в выборку, на наш взгляд, определяется необходимостью показать по возможности полноценный латеральный ландшафтно-геохимический переход. Любая дальнейшая локализация этого перехода не просто нарушает указанную связь, но приводит к ее инверсии. Положительная связь pH-D может определяться эффектами испарения и/или водообмена с реликтами морской воды, т.е. по сути ландшафтно-геохимической зональностью.

На более локальном уровне, т.е. при статистическом сравнении пары pH-D отдельных ландшафтных зон (подзон) или их переходов, коэффициенты парной корреляции являются отрицательными и незначимыми (иногда они приближаются к значимым). Только для одной выборки, включающей пробы вод лесостепной (северной и южной ее частей) и степной зон, в рамках рис. 1, r (pH-D) = -0,47 (при n = 87 и 90% значимости критическое значение r = 0,18), т.е. установлена отрицательная значимая связь.

Если выше описанная тенденция положительной связи pH-D определяется эффектами испарения и водообмена, т.е. по сути ландшафтно-геохимической зональностью, то тенденция отрицательной связи, проявленная более локально, может быть следствием активного формирования коры выветривания. Для условий мезозойской остаточной коры каолинового типа, как это показали Ю.Г. Герасимов и др. [3], величина pH в верхней части профиля или в зоне полной каолинизации (6,0-6,5) свидетельствует об относительно кислой среде. Щелочные условия (pH=7,5-8) в подземных водах возникают только в нижних частях профиля, ниже уровня грунтовых вод. При взаимодействии подземных вод и глинистых минералов (монтмориллонит, каолинит и др.) вода обогащается D и обедняется O^{18} [1,16]. Т.е .взаимодействие вода-порода в условиях коры выветривания, особенно в верхних ее частях, может привести к повышению содержания дейтерия, особенно при повышении кислотности. Кислотность подземных вод в нашем районе может возрастать за счет окисления сульфидов, особенно пирита (вплоть до образования серной кислоты). Пирит, как известно [2], образует устойчивую примесь в диафторитах и альбититах всех урановых месторождений района.

Материал, обобщенный в табл. 5, 6, относится к гидросфере Кировограда и его окрестностей, т.е. взят в непосредственной близости от альбититовых месторождений урана. Он позволяет оценить взаимосвязь изотопного состава водорода этих вод с их химическим составом (катионным и анионным), а также количеством содержащихся в них радиоактивных элементов (U, Ra).

Как видно из табл. 5, в составе вод преобладают гидрокарбонатные, гидрокарбонатно-сульфатные и сульфатные кальциевые и натриевые типы, участие хлоридно-магниевых вод количественно ограничено, хотя они не так и редки. Так, по данным Б.Ф. Мицкевича и др. [10], среднее содержание перечисленных анионов в поверхностных водах северной степной ландшафтно-геохимической зоны составляет (мг/л): HCO_3^- = 325,7; SO_4^{2-} = 714,1; Cl^- = 243,9; при суммарном количестве ионов 1–2 г/л и pH = 6,3. Концентрация SO_4^{2-} и Cl^- выше только в южной части степной зоны, где увеличивается и суммарное количество ионов (>2,0 г/л), и щелочность вод (pH = 6,5); в условиях лесостепи она резко пада-

ет, снижается также сумма ионов (0,5–1,0 г/л) и щелочность вод (pH = 6,1). Содержание HCO_3^-, наоборот, в лесостепной зоне несколько выше (337,6), а в южной степной зоне заметно ниже (286,6).

Наиболее минерализованными в районе Кировограда оказываются воды хлоридно-магниевого состава, которые одновременно характеризуются одним из самых высоких значений δD. Большей концентрацией дейтерия характеризуется вода гидрокарбонатно-натриевого состава с относительно невысокой общей минерализацией. Вообще гидрокарбонатный тип вод, независимо от катионной составляющей, наименее минерализован. Снижение концентрации дейтерия в целом присуще водам, содержащим сульфат-ион, в среднем самое низкое количество дейтерия установлено в сульфатно-натриевом типе вод со средней или несколько повышенной соленостью. Статистически установлена значимая положительная корреляция между содержанием дейтерия и общей минерализацией воды, коэффициент парной корреляции равен +0,30 (табл. 6).

Таблица 5. Распределение дейтерия в природных водах района Кировограда (северная степная ландшафтно-геохимическая зона) в зависимости от их химического состава и содержание в них урана и радия

Тип вод	n	Минерализация, г/л	δD, ‰	D, ppm	U, 10^{-6} г/л	Ra, 10^{-12} г/л
HCO_3^-	8	1,2	-78,6	143,5	7,2	1,6
Mg	1	1,7	-91	141,6	18	9
Ca	5	1,1	-81,0	143,1	6,4	0,6
Na	2	1,1	-66,5	145,4	3,8	0,5
$HCO_3^-...SO_4^{2-}$	10	1,5	-82,6	142,9	15,9	1,7
Ca	6	1,5	-80,2	143,2	18,5	1,7
Na	4	1,6	-91,3	142,3	12,0	1,8
SO_4^{2-}	7	2,0	-91,3	141,5	5,7	0,9
Ca	4	2,1	-88,2	142,0	7,0	0,6
Na	3	2,0	-95,3	140,9	3,8	1,3
$SO_4^{2-}...Cl^-$	2	2,6	-82,5	142,9	4,5	0,5
Mg	1	3,1	-75	144,1	1,0	0,5
Ca	1	2,1	-90	141,7	8,0	0,5
$HCO_3^-...Cl^-$ Mg	1	2,4	-77	143,8	11,0	2,0
Cl^-	3	1,8	-89,3	142,0	84,0	5,7
Mg	1	3,2	-72	144,5	21,0	1,0
Ca	1	1,4	-95	141,0	3,0	11,0
Na	1	1,0	-98	140,5	228,0	5,0
Магниевый	4	2,6	-78,8	143,5	12,8	3,1
Кальциевый	17	1,6	-83,8	142,7	10,7	1,6
Натриевый	10	1,6	-86,2	142,3	29,5 (7,4)*	1,7

**В скобках приведено содержание урана без учета аномального значения.*

Повышенная минерализация и обогащение дейтерием хлоридно-магниевых вод, вероятно, свидетельствуют в пользу участия в гидросфере района реликтовых морских рассолов из некоторых третичных отложений чехла. Как известно [2, 9], четвертичные осадки и часть третичных пород, например, бучакский горизонт, имеют континентальное происхождение. С учетом связи содержания дейтерия и хлор-иона [1, 16], в нашем случае сочетание повышенной концентрации в водах солей, в особенности, хлоридно-магниевых, с утяжелением вод по дейтерию можно рассматривать в качестве признака возможной принадлежности их к пластовым водам третичных отложений морского происхождения.

Учитывая уже отмеченное нами повышенное содержание карбонатов в отложениях чехла, морских и континентальных, доминирующая роль гидрокарбонатной (Ca, Na) составляющей вод, как и содержание в гидрокарбонатных водах дейтерия, являются естественными и преимущественно «фоновыми». Вклад же в воды сульфат-иона может быть следствием процессов двоякого рода: ассимиляции реликтов морской воды (и/или эвапоритов) из третичных пород чехла и окисления сульфидов, как первичных (в породах фундамента), так и вторичных (в участках вторичного обогащения зоны гипергенеза).

Основным механизмом «формирования» современных изотопных отношений в водах, по-видимому, следует считать смешивание (с разной долей участия) вод литосферы, в основном седиментационных, включая морские и континентальные, зон гипергенеза, а также, возможно, трещинных, с инфильтрационными водами метеорного происхождения. Фракционирование изотопов водорода при фильтрации вод, как известно, ничтожно мало, а в хорошо промытых структурах вовсе отсутствует, хотя в условиях крайне затрудненного водообмена содержание дейтерия в водах при фильтрации может увеличиваться [15].

Распределение радиоактивных элементов в водах района Кировограда, судя по приведенным в табл. 6 статистическим параметрам, весьма неравномерно. Коэффициент вариации для урана, если даже исключить из выборки пробу с аномальным его содержанием, остается достаточно высоким (81%); также высок этот показатель и для радия (133,3%).

Таблица 6. Распределение дейтерия и радиоактивных элементов в поверхностных водах района Кировограда (северная степная ландшафтно-геохимическая зона)

	Минерализация, г/л	Дейтерий, ppm	Уран, 10^{-6} г/л	Радий, 10^{-12} г/л
Количество проб (n)	31	31	31	31
Вариации содержания	0,6–3,2	139,9–146,7	0,6–228	<1–11
Среднее арифметическое (x)	1,65	142,7	17,0	1,8
Стандартное отклонение (s)	0,7	1,8	40,0	2,4
Коэффициент вариации (v, %)	43,8	1,3	235,3	133,3
Коэффициенты парной корреляции (r)				
Минерализация	–	+0,30	-0,13	-0,41
Дейтерий		–	-0,14	+0,77
Уран			–	+0,28

Примечание. Параметры распределения U без учета пробы с аномальной концентрацией: n = 30; вариации 0,6–34; x = 10,0; s = 8,1; v = 81,0. Критическое значение r при q 0,10 (90% значимости) и n = 31 составляет 0,29.

Концентрация U в подземных и поверхностных водах меняется от 0,6 до $228 \cdot 10^{-6}$ г/л. Минимальное содержание обнаружено в пробе из водотока в верховьях р. Ингул (с. Подгайцы); максимум зафиксирован в пробе из скв. 1016 (г. Кировоград), фактически в пределах урановорудного поля. Без учета этих проб вариации по урану (1–34) составляют порядок значений, близкий к фоновой радиоактивности трещинных вод центральной части Украинского щита, которая оценивается А.Б. Туктаровой [4] в $10–50 \cdot 10^{-6}$ г/л урана. Приведенные данные подтверждаются материалами В.А. Шумлянского, Е.Г. Сущук и др. [2], согласно которым содержание урана (10^{-6} г/л) в водах четвертичных отложений степной ландшафтной зоны равно в среднем 12; в трещинных водах оно увеличивается по мере их продвижения от водораздельных участков (10) к областям транзита и местам разгрузки (30), а также в коре выветривания, особенно по породам с повышенным содержанием урана (до 70–300).

Неравномерность в распределении радия в значительной степени связана с низким его содержанием в воде большинства источников. В 21 источнике из 31 содержание

Ra ≤1, в 7 колодцах оно составляет 2–3 и только в трех источниках (скважины в Подгайцах и Кировограде и глубокий колодец в Обозновке, табл. 2) повышается до $5–11 \cdot 10^{-12}$ г/л.

Среди факторов, в значительной степени определяющих содержание урана в водах, назовем урановость пород, вмещающих водоносные горизонты, включая докембрийские урановорудные альбититы и их эдукт, и его формы нахождения, а также поведение урана в условиях гипергенеза. Эти факторы, вероятно частично, можно отнести и к радию. Существенное значение имеют также условия питания вод — снижение количества атмосферных осадков, увеличение испарения и интенсивность водообмена [2,4,12,14]. Особо (как важнейшая) отмечается гидрогеологическая особенность района урановорудных альбититов с формированием грунтовых вод в пределах главного водораздела систем рек Днепр — Южный Буг и питанием водоносных горизонтов палеогена водами четвертичных (плиоценовых) песчано-глинистых отложений [2].

Изменение концентрации урана в водах различных ландшафтно-геохимических зон Украинского щита, помимо перечисленных факторов, зависит от изменения состава вод (с северо-запада на юг и юго-восток) от гидрокарбонатно-кальциевого с общей минерализацией 0,1–0,5 г/л через сульфатно-гидрокарбонатный с минерализацией 1–2 г/л до хлоридно-сульфатного с минерализацией 2–5 г/л [4]. В указанном направлении содержание урана систематически повышается. Закономерность по увеличению количества урана и радия в водах областей с семиаридным климатом по сравнению с гумидными зонами, названная климатической зональностью [14], особенно характерна для вод малых рек и озер.

По нашим данным (табл. 5), самое низкое содержание урана и радия, при повышенной общей минерализации, присуще сульфатным и сульфатно-хлоридным водам: U 1–11 • 10^{-6} г/л; Ra <1–2 • 10^{-12} г/л. Наиболее высокой концентрацией радиоактивных элементов характеризуется хлоридный тип вод: U 3–228 • 10^{-6} г/л; Ra 1–11 • 10^{-12} г/л. Последнее, согласно А. Н. Токареву и др. [14], наблюдается и в других урановых районах, где, в частности, «наиболее высокая радиеносность зафиксирована в сильно минерализованных хлоридных натриево-кальциевых водах зоны затрудненного водообмена». Гидрокарбонатные (в том числе с сульфат- и хлорид-ионом) воды по содержанию урана и радия занимают промежуточное положение, можно сказать, количество этих элементов, даже при пониженной общей минерализации, устойчиво повышенное: U 0,6–34 • 10^{-6} г/л; Ra <1–9 • 10^{-12} г/л. Коэффициенты корреляции обоих элементов с общей концентрацией солей в водах отрицательные, если для урана (r = -0,13) корреляция незначимая, то для радия (r = -0,41) она значимая.

Устойчивая урановость гидрокарбонатных вод связана с доминирующими формами нахождения и транспортировки урана в обычных слабокислых, нейтральных и слабощелочных природных водах разного характера минерализации (в экзогенных условиях) в виде ди- и трикарбонатуранила $[UO_2(CO_3)_2(H_2O)_2^{2-}]$ и $[UO_2(CO_3)_3^{4-}]$; количество последних составляет от 84 до 100% [7]. Концентрации сульфатных и хлоридных комплексных ионов в таких водах не имеют заметного значения, их можно не учитывать даже в сульфатных и хлоридных водах. Следует подчеркнуть ведущую роль уранил-гидроксильных комплексных соединений в переносе урана также и в эндогенных (гидротермальных) условиях [11, 12].

Корреляционная зависимость между ураном и радием является положительной, хотя и несколько ниже значимой: r (U-Ra) = +0,28; критическое значение коэффициента корреляции при n = 31 и 90% значимости составляет 0,29 (табл. 6). Однако, связь радиоактивных элементов с дейтерием в водах различна. Если для урана она незначимая и отрицательная r (U-D) = -0,14, то для радия она положительная и значимая с очень высоким значением коэффициента корреляции r (Ra-D) = +0,77. Безусловно, взаимосвязь между дейтерием и радием (дочерним продуктом урана) в природных водах урановых месторождений вообще, и месторождений альбититовой формации, в частности, требует тщательной проверки, после которой вполне может рассматриваться как локальный поисковый признак уранового оруденения.

Полученные результаты, даже при некоторой ограниченности материала, подтверждают известное положение [14] о раздельной геохимической судьбе этих элементов в урановорудных районах. В водных ореолах рассеяния вокруг урановых месторождений Ra находится ближе к рудам, тогда как U мигрирует существенно дальше. Раннему выпадению радия, вскоре после выхода вод на поверхность, способствует сорбция его глинистыми минералами и гидроокислами Fe. Уран же, наряду с вторичными накоплениями в восстановительных условиях в пределах альбититовых месторождений или в непосредственной близости от первоисточников, может выноситься далеко за их пределы с формированием различных концентраций, известных в мире как поверхностные месторождения [6, 13].

Выводы

- Представленные результаты исследования изотопного состава водорода в природных водах относятся к обширной области Украинского щита, включающей три ландшафтно-геохимических зоны: южнополесскую, лесостепную, северную и южную ее части, и южную степную. Воды, функционирующие в непосредственной близости от месторождений ураноносных альбититов, по своему составу имеют признаки лесостепной и степной зон. В частности, в них присутствуют гидрокарбонат-кальциевая, сульфат-натриевая и хлорид-магниевая составляющие с преобладанием первых двух. Такой переменный состав вод может быть объяснен пространственным совпадением месторождений с областью упомянутого ландшафтно-геохимического перехода и/или интенсивным выветриванием обогащенных сульфидами (пиритом) альбититов в окислительных условиях.
- Диапазон значений δD воды 163 опробованных источников (водотоков, колодцев и родников, скважин) составляет -103...-54 ‰ при практически одинаковых вариациях этой величины по данным регионального (для всего района) и локального (Кировоград и его окрестности) опробования. В среднем соотношение изотопов водорода равно -82,7‰. Рассчитанное содержание дейтерия в водах составляет 139,7–147,3 (среднее 142,9) ppm. Полученные результаты вполне сопоставимы с опубликованными материалами по природным водам (поверхностным и подземным) других районов мира с аналогичными климатическими условиями.
- Для условий лесостепной и степной зон, а также для района в целом установлена тенденция утяжеления воды по дейтерию в ряду: скважины глубиной до 350 м — колодцы глубиной 2–35 м и родники — поверхностные водотоки. Разница между значениями δD вод поверхностных водотоков и глубоких источников максимальна в северной лесостепной зоне. В южной лесостепной и северной степной зонах она существенно ниже. В этом же направлении возрастает щелочность вод, а также усиливается расчлененность рельефа и, следовательно, скорость водообмена между поверхностными и подземными водами. Установленная тенденция может быть объяснена двумя эффектами: испарением части влаги на поверхности и/или запаздывающим водообменом на глубине в рамках общей ландшафтно-геохимической зональности.
- Корреляционный анализ выборки, включающей пробы вод лесостепной (северной и южной ее частей) и степной зон показал значимую отрицательную корреляцию между pH и содержанием дейтерия. Тенденция такой отрицательной связи проявлена локально и может быть следствием формирования коры выветривания. Воды в условиях коры выветривания, особенно в верхних ее частях, характеризуются повышенным содержанием дейтерия и пониженными значениями pH, причем кислотность подземных вод участками может возрастать за счет продуктов окисления сульфидов, особенно пирита.
- Среди вод Кировограда преобладают гидрокарбонатные, гидрокарбонатно-сульфатные и сульфатные кальциевые и натриевые типы, участие хлоридно-магниевых вод ограничено. Повышенная минерализация и обогащение

дейтерием хлоридно-магниевых вод объясняется участием в гидросфере района реликтовых морских рассолов из некоторых третичных отложений чехла. Гидрокарбонатный тип вод, независимо от катионной составляющей, наименее минерализован, но обладает относительно узким диапазоном содержания дейтерия. Снижение содержания дейтерия присуще сульфатным водам, самое низкое количество дейтерия установлено в сульфатно-натриевом типе вод со средней или несколько повышенной соленостью. Установлена значимая положительная корреляция между содержанием дейтерия и общей минерализацией воды.

- Распределение в водах радиоактивных элементов весьма неравномерно. Концентрация урана меняется от 0,6 до $228 \cdot 10^{-6}$ г/л; содержание радия — от низкого (≤1) в большинстве источников до $5–11 \cdot 10^{-12}$ г/л. Самое низкое содержание урана и радия присуще сульфатным и сульфатно-хлоридным водам, несмотря на их повышенную минерализацию. Наиболее высокая концентрация радиоактивных элементов установлена в хлоридном типе вод повышенной солености. Гидрокарбонатные воды, в том числе с сульфат- и хлорид-ионом, по содержанию урана и радия занимают промежуточное положение, количество элементов, даже при пониженной минерализации, устойчиво повышенное. Коэффициенты корреляции обоих элементов с концентрацией солей в водах отрицательные, если для урана корреляция незначимая, то для радия она значимая. Связь радиоактивных элементов с концентрацией дейтерия в водах различна: для урана незначимая и отрицательная, для радия положительная и значимая с высоким значением коэффициента корреляции ($r = +0,77$).
- Подтверждается вывод о раздельной геохимической судьбе урана и радия в урановорудных районах. В водных ореолах радий находится ближе к первичным рудам, этому, вероятно, способствует сорбция его глинистыми минералами и гидроокислами Fe. Уран же, наряду с вторичными накоплениями в восстановительных условиях в пределах альбититовых месторождений или в непосредственной близости от первоисточников, может выноситься далеко за их пределы с формированием различных концентраций, известных в мире как поверхностные месторождения. Взаимосвязь между дейтерием и радием (дочерним продуктом урана) может рассматриваться как локальный поисковый признак первичного уранового оруденения. Увеличение расчлененности рельефа в южном направлении способствует повышению водообмена различных горизонтов и соответственно формированию молодых поверхностных месторождений урана.

1. Ветштейн В. Е. Изотопы кислорода и водорода природных вод СССР. Ленинград: Недра, 1982. — 216 с.
2. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины. Отв. редакторы Я. Н. Белевцев, В. Б. Коваль. Киев: Наук. Думка,1995. — 396 с.
3. Герасимов Ю. Г., Сонкин Л. В., Завьялова Н. Н. Распределение радиоактивных и малых элементов в коре выветривания чудново-бердичевских гранитов Украинского щита. Радиоактивные элементы в горных породах. Часть I. Новосибирск, 1972. — С. 49–50.
4. Закономерности образования и размещения урановых месторождений Украины. Отв. редактор Я. Н. Белевцев. Киев: 1968. — 763 с.
5. Коростышевский И. З., Демихов Ю. Н., Березовский Ф. И.. Источники и оценка погрешностей масс-спектрометрического изотопного анализа водорода в природных водах. Isotopenpraxis, Bd. 18, H.1, p.10–15.
6. Кудрявцев В. Е., Корнеева Н. П., Титова Р. С. Поверхностные месторождения урана. Материалы по геологии урановых месторождений зарубежных стран. Москва: 1987. — Вып. 38. — С. 9–37.
7. Лисицин А.К. О формах нахождения урана в подземных водах и условия его осаждения в виде UO_2 // Геохимия. — 1962. — № 9. — С. 763–769.
8. Минеева И.Г. Минералого-геохимические аспекты формирования ураноносных альбититов докембрия // Сов. геология. — 1986. — № 3. — С. 87–93.
9. Міцкевич Б.Ф. Геохімічні ландшафти Українського щита. — Київ: Наук. думка, 1971. — 174 с.
10. Мицкевич Б.Ф., Сущик Ю.Я., Самчук А.И. Физико-химические условия формирования экзогенных ореолов и потоков рассеяния бериллия. — Киев: Наук. думка, 1984. — 176 с.
11. Наумов Г.Б. Основы физико-химической модели уранового рудообразования. Москва: Атомиздат, 1978. — 213с.

12. Основные черты геохимии урана. Под ред. академика А. П. Виноградова. — Москва: Изд-во АН СССР, 1963. — 351с.
13. Оттон Дж. К. Поверхностные месторождения урана: обзор и выводы. Материалы по геологии урановых месторождений зарубежных стран. Москва: 1987. — Вып. 38. — С. 38–49.
14. Токарев А. Н., Куцель Е. Н., Попова Т. П. и др. Радиогидрогеологический метод поисков месторождений урана. — Москва: Недра, 1975. — 255 с.
15. Ферронский В. И., Дубинчук В. Т., Поляков В. А. и др. Природные изотопы гидросферы. — Москва: Недра, 1975. — 280 с.
16. Ферронский В. И., Поляков В. А. Изотопия гидросферы. Москва: Наука, 1983. — 280.

Деміхов Ю.М., Фомін Ю.О. ДЕЙТЕРІЙ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ ЦЕНТРАЛЬНОЇ ЧАСТИНИ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА

Наведено ізотопний склад водню природних вод різноманітних джерел — водотоків, власне джерел, криниць, свердловин (всього 163) в районі розвитку уранових родовищ альбітитової формації та на підлеглих площах. Досліджено закономірності розподілу дейтерію з урахуванням ландшафтно-геохімічних умов району і особливостей складу вод. Встановлено характер співвідношення у водах дейтерію з ураном та радієм.

Demikhov Yu.N., Fomin Yu.A. DEUTERIUM IN NATURE WATERS OF THE CENTRAL PART OF UKRAINIAN SHIELD

The deuterium isotopic composition of the natural water from different sources — rivers, springs, wells, chinks (in total 163) in the region of albitite uranium deposit development and the border areas was estimated. The regularities of deuterium distribution with regard to landscape-geochemical conditions of the region and the peculiarities of water composition were investigated. The character of correlation between deuterium, uranium and radium in water was established.

УДК 544.567

Забулонов Ю.Л., Кадошников В.М., Литвиненко Ю.В.
Институт геохимии окружающей среды

О ВЛИЯНИИ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ НА УСТОЙЧИВОСТЬ КОЛЛОИДОВ НА ПРИМЕРЕ ГИДРОКСИДА ЖЕЛЕЗА

Изучено влияние электромагнитного поля на устойчивость коллоидного раствора гидрооксида железа. Показана зависимость устойчивости коллоида от природы электромагнитного поля и времени релаксации. Определено время восстановления первоначальной структуры указанного коллоидного раствора. В качестве источника электромагнитного излучения использовался аппарат вихревого слоя конструкции Логвиненко Д.Д.

Введение

В Украине около 40% электроэнергии вырабатывают атомные электростанции, в результате работы которых образуется значительное количество жидких радиоактивных отходов (ЖРО). Проблемы переработки и захоронения ЖРО требуют новых подходов и решений, чтобы снизить затраты на их переработку, а также повысить безопасность окружающей среды.

Традиционные технологии переработки ЖРО имеют определенные недостатки. При этом определяющее значение для выбора той или иной технологии имеет фазово-дисперсный состав загрязняющего вещества. Поскольку, как известно, существует зависимость между степенью дисперсности примесей и совокупностью процессов их удаления, Л.А. Кульский в своей работе [1] предлагает классифицировать примеси по отношению к дисперсионной среде на четыре группы (грубодисперсные, высокодисперсные, растворимые летучие органические и неорганические вещества, истинные растворы), каждая из которых имеет определенные физико-химические свойства.

В настоящее время, несмотря на существующие современные технологии, есть актуальная потребность в разработке технологии и аппаратурном оформлении, предназначенных для очистки ЖРО от органических веществ и радионуклидов, которые преимущественно находятся в ионной форме. Перспективным направлением в технологии удаления радионуклидов является применение комбинированных методов, которые предусматривали бы одновременное использование методов объемной коагуляции [2], сорбции [3], флотации [4], ферритного метода и других.

В то же время известно [5–7], что обработка водных дисперсий магнитным или электромагнитным полем может существенно изменить агрегативную устойчивость водных дисперсий. В работе [8] показано, что воздействие магнитного поля на суспензию сульфата бария, начиная с момента ее образования, фактически на уже сформированные зародыши $BaSO_4$, привело к увеличению оптической плотности раствора и, следовательно, к возрастанию коагуляции.

Целью нашей работы было исследовать поведение лиофобных коллоидов при воздействии электромагнитного поля разной направленности. В качестве модели для изучения влияния электромагнитного поля на устойчивость коллоидных систем мы избрали классический лиофобный золь $Fe(OH)_3$ [8], который получают методом гидролиза. Кроме того, использование коллоида $Fe(OH)_3$ было обусловлено тем, что такого типа коллоиды применяются для удаления тяжелых металлов в технологическом процессе водоподготовки [9]. Существуют также технологии, которые позволяют использовать коллоиды магнетита для удаления радионуклидов, находящихся в ЖРО [10].

Методика эксперимента

Для приготовления коллоидного раствора в 400 мл воды, доведенной до температуры кипения, при постоянном перемешивании на магнитной мешалке, в течение 2 часов по каплям добавляли 1 мл 10% раствора $FeCl_3$. Полученный раствор темно вишневого цвета оставляли для «созревания» на 24 часа.

Для оценки устойчивости полученного коллоида определялся «порог коагуляции» (ПК). Величина этого порога γ обычно выражается в моль/л [1]. Она, очевидно, отвечает сжатию двойного электрического слоя до той степени, когда он перестает служить энергетическим барьером, предохраняющим частицы от слипания под действием сил молекулярного притяжения.

$$\gamma = C \cdot \frac{z^3 \cdot (kT)^5}{A^2 \cdot e^6 \cdot z^6} \qquad (1)$$

C – константа, слабо зависящая от асимметрии электролита;
e – заряд электрона;
z – валентность противоиона.

Из выражения (1) видно, что ПК (γ) зависит от Ван-дер-ваальсовской постоянной (A), диэлектрической проницаемости (ε), температуры (T) и валентности (z) противоиона.

В ряд пробирок емкостью 20 мл вносили по 5 мл коллоидного раствора, к которому добавляли раствор коагулянта в количестве 0,1–1 мл с интервалом 0,1 мл. ПК определяли по появлению опалесценции в отраженном свете лампы накаливания.

Обработку коллоида железа электромагнитным полем проводили в аппарате вихревого слоя (АВС) конструкции Логвиненко Д.Д. [11], который представляет собой реактор, внутри которого расположены тороидальные катушки с заданной индуктивностью.

Раствор коллоида железа помещали в специальный пластиковый контейнер, который устанавливали в рабочую зону аппарата АВС. Образец подвергался воздействию поочередно:

- вращающегося электромагнитного поля (модулировалось с частотой 14–83 кГц);
- продольного (движущегося вдоль емкости с коллоидом) (частота модуляции составляла 18–40 кГц);
- пульсирующего, характеризующегося разнонаправленным градиентом (с модуляцией импульса —15–25 кГц).

Время выдержки образца в электромагнитном поле аппарата составляло 16 сек, что обусловлено конструкцией самого аппарата.

Результаты и их обсуждение

Влияние электромагнитного поля на коллоид железа оценивалось по величине порога коагуляции указанного золя. ПК определяли по истечению 0,5 часа и 72 часа после снятия поля (таблица).

Из приведенных в таблице данных видно, что при воздействии электромагнитного поля различной природы на коллоид через 0,5 ч после снятия его действия наблюдается следующее:

- Величина порога коагуляции зависит от природы электромагнитного поля;
- Воздействие вращающегося электромагнитного поля не изменяет порога коагуляции коллоида;
- Продольное электромагнитное поле уменьшает устойчивость коллоидной системы, что выражается в уменьшении ПК с 0,12 до 0,1 моль/л;
- Пульсирующее электромагнитное поле оказывает противоположное действие и приводит к повышению ПК с 0,12 до 0,14 моль/л.

Известно, что коллоидные системы являются термодинамически неустойчивыми [12] и, при определенных условиях, способны к коагуляции с образованием осадка. Для того, чтобы инициировать процесс коагуляции, необходимо уменьшить размеры коллоидных частиц до таких, при которых силы притяжения будут преобладать над силами отталкивания.

Добавление электролита в коллоидный раствор приводит к сжатию диффузно-ионного облака коллоидной частицы и, соответственно, уменьшает величину ζ — потенциала до величины, при которой начинается процесс коагуляции. То есть для начала процесса коагуляции необходимо превысить некую минимальную концентрацию

электролита в золе. Для этой цели в нашей работе мы использовали раствор электролита NaCl. Полученные нами результаты, вероятно, объясняются тем, что пульсирующее электромагнитное поле разрыхляет диффузно-ионное облако коллоидной частицы, а продольное — несколько сжимает.

Таблица. Влияние электромагнитного поля на величину порога коагуляции золя $Fe(OH)_3$

Природа электромагнитного поля	Порог коагуляции, моль/л	
	Время выдержки после снятия поля $\tau = 0{,}5$ ч	Время выдержки после снятия поля $\tau = 72$ ч
Контроль (без воздействия поля)	0,12	0,14
Вращающееся	0,12	0,14
Продольное	0,10	0,10
Пульсирующее	0,14	0,16

Как считают авторы [13], после магнитной обработки происходит изменение ζ-потенциала и коэффициента диффузии коллоидных частиц. Это явление они объясняют увеличением толщины предельного слоя жидкости в результате действия магнитного поля.

Рассмотрим механизм действия магнитного поля на коллоидные растворы. Увеличение коагуляции сформированных коллоидных частиц обусловлено способностью заряженных частиц (ионов) к гидратации и определяется отношением их заряда к радиусу (z/r). Это значит, что в результате действия магнитного поля противоионы гидратируются в большей мере, чем больше по размерам ядро мицеллы и это облегчает слипание частиц. Таким образом, эффект от воздействия магнитного поля на коллоидные растворы после магнитной обработки зависит от его природы. Мы считаем, что аналогичные процессы должны происходить в коллоидной системе и под действием электромагнитного поля.

Значительное превышение размеров коллоидных частиц, по сравнению с катионами, обуславливают увеличение промежутка времени, необходимого для релаксации коллоидной системы. Определение ПК через 72 ч после электромагнитной обработки (табл.) показали, что ПК золя $Fe(OH)_3$, подвергшегося действию вихревого и продольного электромагнитных полей со временем практически не изменяется. Наиболее заметные изменения со временем проявляет коллоид подвергнутый воздействию пульсирующего электромагнитного поля. Частицы коллоида, подвергнутые воздействию такого поля, в течение первых 0,5 ч релаксации проявляют склонность к коагуляции, в дальнейшем же, они стабилизируются вследствие пептизации агрегата, а устойчивость самой коллоидной системы повышается.

Выводы

В результате изучения воздействия электромагнитного поля разной природы на состояние лиофобного коллоида железа показано, что:

- Устойчивость коллоида зависит от природы электромагнитного поля и времени релаксации, в течение которого он может восстанавливать свою структуру;
- Наименьшее воздействие на коллоид оказывает вихревое электромагнитное поле;
- Пульсирующее электромагнитное поле способствует стабилизации коллоидной системы, а продольное делает ее более восприимчивой к влиянию извне.

1. Кульский Л.А., Страхов Э.Б., Волошинова А.М., В.А. Близнюкова Вода в атомной энергетике. — Киев. Наук. думка. 1983
2. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr объемной коагуляции // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». — Маиуполь. — 1996. — С.53.

3. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr сорбционными методами // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». — Мариуполь. — 1996. — С.51–52.
4. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr методом пенной флотации // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». — Мариуполь. — 1996. — С.51.
5. Баран Б.А. Швидкість хімічних процесів в попередньо омагніченій воді // Вестник Харьковского гос. политех. ун-та. — 1999. — вып. 56. — С. 19–24.
6. Баран Б. А., Дроздовський В. Б. Вплив конфігурації магнітного поля на іонний обмін.Частина II // Вісник технологічного університету Поділля. —1999. — № 4. — С. 117–119.
7. Баран Б., Венгржановський В. Кріоскопічне дослідження впливу магнітного поля на водні розчини // Львівські хімічні читання-2001. — Львів, 2001. — С. 24.
8. С.С. Воюцкий. Курс коллоидной химии. Издательство «Химия». Москва, 1964.
9. Фрог Б. Н., Левченко А.П. Водоподготовка: Учеб. пособие для студ. вузов, обуч. по направлению «Строительство» спец. «Водоснабжение и водоотведение» / Г.И. Николадзе (ред.). — М., 1996. — 680с.
10. Радовенчик В.М., Терещенко О.Н., Прус Л.Л. Извлечение изотопов цезия — 137 из водных растворов ферритным методом // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». — Мариуполь. — 1996. — С.52.
11. «Интенсификация технологических процессов в аппаратах вихревого слоя», Д.Д. Логвиненко, О.П. Шелякова. Изд. «Техника», Киев, 1976.
12. Дерягин Б.В. Современное состояние устойчивости лиофобных суспензий и золей // Труды 3-й Всесоюз. конференции по коллоидной химии. — М.: Изд-во АН СССР, 1956.
13. Higashitani K., Iseri H., Okuhara K. et al. Magnetic effects on zeta potential and diffusioty of nonmagnetic cjlljidal particles // J. Colloid. and Interface Sci. — 1995. — V.172, N2.

Забулонов Ю.Л, Кадошніков В.М., Литвиненко Ю.В. ПРО ВПЛИВ ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ПОЛЯ НА СТІЙКІСТЬ КОЛОЇДІВ (НА ПРИКЛАДІ ГІДРООКИСУ ЗАЛІЗА)

Вивчено вплив електромагнітного поля на стійкість колоїду гідроокису заліза. Показано залежність стійкості колоїдного розчину від природи електромагнітного поля і часу релаксації. Визначено час відновлення первісної структури вказаного колоїдного розчину. В якості джерела електромагнітного випромінювання використовувався апарат вихрового шару конструкції Логвиненко Д.Д.

Zabulonov YU.L., Kadoshnikov V.M., Litvinenko U.V. INFLUENCE OF ELECTROMAGNETIC FIELD ON STABILITY OF COLLOIDS (FOR EXAMPLE IRON HYDROXIDE)

The electromagnetic field effect on the colloid iron hydroxide stability was studied. Dependence of the colloidal solution stability on the electromagnetic field nature and the relaxation time was established. The time of restoration of the original structure of the source colloidal solution was determined. As a source of electromagnetic radiation we used the apparatus of the vortex layer designed by Logvinenko D.D.

УДК 662.613.5

Бондаренко М.Г.
Інститут геохімії навколишнього середовища

ВИБІР МЕТОДУ ТА ЗАСОБУ МОДЕЛЮВАННЯ ДЛЯ ОЦІНКИ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТУ АТМОСФЕРНИМИ ВИКИДАМИ ТЕПЛОВОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ

Наведено критичний огляд існуючих методів моделювання розсіювання забруднень у атмосферному повітрі та програмних засобів, що реалізують ці методи, з точки зору можливості їх застосування для вирішення задачі оцінки накопичення забруднень у ґрунті внаслідок осадження з атмосфери

Вступ

Теплова енергетика вносить значний вклад у загальне виробництво електроенергії в Україні, близько 40% електроенергії в країні виробляється тепловими електростанціями, і у найближчі роки планується нарощувати ці потужності [13]. Вплив теплових електростанцій на навколишнє природне середовище проявляється через теплове забруднення, забруднення атмосфери внаслідок викидів димових газів; значну територію займають шлако- та золовідвали, здіймання пилу з останніх також забруднює повітря у локальних масштабах.

За оцінками, внесок теплових електростанцій (ТЕС) у забруднення атмосферного повітря в межах території України складає близько 30% [16]. Значно менш досліджені питання забруднення ґрунтів внаслідок осадження аерозольних викидів енергетичних установок. Найбільша загроза виникає при спалюванні кам'яного вугілля, викидаються значні обсяги оксидів сірки та азоту, які при взаємодії з атмосферними опадами призводять до кислотних дощів; частки золи містять важкі метали та природні радіонукліди, які можуть накопичуватись у ґрунті.

Відмітимо також, що на забруднення атмосферного повітря впливають не тільки ТЕС, ай металургійні та хімічні підприємства. У свою чергу це призводить до забруднення ґрунтів в зонах впливу цих об'єктів.

Оскільки накопичення забруднюючих речовин ґрунтом є відносно тривалим процесом, необхідно визначити, яка кількість забруднюючих речовин осяде на досліджуваній території за час роботи підприємства, і який розподіл на площі буде мати це забруднення. Тобто задача полягає в тому, щоб оцінити обсяги накопичення забруднюючих речовин у ґрунті внаслідок осадження їх з атмосферного повітря, з урахуванням гідрометеорологічних чинників впливу (роза вітрів, формування поверхневого стоку внаслідок опадів, тощо).

Один із шляхів вирішення цієї задачі — моделювання розповсюдження забруднювача у атмосфері, з врахуванням у моделі складових процесу осадження. Маючи оцінку того, яка частина забруднюючих речовин, що їх викидає підприємство, осідає на досліджуваній території, ми можемо розрахувати обсяги забруднення ґрунту за час роботи підприємства.

У даній статті наводиться аналітичний огляд існуючих методів моделювання процесів осадження атмосферних викидів на грунт, та програмних засобів, що найбільш коректно застосовуються для вирішення даної задачі, що здійснюється з метою обґрунтування найбільш ефективних методів прогнозного оцінювання стану забруднення ґрунтів в зонах впливу енергетичних об'єктів.

Вимоги до системи моделювання

1. Масштаб, у якому модель повинна давати коректні результати, — локальний, оскільки, як відмічається, найбільш помітне забруднення ґрунту атмосферними викидами

відбувається на невеликих відстанях, близько 10 км [1, 2]. Достатньо, щоб модель працювала коректно у радіусі 20–30 км.

2. Присутність у системі моделювання можливості оцінки осадження. Далеко не кожна система моделювання має такі можливості.

3. Доступність програмного продукту для потенційних користувачів в Україні.

4. Доступність вхідних даних для моделювання.

Огляд існуючих підходів до моделювання та програмних продуктів на їх базі

Задачі моделювання розповсюдження забруднюючих речовин у атмосферному повітрі розрізняють за просторовим масштабом; за часовими рамками, у яких відбувається викид і у яких проводиться моделювання; за типом джерела, та за іншими параметрами.

Масштаб, у якому необхідно розв'язати задачу оцінки розсіювання забруднюючої речовини, класифікують наступним чином:

- локальний (до 20 км);
- мезомасштаб (від 20 до 200 км);
- регіональний масштаб (від 200 до 2000 км);
- транскордонний масштаб (2000 км та більше).

За часовими рамками розрізняють

- постійний викид (нормальна робота підприємства). При цьому, обсяг викиду (г/с) може бути змінним або незмінним у часі.
- короткотерміновий, або залповий, викид.
- аварійний викид. Для оцінки наслідків аварійних викидів існують окремі методики.

Джерела забруднення прийнято класифікувати на точкові, лінійні, площинні та об'ємні:

- Точкове джерело — окреме, упізнаване джерело викиду забруднення у повітря (наприклад, викид з труби котельні). Точкове джерело має також таку характеристику, як висота над рівнем земної поверхні. Геометричних розмірів точкове джерело не має.
- Лінійне джерело — одновимірне джерело викиду забруднення у повітря (наприклад, викиди від автомобільної дороги).
- Площинне джерело — двовимірне джерело викиду; наприклад, викиди від лісової пожежі, забруднення від сміттєзвалища, або випари з великої площі пролитої рідини.
- Об'ємне джерело — площинне джерело з третьою координатою, висотою. Наприклад, викид вуглеводнів від різного обладнання на нафтохімічному заводі.

Для моделювання розповсюдження забруднень у атмосфері в теперішній час використовують такі основні підходи:

- Моделі Гаусівського факелу.
- Моделі Лагранжевої хмари.
- Моделі розсіювання, що базуються на інтегральних законах збереження у хмарі в цілому (залповий викид) або у поперечному перерізі хмари (довготривалий викид). Інша назва — моделі з зосередженими параметрами. Найбільша група — моделі важкого газу.
- Модель дифузії часток Лагранжа.
- Моделі, що базуються на чисельному ров'язанні рівнянь адвекції-дифузії.

Модель Гаусівського факелу

Модель Гаусівського факелу — найдавніша (з 1947 року) з підходів до оцінки розсіювання речовини у атмосфері. У цій моделі припускається, що забруднення розповсюджується за напрямком вітру у вигляді струменя, а в поперечному розрізі струменя концентрація забруднювача має Гаусівський (нормальний) розподіл (рис.1).

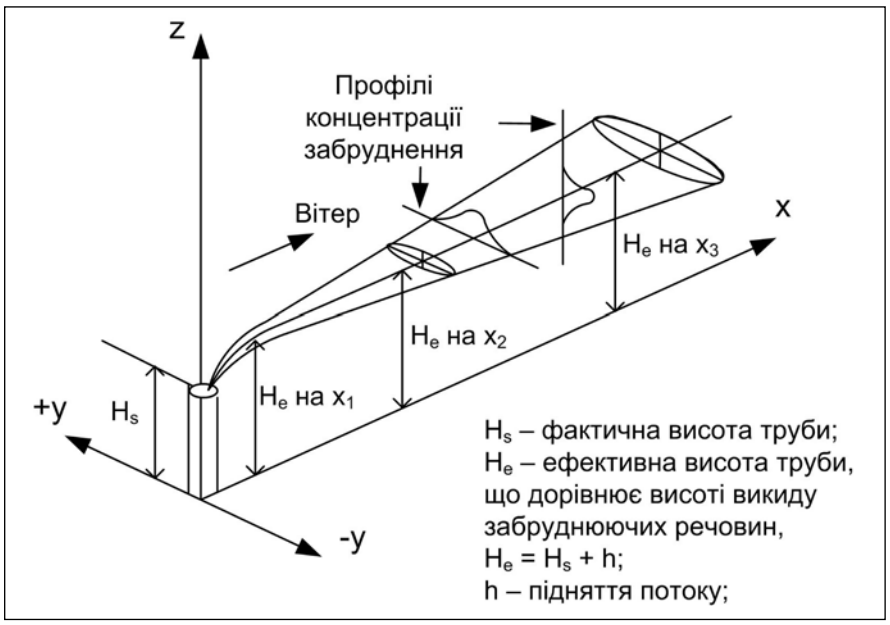


Рис. 1. Модель Гаусівського факелу

Рівняння для Гаусівської моделі дисперсії має такий вигляд:

$$C = \frac{Q}{u} \cdot \frac{f}{\sigma_y \sqrt{2\pi}} \cdot \frac{g_1 + g_2 + g_3}{\sigma_z \sqrt{2\pi}}, \qquad (1)$$

де $f = \exp\left[\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right]$ — параметр дисперсії у напрямку, перпендикулярному напрямку вітру;

g — параметр вертикальної дисперсії, $g = g_1 + g_2 + g_3$:

$g_1 = \exp\left[\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right]$ — вертикальна дисперсія без відбиття;

$g_2 = \exp\left[\frac{-(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right]$ — вертикальна дисперсія для відбиття від земної поверхні;

g_3 — вертикальна дисперсія для відбиття внаслідок інверсії у верхніх шарах атмосфери:

$$g_3 = \sum_{m=1}^{\infty} \exp\left[-(z - H - 2mL)^2 / (2\sigma_z^2)\right] + \exp\left[-(z + H + 2mL)^2 / (2\sigma_z^2)\right] +$$
$$+ \exp\left[-(z + H - 2mL)^2 / (2\sigma_z^2)\right] + \left[-(z - H + 2mL)^2 / (2\sigma_z^2)\right]$$

C — концентрація забруднювача у будь-якій точці, що розташована:
x метрів за напрямком вітру від джерела викиду
y метрів перпендикулярно від центральної осі потоку, у горизонтальній площині
z метрів від земної поверхні
Q — швидкість викиду від джерела, г/с
u — горизонтальна швидкість вітру вздовж центральної осі потоку, м/с
H — висота центральної осі потоку забруднення відносно поверхні землі, м
σz — вертикальне стандартне відхилення розподілу забруднення, м
σy — горизонтальне стандартне відхилення розподілу забруднення, м
L — висота від рівня земної поверхні до верхньої межі шару змішування, м

Модель Гаусівського факелу працює в стаціонарному режимі, метеорологічні параметри незмінні в часі і просторі.

Ця модель найчастіше застосовується для прогнозування розповсюдження довготривалого забруднення атмосфери від джерел, що розташовані на рівні земної поверхні або на деякій висоті. Застосування моделі обмежене локальним масштабом.

Модель Гаусівського факелу реалізована у багатьох програмних продуктах, фактично, це найбільш розповсюджена на даний час методика моделювання забруднення атмосфери.

Деякі з найбільш відомих систем моделювання, що використовують цю методику:

ОНД-86 [9] — методика розрахунку концентрацій у атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств. ОНД-86 в Україні має статус затвердженої законом методики для розрахунку впливу атмосферних викидів підприємств на атмосферу, і на її базі створено кілька програмних продуктів — ЕОЛ+, АРМ ЕКО. У цій методиці модель факелу Гаусса модифікована шляхом вводу емпіричних коефіцієнтів, які враховують можливе підвищення концентрації у застійних зонах поблизу будівель та споруд. ОНД-86 не є динамічною моделлю, тобто вона дає лише річний максимум, а не динаміку концентрацій у часі. Крім того, застосування моделі обмежене локальним масштабом (до 20км), що обумовлене самою математичною основою моделі. Розрахунок осадження у методиці і у програмних продуктах, що її реалізують, не передбачений. Згадані програмні продукти (ЕОЛ+, АРМ ЕКО) є комерційними, програмної реалізації ОНД-86, яка була б у відкритому доступі, наскільки відомо авторові, не існує.

AERMOD [13,14] — система моделювання, яка розроблялась і модифікувалась з 1991 року, а з 2005 року є рекомендованою EPA (Агенція з захисту навколишнього середовища США, Environmental Protection Agency) методикою для оцінки впливу стаціонарних джерел забруднення на стан атмосферного повітря. Система моделювання спадкує обмеження моделі Гаусівського факелу і працює у стаціонарних умовах, дає задовільні результати у локальному масштабі. Але розробники реалізували вплив рельєфу місцевості, і нещодавно з'явилась можливість розрахунку осадження, щоправда, за документами EPA, ця функція моделі ще недостатньо верифікована. Система моделювання AERMOD є безкоштовною і знаходиться у відкритому доступі на сайті EPA за адресою [15].

Модель Лагранжевої хмари

За цією методикою викид забруднюючої речовини представляється у вигляді послідовності хмар, всередині кожної з яких речовина має деякий розподіл. Такий підхід є гнучкішим, ніж принцип Гаусівського факелу, оскільки він точніше наближається до фізичної суті розсіювання речовини у атмосфері. Модель Лагранжевої хмари дозволяє моделювати процес нестаціонарний у часі та просторі, досить коректно враховувати зміну напрямку вітру, складний рельєф місцевості, хімічні трансформації речовини. Ця методика дає коректні результати при моделюванні як миттєвого або короткотермінового викиду, так і довготермінового викиду, наприклад, для сезонного чи річного циклу [11]. Застосування моделі Лагранжевої хмари найбільш виправдане, коли важливо врахувати часові та просторові зміни у метеорологічних умовах (рис. 2). Також, модель дозволяє значно краще оцінювати розповсюдження забруднювача в штильову погоду.

Системи моделювання, що базуються на принципі Лагранжевої хмари, використовують у якості вхідних даних тривимірні поля вітру та температури.

Цей клас моделей є відносно молодим порівняно з моделлю Гаусівського факелу, але вже доступні кілька програмних продуктів, що реалізують цей підхід. дин з прикладів реалізації моделі Лагранжевої хмари — CALPUFF [10], модель створена компанією Sigma Research Corporation, яка на даний час є частиною Earth Tech Inc. і є рекомендованою EPA системою для оцінки впливу викидів підприємств на якість повітря [15].

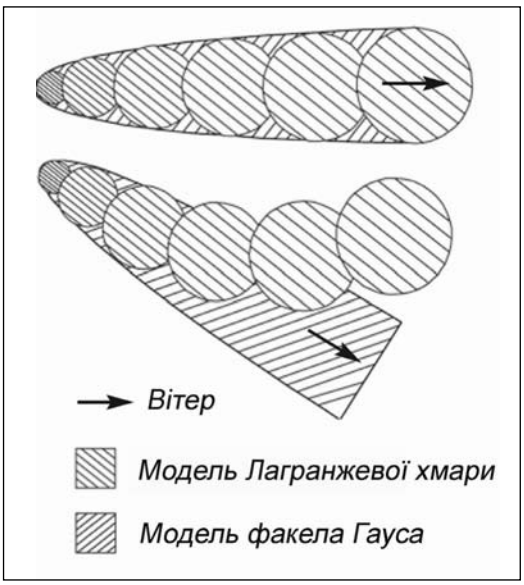


Рис. 2. Принципова різниця в роботі наведених моделей при зміні напрямку вітру.

Система моделювання містить модулі оцінки хімічних трансформацій оксидів азоту та сірки, впливів складного рельєфу місцевості, виконує оцінку сухого та мокрого осадження. CALPUFF спочатку створювалася для моделювання у мезомасштабі — від 50 км до кілька сот кілометрів, але, як виявилося, добре підходить і для задач локального масштабу [12].

Модель дифузії часток Лагранжа.

Модель дифузії часток Лагранжа математично відслідковує частки забруднення, їх рух у атмосфері, рух часток моделюється як стохастичний процес. Для того, щоб отримати дані про концентрацію забруднювача, система моделювання підраховує статистику траєкторій великої кількості часток. Модель Лагранжа використовує рухому систему координат, разом з рухом часток від початкової точки. Образно кажучи, спостерігач у Лагранжевій моделі слідує за переміщенням забруднюючої речовини.

Головною перевагою моделі руху часток Лагранжа є те, що вона точніше за вищерозглянуті моделі імітує фізичні процеси, які задіяні у реалізації процесів розповсюдження речовини у атмосфері [3].

Внаслідок цього, такий спосіб моделювання може давати добрі результати у великому діапазоні масштабів, від локального до регіонального. Також, такі моделі добре працюють при прогнозуванні розповсюдження речовини над територією зі складним рельєфом.

Серед недоліків таких моделюючих систем слід відмітити:

- складність у користуванні. Для запуску циклу моделювання необхідно зібрати дуже велику кількість інформації. Архів метеорологічної інформації, в тому числі тривимірні поля вітру для досліджуваної території, кількість та інтенсивність опадів. Карта рельєфу місцевості, карта рослинності. Хоча деякі системи моделювання дають можливість вводу метеорологічної інформації у спрощеному вигляді, зводячи перелік вхідних даних фактично до потреб гаусівської моделі, для отримання всіх переваг моделі дифузії Лагранжа необхідно вводити максимум вхідних даних.
- великі потреби у обчислювальних ресурсах, найбільші серед розглянутих типів моделей.

Приклад програмного продукту, що реалізує даний підхід — AUSTAL 2000 [5] — є реалізацією затвердженої у ФРН методики контролю якості повітря. Модель має великі можливості, включаючи оцінку хімічних трансформацій оксидів азоту, оцінку осадження. Програмний продукт знаходиться у відкритому доступі на інтернет-ресурсі www.austal2000.de.

Висновки

Для вирішення нашої задачі — прогнозування і діагностики накопичення у ґрунті забруднень внаслідок їх осадження з атмосфери — можна застосувати такі підходи, як модель факелу Гауса, або більш сучасну модель хмар Лагранжа чи модель дисперсії часток Лагранжа, які значно точніше відображають фізичну сутність процесу розсіювання забруднюючої речовини у атмосфері. Для будь-якого з підходів існує як мінімум один варіант програмної реалізації, що знаходиться у відкритому доступі і може бути завантажений з інтернет-ресурсів. Подальший вибір засобу моделювання може базуватись на таких параметрах, як:

- зручність інтерфейсу користувача;
- трудомісткість підготовки вхідних даних і обробки результатів;
- відповідність результатів моделювання результатам експериментальних вимірів, якщо, звісно, її вдасться оцінити.

На даний момент, ґрунтуючись на даних проведеного аналізу, для оцінки впливу викидів Бурштинської ТЕС на ґрунт прилеглих територій була обрана система моделювання CALPUFF. Зазначена програма має досить зручний інтерфейс користувача і інструменти для візуалізації отриманих результатів, а також зберігає результати моделювання у простому та зручному для подальшої обробки форматі. При використанні стаціонарних у просторі метеорологічних даних, цикл моделювання одного року роботи електростанції займає близько 10 хвилин роботи програми, значно більше часу займає підготовка даних для моделювання.

1. Карачка В. В. Вплив викидів хімічного заводу на забруднення грунту важкими металами // Вісник аграрної науки. — 2005. — № 6. — С. 81–83.
2. Особливості розповсюдження і поведінки важких металів у грунтах природних і урболандшафтів (на прикладі викидів Зміївської ТЕС) / Т.В. Козуля, А.Б. Бланк, Л.В. Глушкова // Экотехнологии и ресурсосбережение. — 2005. — N 2. — С. 51–55.
3. Arno Graff, Federal Environmental Agency, Germany. The new German regulatory model — a Lagrangian particle dispersion model. 8th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. pp 153–158. http://harmo.org/Conferences/Proceedings/_Sofia/publishedSections/Pages153 to 158.pdf
4. Методика расчета распространения аварийных выбросов, основанная на модели рассеяния тяжелого газа. А.А. Шаталов, М.В. Лисанов, А.С. Печеркин, А.В. Пчельников, С.И. Сумской. http://safety.moy.su/load/0-0-0-39-20
5. AUSTAL2000. Program Documentation of Version 2.4. 2009-02-03. Janicke Consulting, Dunum (Germany), Federal Environmental Agency (UBA), Berlin, Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim Landesumweltamt NRW, Essen. http://www.weblakes.com/products/austal/resources/docs/austal2000_en.pdf
6. Статті з Wikipedia®, Air pollution dispersion terminology, Atmospheric dispersion modeling — Wikipedia, the free encyclopedia. http://en.wikipedia.org/wiki/Air_pollution_dispersion_terminology
7. Алоян А.Е. Динамика и кинетика газовых примесей и аэрозолей в атмосфере / Курс лекций. — М.: ИВМ РАН, 2002. . 201 с. . ISBN 5-901854-05-5 http://www.inm.ras.ru/library/direct2/Aloyan.pdf
8. Modeling atmospheric deposition using a stochastic transport model. R. L. Buckley, WSRC-TR-99-O0409 http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/750120-1wuOJX/webviewable/750120.pdf
9. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий ОНД-86. ГОСКОМГИДРОМЕТ. http://myipeef.ru/arhive/index.php?action=downloadfile&filename=OND_86.doc.rar&directory=_literatura&PHPSESSID=pm567vo276lbul8vkjknpgm7o3
10. Joseph S. Scire, David G. Strimaitis, Robert J. Yamarnito. A User's guide for the CALPUFF dispersion model (version 5). Earth Tech Inc. 196 Baker Avenue, Concord, MA 01742. January 2000. http://www.src.com/calpuff/download/CALPUFF_UsersGuide.pdf
11. Chang, J.C., M.E. Fernau, J.S . Scire, and D.G. Strimaitis . 1998 . A critical review of four types of air quality models pertinent to MMS regulatory and environmental assessment missions. OCS Study MMS 98-0050. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. 180 pp. http://www.gomr.mms.gov/PI/PDFImages/ESPIS/3/3269.pdf
12. Енергетична стратегія України на період до 2030 року. К.; Мінпаливенерго, 2006. — 78с.
13. AERMOD: desctiption of model formulation. EPA-454/R-03-004. September 2004. http://www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermod_mfd.pdf
14. AERMOD implementation guide. http://www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermod_implmtn_guide_19March2009.pdf
15. U.S. Environmental protection agency. Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling http://www.epa.gov/scram001/dispersion_prefrec.htm

16. В.А.Маляренко, Г.Б.Варламов, Г.М.Любчик, Ф.В.Стольберг, С.В.Широков, Л.М.Шутенко. Енергетичні установки і навколишнє середовище. За ред. проф. Маляренка В.А. Навчальний посібник. — Харків: ХДАМГ, 2002. — 398с. — Рос. мовою.

Бондаренко М.Г. ВЫБОР МЕТОДА И СРЕДСТВА МОДЕЛИРОВАНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ АТМОСФЕРНЫМИ ВЫБРОСАМИ ТЕПЛОВОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ

Приведен критический обзор существующих методов моделирования рассеивания загрязнений в атмосферном воздухе и программных средств, реализующих эти методы, с точки зрения возможности их применения для решения задачи оценки накопления загрязнений в почве в результате осаждения из атмосферы.

Bondarenko M.G. CHOICE OF SIMULATION METHOD AND A TOOL FOR EVALUATION OF ATMOSPHERIC POLLUTION OF SOIL THERMAL POWER PLANT EMISSIONS

Critical review of the existing simulation techniques for dispersion of pollutants in the air and the software tools that implement these methods is presented in terms of their applicability to the task of assessing the accumulation of contaminants in the soil due to deposition from the atmosphere .

УДК 621.3.029.6

Стоколос М.О., Алєксєєва О.В.
Інститут геохімії навколишнього середовища

ВИКОРИСТАННЯ НЕВЗАЄМНИХ ПАСИВНИХ ПРИСТРОЇВ У СИСТЕМАХ РАДІОАКТИВНОГО ТА ХІМІЧНОГО КОНТРОЛЮ

В статті обґрунтовується застосування невзаємних пасивних пристроїв у системах радіоактивного та хімічного контролю. Висунуто вимоги до феритового матеріалу невзаємних пасивних пристроїв діапазону дуже високих частот. Розглянуто приклад моделювання циркулятора на елементах із зосередженими параметрами.

Вступ

У теперішній час до систем вимірювання, контролю та моніторингу радіоактивних і хімічних забруднень, крім вимог стабільності та надійності, висуваються додаткові вимоги, такі як автономність, малогабаритність та мобільність. Якщо автономність та малогабаритність залежить від характеристик елементної бази (енергоефективність та мініатюризація), то мобільність можна реалізувати шляхом розділення вимірювального комплексу на детекторну частину, що виконує первинну обробку інформації, та центральну (серверну) частину, яка накопичує, обробляє та представляє результати в зручному вигляді. При цьому зв'язок між детекторною і серверною частинами здійснюється через бездротовий радіоканал.

Детекторна частина у своєму складі може містити різні датчики, наприклад: метеоконтролю (температура, вологість тиск, швидкість вітру і т.п.); контролю рівня та виду радіоактивного, іонізаційного випромінювання; визначення складу та рівня хімічного забруднення; координат, висоти, швидкості руху об'єкта контролю та інше. Також необхідно здійснювати керування цими датчиками зі сторони серверу, а, значить, зв'язок повинен бути повнодуплексним. Для поєднання приймача і передавача кожного детектора на одну приймально-передавальну антену і зменшення впливу один на одного застосовують невзаємні пасивні пристрої — циркулятори та вентилі.

Розглянемо тепер принцип побудови високочастотної частини центрального серверу для обміну інформації з точками моніторингу. Так як на одній частоті кількість каналів зв'язку є обмеженою, то для підтримки необхідної та достатньої загальної кількості потрібно застосовувати ряд сусідніх частот, а відповідно — точок зв'язку, кожна з яких складається з приймача та передавача, на стороні центрального сервера. Оскільки загальна смуга частот, яку використовують точки зв'язку, може перекриватись однією антеною, то багатоантенне виконання є недоцільним. При цьому лише виникає потреба у розв'язці сигналів різних точок зв'язку серверу при роботі на одну антену, уникнення впливу передавачів на приймачі та вихідні каскади один одного. З цією метою, як було сказано вище, застосовують невзаємні пасивні пристрої. Для прикладу на рисунку 1 показано структурну схему високочастотних блоків трьох детекторів та одного центрального серверу системи контролю.

Для невзаємних пасивних феритових пристроїв властиві додаткові труднощі у реалізації на краях діапазону використання, що зумовлюються властивостями матеріалу та особливостями їх роботи. Тому необхідно старанно підходити до вибору феритового матеріалу та поля підмагнічування, яке визначає частоту феромагнітного резонансу і, відповідно, робочі характеристики приладу. Також потрібно враховувати особливості процесу їх моделювання з використанням комп'ютерних програм, наприклад, Microwave Studio (CST).

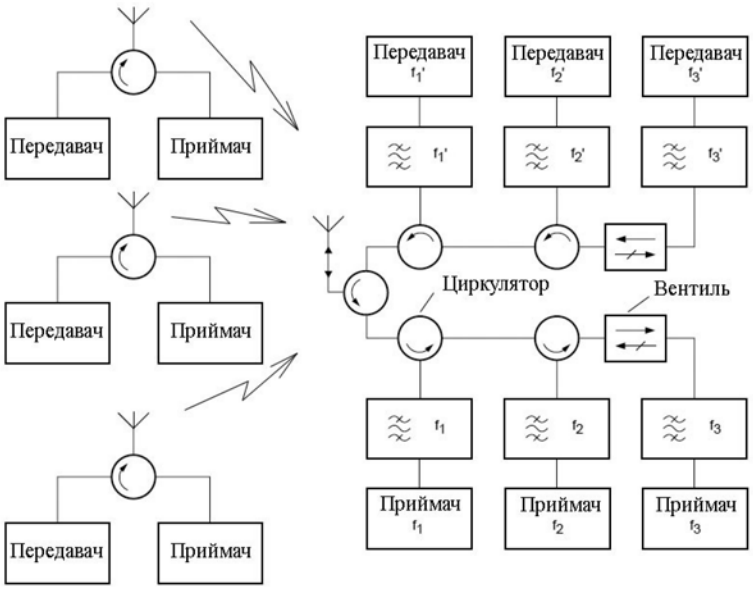


Рис. 1. Структурна схема високочастотних блоків детекторів та центрального серверу

Теоретична частина

Відомо [1], що постійним підмагнічуючим полем задається режим роботи невзаємного пасивного пристрою на елементах із зосередженими параметрами (ЕЗП) — дорезонансний або зарезонансний, для яких поле підмагнічування на робочій частоті, відповідно, менше та більше поля феромагнітного резонансу на цій частоті. Особливістю дорезонансного режиму роботи є те, що при слабких полях підмагнічування можливий випадок, коли втрати феромагнітного резонансу накладаються на втрати слабкого поля. Для уникнення втрат слабкого поля феритових пристроїв у діапазоні дуже високих частот (ДВЧ) в якості робочого вибирають зарезонансний режим [1]. Зарезонансний режим роботи для певної частоти характеризується тим, що зовнішнє постійне поле підмагнічування має більше значення, ніж поле, при якому відбувається феромагнітний резонанс на цій частоті, що в залежності від поля підмагнічування, форми та параметрів феромагнітного матеріалу визначається за формулою Кіттеля [2]:

$$f_0 = \gamma\mu_0\sqrt{[H_0 + (N_x - N_z)M_s][H_0 + (N_y - N_z)M_s]}, \qquad (1)$$

де γ — гіромагнітне відношення електрона; μ_0 — магнітна стала; *Nx, Ny, Nz* — розмагнічуючі фактори за осями x, y, z відповідно.

Для роботи в зарезонансному режимі необхідно, щоб ферит був насичений, тобто поле підмагнічування повинно бути більшим, ніж:

$$H_0 \geq H_a + N_z M_s, \qquad (2)$$

де H_a — поле анізотропії; N_z — розмагнічуючий фактор за віссю z; M_s — намагніченість насичення.

Для феритових вкладишів простої форми, що мають співрозмірні геометричні параметри, розмагнічуючі фактори можна розрахувати за відомими формулами [2, 3].

У невзаємних пасивних пристроях на елементах із зосередженими параметрами часто два феритові диски поєднуються у систему. При цьому внутрішнє поле кожного з них стає залежним як від їх власних розмагнічуючих факторів, так і від впливу, який вони здійснюють один на одного. Аналітичні вирази у такому випадку значно ускладнюються, тому для розрахунку застосовуються або чисельні методи, або експериментальні дослідження. У роботі [4] розмагнічуючий фактор системи двох феритових дисків був розрахований методом кінцевих елементів. Крім того, нами було проведено експериментальні

вимірювання та розрахунок розмагнічуючого фактору [5]. На рис. 2. суцільною лінією показуються теоретичні результати, розраховані методом кінцевих елементів, а круглими мітками позначені експериментальні точки. Коефіцієнт *Kf* враховує відстань між дисками і визначається за формулою:

$$Kf = Hf/(Hf + h/2),$$

де *Hf* — висота феритового диска; *h* — відстань між дисками.

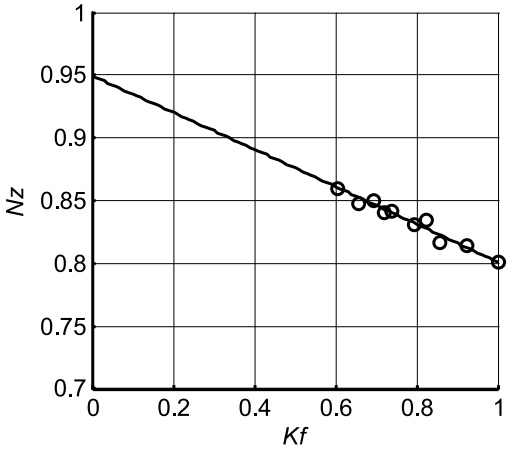


Рис. 2. Розмагнічуючий фактор системи двох феритових дисків

Як видно з рис.2 величини експериментального розмагнічуючого фактору за віссю системи двох феритових дисків співпадають з розрахунковими, лягаючи на одну пряму.

Вимоги до параметрів феромагнітного матеріалу

Для зарезонансного режиму роботи у діапазоні ДВЧ важливою умовою є насичення фериту. В той же час зменшення робочої частоти до мінімально можливої реалізується шляхом зменшення частоти феромагнітного резонансу. Визначимо, що впливає на цю мінімальну частоту. Для цього знайдемо резонансну частоту при полі насичення. Підставивши рівняння (2) в рівняння Кіттеля (1) отримаємо:

$$f_{0\min} = \gamma\mu_0\sqrt{[H_a + N_x M_s][H_a + N_y M_s]}. \qquad (3)$$

З формули (3) видно, що мінімальна частота феромагнітного резонансу визначається параметрами фериту та формою вкладиша. У випадку ідеально тонкого диску розмагнічуючі фактори $N_x = N_y = 0$, а, відповідно, мінімально допустима частота феромагнітного резонансу залежить лише від поля анізотропії. Якщо диск має певну товщину, а тим більше у випадку системи з двох феритових дисків, розмагнічуючі фактори $N_x = N_y$ мають ненульове значення, тому крім поля анізотропії на мінімальну частоту феромагнітного резонансу впливає ще і намагніченість насичення M_S.

Отже, можна узагальнити певні вимоги до вибору феритового вкладиша невзаємного пасивного пристрою на ЕЗП, а саме:

1. Феритовий вкладиш повинен мати форму дуже тонкого диску, висота якого хоча б на порядок менша за його діаметр.
2. Ферит вибраної марки повинен мати якнайменші значення поля анізотропії H_a.
3. Згідно [6], для отримання максимальної широкосмуговості ферит вибраної марки повинен мати мінімально можливу ширину резонансної лінії ΔH.

Моделювання та отримані результати

Особливістю високочастотних моделювань за допомогою Microwave Studio (CST) є те, що у властивостях феритового матеріалу задаються його параметри та напруженість внутрішнього підмагнічуючого поля H_i, яке вважається рівномірним. На практиці ж

відома величина напруженості лише зовнішнього поля та має місце нерівномірність його розподілу. При цьому частоту феромагнітного резонансу програма розраховує за формулою:

$$f_0 = \gamma \mu_0 H_i . \qquad (4)$$

Порівнюючи (1) та (4), отримуємо формулу напруженості внутрішнього поля тонкого феритового диску, що використовується як вихідний параметр для програмного розрахунку:

$$H_i = \sqrt{[H_0 + (N_x - N_z)M_s][H_0 + (N_y - N_z)M_s]}$$

Замість такого розрахунку можна провести попереднє магнітостатичне моделювання пристрою із використанням додаткових постійних магнітів у моделі, але тоді вона ускладнюється, а це збільшує час розрахунку.

Використовуючи формули (3), (4) та враховуючи, що $N_x = N_y = N_T$, отримаємо формулу для мінімального внутрішнього поля феритового диску:

$$H_{i\min} = H_a + N_T M_s . \qquad (5)$$

Для прикладу проведемо моделювання циркулятора на ЕЗП (рис. 3) із використанням двох феритових дисків товщиною 4 мм та діаметром 32 мм марки 30СЧ9, які мають M_S = 80 кА/м, H_a = 6 кА/м, ΔH = 4.8 кА/м, розмагнічуючі фактори N_z = 0.806 та $N_x = N_y$ = 0.097. З формули (5) мінімально допустиме внутрішнє поле для програми моделювання $H_{i\,min} \approx$ 14 кА/м.

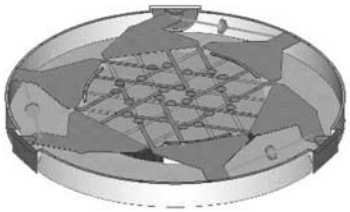


Рис. 3. Модель циркулятора на ЕЗП

Оскільки дана структура є резонансною, то моделювання потрібно здійснювати в частотній області.

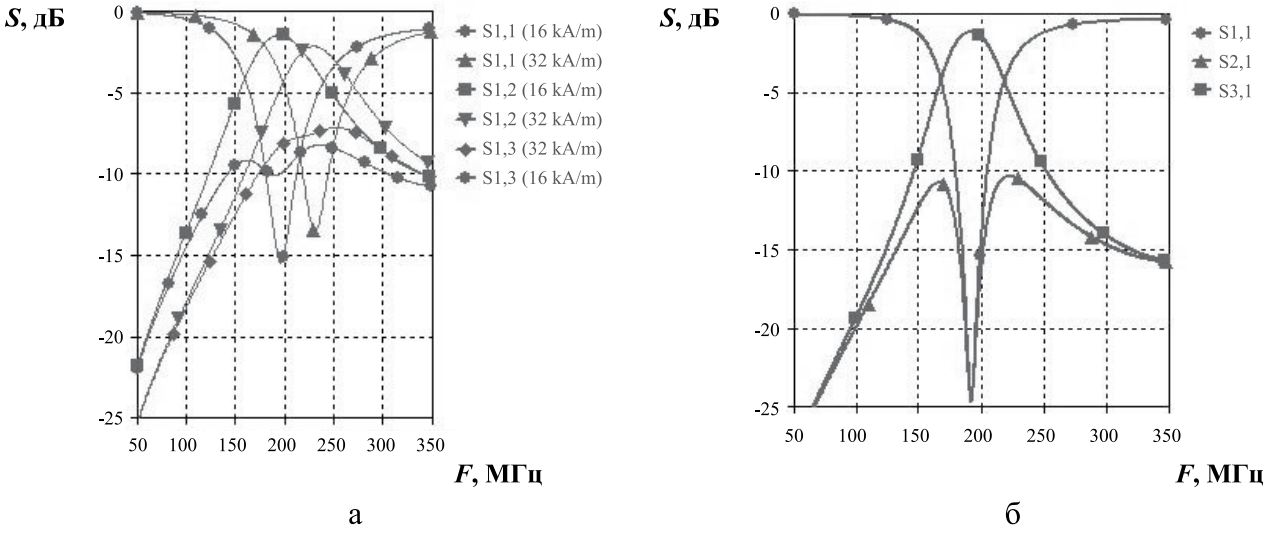


Рис.4. Результати моделювання циркулятора без узгодження (а) та з узгодженням (б)

Спочатку було проведено дослідження залежності параметрів циркулятора від поля підмагнічування. Результати моделювань при полях підмагнічування 16 та 32 кА/м показані на рис. 4а. Видно, що при зменшенні поля підмагнічування, тобто при наближенні робочої частоти до частоти феромагнітного резонансу, відбувається покращення характеристик циркулятора. Однак є межа зближення цих двох частот, оскільки при наближенні до феромагнітного резонансу збільшується величина прямих втрат циркулятора.

Подальше значне покращення величини розділення та коефіцієнта відбиття досягається за рахунок узгодження вхідного опору циркулятора із опором лінії передачі. Оскільки у наведених моделюваннях було реалізовано найпростіше узгодження за допомогою однієї паралельної ємності, яка скомпенсувала індуктивну складову вхідного опору, то для демонстрації узгодження активної складової збільшимо опір вхідної лінії передачі до 85 Ом. В результаті параметри коефіцієнта відбиття та розділення (рис. 4б) покращились. Отже, для узгодження даного циркулятора з лінією передачі, що має хвильовий опір 50 Ом, а також для розширення смуги робочих частот необхідні більш складні узгоджуючі схеми.

Висновки

В системах радіоактивного та хімічно контролю при роботі з великою кількістю точок моніторингу серверна частина, використовуючи розв'язуючі невзаємні пасивні пристрої, може містити лише одну приймально-передавальну антену.

Для зменшення габаритних розмірів невзаємні пасивні пристрої можуть виконуватись на елементах із зосередженими параметрами. Виготовлення цих пристроїв вимагає старанного підбору феромагнітного матеріалу, з якого виготовляються феритові вкладиші.

При комп'ютерному моделюванні у програмі Microwave Studio (CST) необхідно або здійснювати попередній розрахунок внутрішнього поля підмагнічування, або ускладнювати модель і проводити додаткове магнітостатичне моделювання.

Результати моделювання показують наявність ефекту циркуляції. Зміна поля підмагнічування лише в невеликих межах змінює робочу частоту.

1. Вунтесмері Вол. С., Стоколос М.О. Широкосмугові невзаємні пасивні пристрої діапазону дуже високих частот // Вісник НТУУ «КПІ». Радіотехніка. Радіоапаратобудування. — 2008. — Вип. 37. — С. 65–70.
2. Киттель Ч. Введение в физику твердого тела: Пер. с англ. — М.: Наука, 1978. — 782 с.
3. Хелзайн Дж. Пассивные и активные цепи СВЧ: Пер. с англ. / Под ред. А.С. Галина. — М.: Радио и связь, 1981. — 200 с.
4. Helszajn J. Nonreciprocal Microwave Junctions and Circulators. — New-York: Wiley-Interscience, 1975. — 349 p.
5. Вунтесмері Вол. С., Стоколос М.О. Дослідження внутрішнього магнітного поля близько розташованих феритових вкладишів невзаємних пасивних пристроїв // Вісник НТУУ «КПІ». Радіотехніка. Радіоапаратобудування. — 2010. — Вип. 40 — С. 95–99.
6. Alexander I.M., Aitken F.M. Broadband VHF/UHF circulators with tailored filter characteristics // IEEE Transactions on Magnetics. — September 1975. — Vol. Mag-11, №. 5. — P.1267–1269.

Стоколос М.А., Алєксєєва О.В. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ НЕВЗАИМНЫХ ПАССИВНЫХ УСТРОЙСТВ В СИСТЕМАХ РАДИОАКТИВНОГО И ХИМИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

В статье дается обоснование применения невзаимных пассивных устройств в системах радиоактивного и химического контроля. Выдвинуты требования к ферритовому материалу невзаимных пассивных устройств диапазона очень высоких частот. Рассмотрен пример моделирования циркулятора на элементах с сосредоточенными параметрами.

Stokolos M.O., Alekseeva O.V. USING OF NON-RECIPROCAL PASSIVE DEVICES IN THE RADIOACTIVE AND CHEMICAL CONTROL SYSTEMS

The article gives explanation of the use of non-reciprocal passive devices in radioactive and chemical control systems. Standards of the ferrite material for interconnected passive devices of high-frequency range are presented. An example of simulation of a circulator based on elements with lumped parameters has been presented.

УДК 553.31:663.48.63

Губіна В.Г., Горлицький Б.О.
Інститут геохімії навколишнього середовища

ПРОБЛЕМА ЗАЛІЗОВМІСНИХ ВІДХОДІВ ГІРНИЧО-МЕТАЛУРГІЙНОГО КОМПЛЕКСУ УКРАЇНИ — СИСТЕМНИЙ ПІДХІД

В статі послідовно проаналізовано усі види залізовмісних відходів, що утворюються на різних етапах робіт — від видобутку залізної руди до отримання кінцевої продукції гірничо-металургійного комплексу. Приймались до уваги обсяги відходів, вміст в них заліза стосовно вже накопичених в минулому відходів, так і тих, що утворюються зараз щорічно. В результаті аналізу показано, що залізовмісні відходи за обсягом, концентрацією заліза та станом технологічних розробок щодо їх застосування як вторинної сировини, є стратегічним ресурсом ГМК України першочергового значення.

Вступ

Підприємства гірничо-металургійного комплексу (ГМК), враховуючи сировинну базу залізних руд, розвинуту мережу промислових підприємств з їх видобутку та збагачення, металургійних підприємств з виробництва чавуну і сталі, заводів по виготовленню труб та іншої металевої продукції, безумовно, є і будуть залишатися стратегічним промисловим потенціалом України, що забезпечує основну долю фінансових надходжень до бюджету країни.

Відомо, що для виробки 1т сталі традиційним способом у виробництві застосовується >3т первинних природних сировинних ресурсів (залізорудні матеріали та кокс), які накопичуються навколо підприємств, забруднюючи оточуюче середовище. Крім того, в атмосферу викидаються токсичні речовини, які небезпечні для людини. Особливо це стосується людей, які проживають в містах, що безпосередньо утворились в місцях розташування промислових підприємств, гірничо-металургійних комбінатів.

При цьому очевидно, що чим повільніше будуть вводитись в експлуатацію нові мінеральні ресурси тим кращим буде навколишнє середовище. Це можливо за умови залучення до експлуатації вже накопичених техногенних ресурсів, зокрема залізовмісних відходів видобутку і збагачення залізних руд, відходів металургійних підприємств тощо.

В процесі виробництва сталевої продукції втрати металу спостерігаються на кожному етапі технологічного циклу від видобутку залізної руди до отримання сталевого прокату. Це пояснюється використанням застарілого обладнання металургійних підприємств, низькою сплатою за викиди, скиди та розміщення відходів, недосконалим законодавством в сфері надрокористування та охорони навколишнього середовища.

Кожний спеціаліст-технолог займається ресурсозбереженням на своєму етапі виробництва. Але до цих пір не було визначеної картини скільки заліза ми втрачаємо в цілому по Україні і який вклад кожного продуценту залізовмісних відходів за обсягами та масою заліза на кожному етапі виробництва. Тому метою даної роботи є встановлення системного уявлення про обсяги втрат заліза на підприємствах ГМК України.

Викладення матеріалу

За розвіданими запасами залізних руд Україна займає 3 місце в світі. Підтверджені запаси залізних руд складають майже 26 млрд. т. Вони зосереджені в 5 залізорудних районах (52 родовищах). Промислові запаси та видобуток залізних руд в Україні [1] наведено в таблиці 1.

Таблиця 1. Промислові запаси залізних руд України

Залізорудні райони	Кількість родовищ		Промислові запаси, тис. т.
	Всього	Знаходяться в експлуатації	
Криворізький	29	16	16 946 778
Кременчуцький	5	2	4 326 634
Білозерський	6	2	2 516 707
Керченський	8	–	1 413 749
Жовторіченський	4	2	671 875
Всього:	52	23	25 875 743

Як бачимо, основні запаси залізних руд зосереджені в Криворізькому залізорудному басейні.

Нині видобуток *багатої залізної руди* там здійснюється 3 підприємствами Кривбасу: ВАТ «Криворізький залізорудний комбінат» (КЗРК), який нині розробляє 4 родовища: ш. ім. Леніна, ш. «Гвардійська», ш. «Октябрьська», ш. «Батьківщина», ВАТ «Суха балка» (ш. ім. Фрунзе, ш. «Ювілейна») та ВАТ «Арселор Міттал Кривий Ріг» (колишнє РУ ім. Кірова) та Запорізьким залізорудним комбінатом (ЗЗРК), який розробляє Білозерське родовище.

Інформація щодо діючих підприємств України з видобутку багатих залізних руд наведена в таблиці 2. З таблиці видно, що балансових запасів багатих залізних руд в рамках проектних контурів діючих шахт нараховується понад 1 млрд. т. Щорічно видобувається з надр, в середньому близько 16 млн. т багатої залізної руди. Середня масова частка заліза в агломераційній руді Кривбасу складає 58%, ЗЗРК — 62%. ЗЗРК освоює нині Білозерське залізорудне родовище. Родовище простягається на 2,5 км, середня потужність рудного тіла — 60 м. Розвідані запаси руд складають 300 млн. т. У складі руди, що виробляється на комбінаті і має в Україні найвищу якість, частка заліза становить 58–66%.

Проектна потужність всіх підземних рудників складає 23,4 млн. т руди на рік. Останні три роки видобуток багатої руди складає 15–16 млн. т , але виробничі потужності цих добувних підприємств вищі.

Балансових запасів багатих залізних руд вистачить, в середньому на 30 років роботи кожного підприємства. Підрахованих запасів залізистих кварцитів, які знаходяться в контурах діючих шахт вистачить на 20–30 років видобутку

В процесі видобутку здійснюється перемішування різних різновидів руди, а також туди потрапляють породи різного складу (залізисті кварцити, сланці тощо). Тому вже в процесі видобутку відбувається збіднювання залізної руди і масова частка заліза знижується на різних підприємствах з 58 до 50–54 масових % .

Для підвищення якості агломераційної руди на підприємствах здійснюється збагачення багатої руди на так званих дробильно-сортувальних фабриках (ДСФ). В Кривбасі це збагачення складається з 2–3 стадійного подрібнення та наступного розсіву рудної маси. В результаті утворюється 2 продукти: один з масовою часткою заліза 58–59% — агломераційна руда, другий з часткою <58%. Встановлено, що при подрібнені 7–15 масових % руди залишається не подрібненою і після грохочення (розподілу матеріалу за класами крупності) ці збагачені на залізо куски потрапляють у так звані відходи ДСФ, які є цінною техногенною залізовмісною сировиною, що накопичується на проммайданчиках видобувних підприємств [2]. Некондиційна фракція з масовою часткою заліза 39–45% взята на облік в Державному балансі запасів і вважається корисною копалиною загальнодержавного значення. Вона складується як залізорудна сировина, що тимчасово не використовується.

Щорічно при виробництві агломераційної руди на ДСФ кожної шахти тільки Кривбасу утворюється 200–300 тис. т некондиційної фракції рудної маси, при масовій долі заліза в ній, в середньому 43%. Тому на 7 діючих шахтах утворюється щорічно 1,75 млн. т некондиційної фракції, у складі якої знаходиться 752,5 тис. т заліза. Вважається, що на

шахтах Кривбасу вже накопичено приблизно 20 млн. т некондиційної фракції, тобто, в середньому, 6,45 млн. т заліза. Треба зазначити, що це вже подрібнена сировина, розмір кусків , що утворюються в процесі подрібнення — 10–80 мм.

Залізисті кварцити видобуваються і збагачуються на 6 гірничо-збагачувальних комбінатах (ГЗК), 5 з яких находяться на території Кривбасу, один — ВАТ «Полтавський ГЗК» в Полтавській області. (м. Комсомольськ-на-Дніпрі)

Полтавський ГЗК розробляє 2 родовища залізистих кварцитів (Горишнє-Плавнинське та Лавриковське) одним кар'єром.

ГЗК Кривбасу розробляють 8 родовищ: Інгулецьке (ВАТ «Інгулецький ГЗК»), Скелеватське (ВАТ Південий ГЗК), Новокриворізьке, Валявкінське (ВАТ ГЗК «Арселор Міттал Кривий Ріг» — колишній Ново-криворізький ГЗК), Глеєватське, Петровське, Артемівське (ВАТ «Центральний ГЗК»), Первомайське, Ганнівське (Північний ГЗК). Петровське та Артемівське родовища територіально знаходяться в Кіровоградській обл. Крім цього, Центральний ГЗК видобуває залізисті кварцити на шахті ім.Орджонікідзе підземним способом.

В структуру ГЗК входять 10 діючих кар'єрів, 2 шахти з видобутку залізистих кварцитів, 7 подрібнювально-збагачувальних комплексів, 2 агломераційних комплекси з 22 агломераційними машинами, 2 цехи з виробництва обкотишів та допоміжні цехи. Виробничі потужності ГЗК дозволяють щорічно виробляти 74,35 млн. т залізистого концентрату, 21,61 млн. т обкотишів та 14, 9 млн. т агломерату (таблиця 3).

При видобутку бідних залізних руд, з кар'єрів на збагачувальну фабрику потрапляють залізисті кварцити з масовою часткою заліза загального 35—37%. Кондиційними по магнітному залізу вважаються кварцити з масовою його часткою 10–14%. Магнетитові кварцити з масовою часткою заліза < 10% важаються некондиційними і вони потрапляють у відвали ГЗК.

Аналіз відвалів ГЗК Кривбасу, проведений на початку 80-х років минулого століття показав, що окремо складуються лише окислені кварцити, на які, в свій час були підраховані запаси, і вони вважались сировиною для Криворізького гірничо-збагачувального комбінату окислених руд. Всі інші породи (некондиційні залізисті кварцити, сланці, навіть четвертинні лесовидні суглинки) складуються у змішаних відвалах [3].

В процесі збагачення залізистих кварцитів утворюються відходи, які складуються у хвостосховищах, що займають приблизно 7–10 тис га тільки в Кривбасі. Сумарний об'єм відходів збагачення близько 1,5–3,0 млрд. м^3, загальна маса — 4,0–6,0 млрд. т.

За даними Мінпромполітики, тільки на ГЗК Кривбасу, щорічно утворюється близько 60 млн. т відходів збагачення, наприклад, в 2003 р. утворилось 55 791,7 млн. т відходів збагачення (таблиця 4).

Нашими попередніми дослідженнями встановлено, що в поточних відходах збагачення ГЗК Кривбасу масова частка заліза загального складає 12–15 мас.%, а у лежаних відходах це значення підвищується до 19 мас.%. [4]

Дослідження щодо розподілу заліза в ємностях хвостосховищ показали, що в результаті гравітаційної диференціації поточних відходів збагачення утворюються ділянки, в межах яких масова частка заліза в лежаних відходах складає 25–35 мас.%, а магнітного заліза — 10–15 і навіть 20 мас.% [5, 6], що співвідноситься з кондиційними залізистими кварцитами, які беруться в кар'єрі

Таблиця 2. Діючі підприємства з видобутку багатих залізних руд України (за даними підприємств)

Підприємство	Шахти	Балансові запаси, млн. т	Виробнича потужність, млн. т/рік	Продукція, що випускається підприємством	Масова частка заліза, %	Обсяг видобутку, млн. т на рік		
						2006	2007	2008
ВАТ «Криворізький залізорудний комбінат» (Дніпропетровська обл.)	ім. Леніна; «Гвардійська»; «Жовтнева»; «Батьківщина»	250	2,000 2,000 1,700 2,600	руда залізна агломераційна, руда доменна кускова	56-60 47-50	7,1	7,103	6,242
ВАТ «Суха балка» (Дніпропетровська обл.)	«Ювілейна»; ім. Фрунзе; «Південна»	87,7 32,7 130	2,300 1,700	руда залізна агломераційна руда доменна кускова	56-60 47-50	3,029	2,855	2,694
Шахтоуправління ВАТ «Міттал Стіл Кривий Ріг» (Дніпропетровська обл.)	Ім. Кірова; Прохідницька; Кар'єр «Південний»	108,4	7,600	руда залізна агломераційна руда залізна доменна	53,5 34-54,4	1,872	2,107	1,469 0,112
Запорізький залізорудний комбінат (м. Дніпрорудний, Запорізька область)	«Експлуатаційна»; «Прохідницька»	300	3,500	руда залізна мартенівська та доменна, руда залізна агломераційна	58-66 62	4,309	4,400	4,500
Σ		908,8	23,4			16,31	16,465	15,017

Таблиця 3. Гірничо-збагачувальні комбінати України з виробництва залізорудної продукції (за даними підприємств)

Гірничо-збагачувальні комбінати	Кар'єри	Запаси, млрд.т	Виробнича потужність підприємства, млн. т/ рік		
			концентрат *	обкотиші	агломерат
Інгулецький	Інгулецький	1	14 / 12,63	–	–
Південний	Скелеватський	1,8	14 / 7,56	–	5 / 3,68
Міттал Стіл Кривий Ріг	№ 2-біс (Ново-криворізьке род.) № 3 (Валявкінське род.)	3,5	13,5 / 7,79	–	9,9 / 9,65
Центральний	№1 (Глеєватське род.) № 3 (Петровське род. № 4 (Артемівське род.) Род. ш. «Орджонікідзе»	0,37 0,486	17,1 / 5,72	4,5 / 1,96	–
Північний	Первомайський Ганнівський	2	11 / 11	9,6 / 9,42	–
Полтавський	Горишнє-Плавнинське, Лавриковське	1,67	7,75 / 10,46	7,51 / 9,03	–
«Восток-руда»	«Нова»	0,545	0,12	–	–
Всього:		11,371	74,35 / 55,32	21,61 / 20,41	14,9 / 13,33

** В числівнику — виробнича потужність підприємства, в знаменнику — обсяги виробництва продукції в 2008 р.*

Таблиця 4. Обсяги утворення відходів збагачення на ГЗК Кривбасу

№	Підприємство	Утворено відходів збагачення, млн. т		Всього утворено, млн. т
		2003	2005	
1	ВАТ «Інгулецький ГЗК»	19,9	19,5	711,4
2	ВАТ «Південий ГЗК»	9,7	10,2	518,3
3	ГЗК ВАТ «Криворіжсталь»	9,1	9,6	431,4
4	ВАТ «Центральний ГЗК»	7,0	н/д	н/д
5	ВАТ «Північний ГЗК»	9,9	н/д	н/д
	Всього:	55,6		

Окрім цього, 70% заліза, яке входить до складу відходів збагачення, знаходиться в розкритому стані (зерна рудного магнетиту вже відокремлені від нерудних мінералів). В матеріалі крупністю < 0,16 мм більше 90% магнетиту і практично весь гематит розкриті [7, 8], що говорить про менші енерговитрати за умови вторинного використання цієї техногенної сировини, тому що в гірничо-збагачувальному комплексі самою енергоємною технологією є збагачення руди (44%), де 60–70% приходиться на подрібнення.

Дослідження з приводу додаткового вилучення заліза з відходів збагачення, як поточних так і лежалих, з отриманням масової долі в концентраті до 63% на Криворіжжі проводились вже з 70-х років XX сторіччя [9, 10].

Встановлено, що залізо концентрується в нижній частині хвостосховища і вздовж дамб пульпопроводу. В ємностях більших розміром, утворюються більш сприятливі умови для гравітаційної диференціації і утворення збагачених залізом ділянок. Такі умови були створені на хвостосховищі Центрального ГЗК. Воно побудовано таким чином, що

центральна дамба пульпопроводу нарощувалась поступово і ємність хвостосховища не була поділена на карти. Треба зазначити, що підвищена масова частка заліза у відходах збагачення хвостосховища Центрального ГЗК пояснюється ще й тим, що на цьому комбінаті на протязі 25 років добувались та збагачувались окислені кварцити, що передбачало їх обпалювання в схемі збагачення. За рахунок недостатнього обпалення заліза у формі гематиту (мартиту) втрачалось і спрямовувалось у хвостосховище. З 2002 року на цьому підприємстві ведеться промислова розробка накопичених відходів збагачення з отриманням з них залізистого концентрату.

Для оцінки розподілу заліза безпосередньо в хвостосховищах ГЗК і підрахунку запасів в середині 80-х років минулого століття були проведені геолого-розвідувальні роботи за рахунок державного бюджету Радянського Союзу. На хвостосховищі Центрального ГЗК пробурили 56 свердловин вздовж і навхрест дамби центрального пульпопроводу на всю глибину хвостосховища (30 м), на інших — по 20 свердловин вздовж дамб. Тому для встановлення дійсної картини розподілу заліза в хвостосховищах інших комбінатів потрібно проводити буро-розвідувальні роботи, що дуже недешево.

Якщо врахувати, навіть з відомих даних, що середнє значення заліза загального в хвостосховищах становить 12 мас.%, то тільки в Кривбасі накопичено 600 млн. т заліза при щорічному поповненні на 66 млн. т.

Залізорудний концентрат, який є кінцевою продукцією ГЗК, далі надходить до агломераційної фабрики для виробництва агломерату — частини доменної шихти.

Агломераційне виробництво є першою ланкою в ланцюгу металургійного виробництва.

Агломерат в Україні виробляється на 8 підприємствах: Південний ГЗК, ГЗК та агломераційна фабрика металургійного виробництва «Міттал Стіл Кривий Ріг» (Кривий Ріг), Єнакіївський металургійний завод, металургійний комбінат «Азовсталь», металургійний комбінат ім. Ілліча (Маріуполь), Алчевський металургійний комбінат, металургійний комбінат ім. Дзержинського (Дніпродзержинськ), металургійний комбінат «Запоріжсталь», де експлуатуються 63 агломераційні машини загальною площею спікання 4306,5 м^2 (без урахування Південного ГЗК) та проектною потужністю 51,35 млн. т агломерату на рік. За такими характеристиками як витрати палива, питома продуктивність та «масова доля дрібної частки» вітчизняні агломераційні машини відстають від іноземних виробництв. В 2007 р. в Україні було вироблено 48,8 млн. т агломерату, в 2008 р. — 42,7 млн. т (за даними інвестиційної компанії «Сократ»).

Агломераційне виробництво вважається одним з найбільш екологічно небезпечних процесів в металургійному виробництві, тому що тут утворюється половина всіх викидів металургійного підприємства.

За хімічним складом агломераційні шлами практично ідентичні шихті, що переробляється. Основна частина цих шламів складається із сполук заліза, кремнію та кальцію. Друга частина складається з часток агломерату: руда, кокс, вугілля, вапняк. Масова частка заліза в агломераційних шламах складає 29–46% .

Агломерат, як компонент шихти, потрапляє в доменну піч (ДП). На балансах українських металургійних підприємствах знаходиться 43 ДП. В 2006 р. експлуатувалось 37 печей, в 2007 р. — 41. Станом на травень 2009 р. (за словами генерального директора ОП „Металургпром" В. Харахулаха) простоюють 14 печей, в тому числі 7 з них виведено з експлуатації, 6 печей ремонтуються, 1 піч зупинена за відсутністю реалізації продукції.

Виробничі потужності ДП — 39,6 млн. т чавуну на рік. В 2007 р. в Україні було вироблено 35,65 млн. т чавуну.

Масова частка заліза в доменних шламах українських металургійних комбінатів коливається в межах 29–37%, цинку 0,5–3,5%.

Чавун, що виплавляється в доменній печі, характеризується не тільки достатньою міцністю, але й підвищеною крихкістю внаслідок підвищеного вмісту вуглецю. Тому наступною стадією переробки металу є виробництво сталі (видалення вуглецю для надання металу пластичності).

Україна входить в число найкрупніших світових виробників сталі. В 2008 р. за виробництвом сталі Україна. зайняла 8 місце у світі, в попередні роки за цим показником вона була на 7 місці. Наочне відображення масштабів виробництва сталевої продукції в Україні , наведено в таблиці 5, де вказано всі нині діючі на території України металургійні комбінати та заводи і обсяги виробленої металевої продукції в 2008р. [11].

Таблиця 5. Виробництво металевої продукції на металургійних підприємствах України в 2008 р., млн. т

№	Підприємство	Чавун	Сталь	Прокат	Труби
1	Арселор Міттал Кривий Ріг	5,632	6,233	5,406	-
2	Азовсталь	4,611	5,519	5,039	-
3	ММК ім. Ілліча	4,491	5,597	4,476	0,0935
4	Алчевський металургійний комбінат	3,777	4,356	3,940	-
5	Запоріжсталь	3,284	3,942	3,211	-
6	Дніпровський металургійний комбінат ім. Дзержинського	3,06	3,321	2,777	-
7	Єнакіївський металургійний завод	2,563	2,733	2,695	-
8	Дніпропетровський металургійний завод ім. Петровського	1,167	1,086	0,987	-
9	Макіївський металургійний завод	1,267	1,254	0,876	-
10	Донецький металургійний завод	0,925	0,870	0,637	-
11	Донецький електрометалургійний завод	-	1,038	1,025	
12	Дніпроспецсталь	-	0,482	0,289	
13	Краматорський металургійний завод ім. Куйбишева	0,203	-	0,024	-
14	Донецький металопрокатний завод	-	-	0,097	-
15	Харцизький трубний завод	-	-	-	0,386
16	Нижньодніпровський трубопрокатний завод	-	-	-	0,533
17	Новомосковський трубний завод	-	-	-	0,391
18	Нікопольський південнотрубний завод	-	-	-	0,334
19	Луганський трубний завод	-	-	-	0,255
20	ВАТ «Дніпропетровський металургійний завод ім. Комінтерну»	-	-	-	0,215
21	Дніпропетровський трубний завод	-	-	-	0,140
22	ВАТ ЮНТИЗ ЗАО "Юті СТ", м. Нікополь	-	-	-	0,079
23	ВАТ Труболіт	-	-	-	0,0064
24	Всього	30,98	36,431	31,479	2,4329

Як видно з таблиці 5, в 2008 р. всіма заводами в Україні було вироблено майже 31 млн. т чавуну, 36 млн. т сталі, майже 31,5 млн. т прокату та 2,5 млн. т труб. В 1991 році (для порівняння) — 33,62; 44,99; 32,82 млн. т відповідно (за виключенням виробництва труб).

Сталь в Україні виплавляється мартенівським, конверторним та електросталеплавильним способом в процентному відношенні відповідно (47, 49, 1,6%). На балансі металургійних підприємств знаходиться 21 конвертер, 42 мартенівські печі.

Майже половина всієї сталі виплавляється застарілим мартенівським способом, чого не має в жодній країні світу. Найпотужніші металургійні комбінати планують в найближчий час ліквідувати мартенівське виробництво та замінити його на конверторне. Планується також побудувати 4 міні-металургійних заводи (електропечі), які працюють лише на

металобрухті. Кількість підприємств чорної металургії та обсяги продукції, що на них виробляється говорить про те, що і надалі чорна металургія залишатиметься однією з основних галузей економіки України.

Залізовмісними відходами виробництва сталі є шлами та шлаки, які мають назву в залежності від способу виробництва сталі (мартенівські, конверторні, електросталеплавильні)

Мартенівські шлами є найбільш високодисперсними серед металургійних шламів, що значно ускладнює процеси підготовки їх до утилізації. Масова частка заліза в них становить 47–58%.

Масова частка заліза в конверторних шламах нижча, ніж в мартенівських і складає 41–45%.

Щодо шлаків, за даними [12] на металургійних підприємствах України накопичено 240 млн. т шлаків, 128 млн. т з яких є сталеплавильні. За кількістю накопичених шлаків в Україні лідирує Єнакіївський металургійний завод, «Арселор Міттал Кривий Ріг» та «Запоріжсталь».

Зазвичай, доменні шлаки складуються у відвалах відокремлено від сталеплавильних. Масова частка заліза в них — 5% у вигляді корольків.

Сталеплавильні шлаки вміщують більше металу — 10–15%. Питомий вихід сталеплавильних шлаків складає, в середньому, 160–170 кг/т сталі [13].

Згідно аналізу, проведеному УкрДНТЦ «Енергосталь» в 2005 р. на металургійних комбінатах України щодо утилізації сталеплавильних шлаків, на 5 металургійних підприємствах («Азовсталь», «Криворіжсталь», Дніпровський метзавод ім. Дзержинського, Алчевський меткомбінат, Макіївський меткомбінат) налагоджена утилізація цих шлаків з вилученням з них заліза для використання в сталеплавильному процесі і частково з використанням їх в агломераційному процесі як флюсу [12]. Але більша частина шлаків, яка раніше використовувалась у будівельній індустрії, складується у відвалах в зв'язку із зменшенням попиту.

Треба зазначити, що в останні роки значно збільшилось використання конверторного шлаку при виробництві чавуну. Шлак використовують у вигляді флюсових домішок, тому що він вміщує до 5% оксиду кальцію. В домну він потрапляє безпосередньо з шихтою, або після подрібнення додається до агломерату. Використання шлаку при агломерації, при безпосередньою подачею до домни, забезпечує економію вапняку та збільшує продуктивність агломераційних машин на 0,18% на кожний кілограм доданого шлаку.

Так, наприклад, вторинне використання конверторних та кінцевих мартенівських шлаків, після попередньої їх підготовки в металургійній шихті, дозволяє заощадити 35–40% вапняку та скоротити тривалість плавлення сталі на 8–10 хвилин.

Використання кожного кілограму конверторних шлаків при виробництві однієї тони чавуну дає можливість заощадити: 0,35 кг залізорудної сировини, 0,43 кг сирого вапняку, 0,104 кг коксу. Додатково при залученні, вилучених із шлаків, залізовмісних часток (скрапу) можна також заощадити: 0,83 кг залізорудної сировини, 0,19 кг сирого вапняку, 0,16 кг коксу, зменшити вихід шлаку на 0,09 кг [14].

Наступна стадія металургійного виробництва — прокатне. Прокат в Україні виробляють на 10 металургійних комбінатах повного циклу, 1 металопрокатному, 9 заводах, спеціалізованих на виробництві труб. Харцизький трубний завод залишається лідером СНД з виробництва нафтогазових туб. Нижньодніпровський трубопрокатний завод займає монопольне положення з виробництва тягнутих труб загального призначення.

Крім цього, в Україні розташовано 9 підприємств, які відносяться до об'єднання «Укрметаловироби», загальною потужністю 1,004 млн. т виробів на рік. Основна продукція (тис т): дріт загального призначення — 108, дріт стальний — 87, канат стальний — 50,6, укріплення для залізничних доріг — 22, 2, посуд емальований — 17,1, електроди зварювальні — 9,4, металокорд — 9,3, машинобудівне кріплення — 8,9, цвяхи — 7,2, сітка стальна — 6,8, провід порошковий — 3,3, ланцюги — 0,1 шурупи — 0,07.

Зазвичай, відходи металургійного підприємства у відсотках розподіляються наступним чином [15]:

- шлаки — 57–63;
- мінеральні відходи (лом вогнетривів та вхідні компоненти — 4–6;
- металобрухт — 15–17;
- пил, шлам, окалина — 9–13;
- інші — 2–4.

До відходів прокатного виробництва відноситься окалина — дрібнодисперсний шлам з розміром часток 0,05–0,3 мм , в оболонці мінерального масла. Вона утворюється в процесі гарячої прокатки вуглеводневих сталей, при різанні злитків, заготівок, іншого сортаменту та у процесі обробки їх поверхонь. Ці відходи відносяться до III класу небезпеки. В процесі гарячої прокатки вуглеводневих сталей утворюється 11,6—19,4 кг окалини на 1 т матеріалу, що обробляється. При вогневій зачистці металу утворюється 40 г окалини на 1 $м^2$ поверхні. Масова частка заліза в ній — 61–73%. Окалина, що відокремлюється від металу водою технологічних агрегатів та системою гідрозмиву, транспортується на очисні споруди. Одночасно з окалиною в воду потрапляє технологічне масло, вміст якого — 5,4–17%.

Промаслену окалину, яка утворюється при виробництві сталей, можна умовно поділити на крупнодисперсну (> 0,1 мм) та дрібнодисперсну (< 0,1 мм).

Крупні частки осідають, зазвичай, в ямах для крупної окалини, тому їх зневоднення не представляє труднощів. Масова частка заліза у промасленій окалині перевищує масову частку заліза у залізорудних концентратах, які виробляють гірничо-збагачувальні комбінати України.

Утилізація і повторне використання у металургійному циклі крупнодисперсної окалини не проблематично: вона вміщує 5% вологи, легко зневоднюється та вміщує не більше 1,0–1,5% масла, тоді як дрібнодисперсна окалина потребує додаткових заходів підготовки її до вторинного використання.

Взагалі, питомі показники утворення відходів на українських підприємствах при виробництві 1 т сталі суттєво перевищують зарубіжні показники, що обумовлено використанням застарілого обладнання.

Обсяг та види відходів, що утворюються при виробництві металопродукції наведено на прикладі Єнакіївського металургійного заводу та ВАТ «Криворіжсталь» (таблиці 6, 7).

Таблиця 6. Обсяг та види відходів, що утворюються при виробництві металопродукції на Єнакіївському металургійному заводі

Виробництво	Відходи, що утворюються	Кількість, кг/т продукції
агломераційне	шлам	30–32
доменне	шлам	38–42
сталеплавильне	шлам	15–25
прокатне	окалина	11,6–19,4
доменне, сталеплавильне	шлак	450–600

Щорічні обсяги утворення відходів металургійного підприємства видно на прикладі ВАТ «Криворіжсталь» (таблиця 7).

Підраховано, що з викидами газів виноситься біля 31 кг заліза на 1 т сталі, при цьому в атмосферу після очищення газів викидається 1,2–0,6 кг заліза. Частина заліза втрачається з пилом, який уловлено, але не використано. Кількість пилу, який зараз утворюється на металургійному комбінаті та масова частка заліза в ньому наведена в таблиці 8.

Підраховано, що зараз на підприємствах ГМК України на 1 т сталі утворюється 100–200 кг пилу, 60–80 кг шламів. Практично повністю на комбінатах використовується колошниковий пил та первинна окалина, низький ступінь використання доменних — 43% та сталеплавильних шламів — 31,8%, вторинної окалини — 65% [16].

Таблиця 7. Відходи ВАТ «Криворіжсталь» (станом на 1999 рік)

Виробництво	Шлами газоочищення, т/рік	Промаслена окалина, т/рік
Агломераційне	8294	–
Доменне	74754	–
Мартенівське	11608	–
Конверторне	32006	–
Прокатне	–	14620
Всього	126662	14620

Таблиця 8. Кількість пилу, утвореного в результаті процесів металургійного виробництва, та масова частка заліза в ньому

Виробництво	Кількість пилу, кг/т сталі	Середня масова частка заліза, мас.%
агломераційне	15,2	53
доменне	3,4	34,5
сталеплавильне	8,8	48,6

Нині на всіх українських металургійних підприємствах залізовмісні відходи використовують як компоненти агломераційної шихти. Для більшості підприємств технологічно допустимі витрати підготовлених сипучих шламів в кількості 120–160 кг на 1т агломерату, наприклад на «Арселор Міттал Кривий Ріг». — 130–140 кг/ т.

Більшість сучасних металургійних комбінатів України, як відомо, були побудовані на початку 30-х років минулого століття. Тому майже за 80 років експлуатації навколо місць їхньої локалізації накопичено значну кількість залізовмісних відходів. За різними літературними джерелами в шламосховищах і шлаковідвалах металургійних підприємств України складовано 30–70 млн. т шламів та 220–240 млн. т шлаків. Наприклад, на «Арселор Міттал Кривий Ріг» їх накопичення — 4–10 млн. т [16, 17].

Згідно Каненко Г.М. та ін. [18] в Україні з 1999 по 2004 рік, у зв'язку з ростом виробництва сталі, кількість утворених металургійних залізовмісних шламів та окалини підвищилась з 3,1 до 4,8 млн. т. Утворення залізовмісних металургійних відходів на 1 т сталі складає 700–750 кг. За останні роки, при збільшенні виробництва сталі на 13,7%, накопичення металургійних шламів стабілізувалось на 30 млн. т, а накопичення шлаків продовжує збільшуватись. При цьому, нормативи утворення відходів кожне підприємство розраховує самостійно, погоджуючи їх з екологічними інспекціями. В умовах України середній показник по галузі складає 126–133 кг/т продукції. Але, наприклад, на металургійному комбінаті ім. Петровського він складає 212 кг/т. При цьому, навіть у середньому, показники утворення шлаків та залізовмісних відходів більше ніж в 2 рази перевищують європейські. Питомий вихід металургійних пилу та шламу становить 20–50 кг на 1 т продукції [19].

Проведені дослідження показують, що значна кількість шламів у відходах металургійних підприємств містить від 45% до 52% заліза, 6,0–9,5% вуглецю з невеликим вмістом цинку (0,5–4%). Ця сировина разом з іншими побічними продуктами металургійного виробництва (дрібним коксом, окалиною, залишками вапна та інше.) після попередньої підготовки може ефективно використовуватись при агломерації та у конверторному виробництві сталі [14]. Але, як правило, шлами металургійних заводів після різних металургійних процесів складуються в одних і тих же шламонакопичувачах, де вони усереднюються. Це призводить до того, що багатіші за масовою часткою заліза шлами, наприклад агломераційного та мартенівського виробництва, збіднюються за рахунок менш багатих на залізо шламів конверторного виробництва.

Проведений нами аналіз всіх залізовмісних відходів в ланцюгу видобуток — збагачення — агломерація — виробництво чавуну — виробництво сталі — отримання прокату

показав, що на кожній наступній сходинці виробництва металевої продукції масова частка заліза у відходах теж підвищується. І на останньому етапі всього циклу (при виробництві прокату) утворюється прокатна окалина з масовою часткою заліза (67–72%). Ми прийшли до парадоксальної ситуації — створюємо техногенну залізовмісну сировину, в якій масова частка заліза перевищує її концентрацію в багатій залізній руді , яку ми беремо з надр (56–60%), та залізистому концентраті, що отримують на збагачувальних фабриках (65–68%).

Це наглядно видно на схемі 1.

Схема 1. Розподіл масової частки заліза у залізних рудах та відходах підприємств ГМК України: *ДСФ — дробильно-сортувальні фабрики; ГЗК — гірничо-збагачувальні комбінати*

Звичайно, є визначені технологічні труднощі, які заважають рециркуляції металу на вітчизняних підприємствах. Але обсяг сучасної утилізації залізовмісних відходів на підприємствах ГМК України вкрай не достатній, що не виправдано ні з економічної, ні з природоохоронної точки зору. На сьогодні тільки на Центральному гірничо-збагачувальному комбінаті (Кривбас) працює установка з переробки лежалих відходів збагачення залізистих кварцитів. Практика цього підприємства показала, що масова частка заліза в концентраті з хвостів трохи нижча, ніж із кондиційних залізистих кварцитів, але собівартість такого концентрату на 40% нижча. При цьому визволяється місце у хвостосховищах для

поточних відходів збагачення, що дозволяє не виводити з обігу сільськогосподарські землі для побудови нових хвостосховищ.

Стосовно залізовмісних шламів металургійних виробництв, низький ступінь використання шламів (%) пояснюється низкою причин:

- високою дисперсністю часток, в зв'язку з чим їх важко зневоднювати та отримувати матеріал необхідної сипучості;
- наявністю шкідливих домішок (Zn, Pb тощо) в кількостях, більших ніж їх можливо використовувати в якості шихти, які теж є цінною техногенною сировиною самі по собі;
- вологістю;
- надмірними домішками нафтопродуктів; складністю гомогенізації влежалих шламів.

Проведений нами аналіз літературних джерел показав, що вітчизняними науково-проектними установами розроблено та запропоновано технології підготовки до використання залізовмісних металургійних відходів для впровадження на українських металургійних комбінатах, а саме:

- схеми зневоднення металургійних шламів (із будівництвом корпусів зневоднення шламів та без них) з наступним перемішуванням шламів з вапном та подальшим брикетуванням для використання як домішок у шихту в агломераційному і доменному виробництвах (УкрГНТЦ «Енергосталь»);
- дезінтегратор-змішувач для гомогенізації складованих залізовмісних шламів, за допомогою якого здійснюється рівномірний розподіл залізовмісних відходів в об'ємі вихідної шихти, розроблений на кафедрі руднотермічних процесів і маловідходних технологій Дніпропетровського технічного університету, комплексна переробка відходів металургійних підприємств шляхом брикетування методом холодного вібропресування для використання їх подалі як домішок в шихту замість залізної руди та обкотишів при виробництві чавуну.

Обсяги заліза, накопиченого у відвалах та шламонакопичувачах, вражають (схема 2). Взагалі в хвостосховищах ГЗК, шламосховищах та шлакових відвалах металургійних підприємств вже накопичено 652,5 млн. т техногенного заліза, щорічне його утворення складає 72 млн. т на рік.

Таким чином, на складах, хвостосховищах ГЗК, шламосховищах та шлаковідвалах меткомбінатів заліза вже накопичено більше, ніж його знаходиться в проектних контурах підприємств з видобутку багатих залізних руд (538,9 млн. т), а масова частка заліза в останніх нижча, ніж, наприклад, у прокатній окалині вторинних відстійників, тощо.

Висновки

- На проммайданчиках підприємств ГМК України накопичено 652,5 млн. т заліза, що більше, ніж у проектних контурах видобувних підприємств багатої залізної руди.
- Вітчизняними науково-дослідними і проектними установами розроблені та запропоновані для впровадження на українських металургійних комбінатах технології отримання концентрату з відходів збагачення залізистих кварцитів та технології підготовки до використання залізовмісних металургійних відходів.
- Залізовмісні відходи за обсягом, концентрацією та станом технологічних розробок щодо їх застосування як вторинної сировини є стратегічним ресурсом ГМК України першочергового значення.
- Вирішення проблеми використання залізовмісних відходів, з нашої точки зору, реально можливе за умов:
  - створення нормативно-законодавчого поля, в якому власники підприємств з видобутку, збагачення, металургійної переробки залізовмісної продукції будуть зацікавлені по-перше, у створенні меншої кількості відходів, по-друге, у вторинному використанні останніх;

– удосконалення існуючих та розробки нових технологій видобутку і збагачення залізних руд, технологій попередньої підготовки залізовмісних відходів до вторинного використання в технологічних циклах існуючих чи спеціалізованих в цьому напрямку підприємств;
– налагодження системи збору та статистичної обробки даних щодо поводження з залізовмісними відходами, які накопичені, продовжують накопичуватись або вже утилізуються на підприємствах ГМК з метою створення податкового тиску та стимулювання економічно та екологічно виправданого поводження з цими відходами.

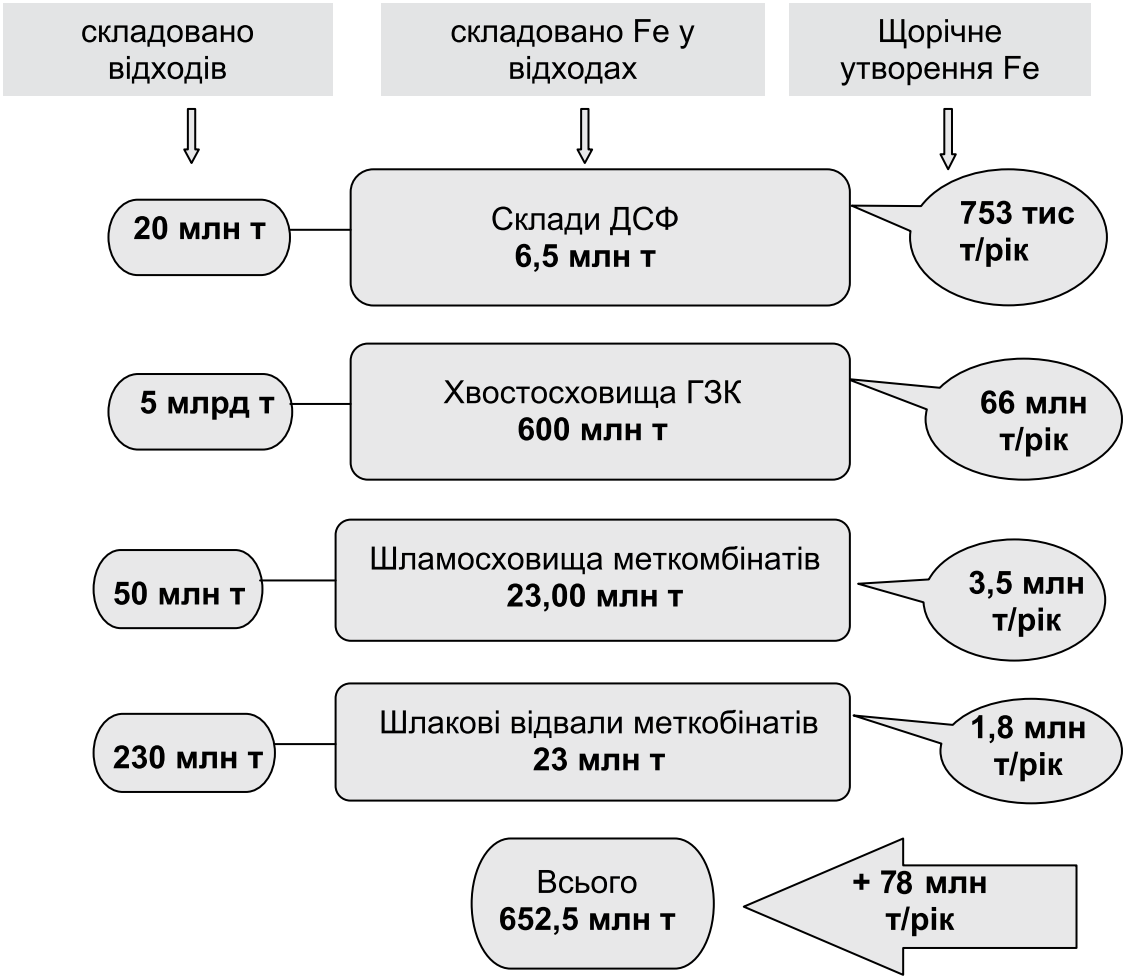


Схема 2. Запаси техногенного заліза, що накопичене у шламосховищах та шлаковідвалах підприємств ГМК України

1. Данилишин Б.М., Дорогунцов С.І., Міщенко В.С. та ін. Природно-ресурсний потенціал сталого розвитку України // — К.: РВПС України, 1999. — №3. — С. 57–60.
2. Евтехов В.Д. Техногенные месторождения: от использования имеющихся — к созданию более совершенных // Геолого-мінералогічний вісник. — 2003. — № 1. — С. 19–26.
3. Куделя А.Д. Комплексное использование минеральных ресурсов железорудных горно-обогатительных комбинатов. — Киек: Наукова думка. — 1984. — 495 с.
4. Губіна В.Г., Кадошніков В.М., Заборовський В.С., Кузенко С.В., Горлицький Б.О, Бондаренко Г.М. Вивчення можливості використання відходів збагачення залізистих кварцитів в народному господарстві // Зб наук. пр. ІГНС НАН України «Геохімія та екологія». — Вип.14. — К. — 2007. — С. 156–165.
5. Губіна В.Г. Распределение железа в техногенном месторождении Центрального ГОКа по данным математического моделирования // Сб. научн. труд. Механобрчермет «Новое в технологии, технике и экономике переработки минерального сырья». — Часть 2. — Кривой Рог. — 1998. — С. 87–97.
6. Евтехов В.Д., Грицай Е.Ю., Паранько И.С. и др. Минералогические особенности и обогатимость лежалых хвостов Ингулецкого горнообогатительного комбината // Геолого-мінералогічний вісник.- 2004. — №2. — С. 74–77.

7. Євтєхов В.Д., Федорова І.Ф. Мінеральний склад хвостів Північного гірничозбагачувального комбінату // Геолого-мінералогічний вісник. — 2002. — №1. — С. 90.
8. Федорова И.А., Евтехов В.Д. Минералогическое обоснование рациональной технологии обогащения лежалых хвостов северного горно-обогатительного комбината // Проблемы развития Криворожского железорудного бассейна. — Материалы научно-технической конф. — Кривой Рог. — 2002 г. — С. 67.
9. Дообогащение отходов горнообогатительных комбинатов и их использование в народном хозяйстве // — Киев. — УкрНИИТИ. — 1971. — 43 с.
10. Губин Г.В., Граблев С.А., Харламов В.С. Разработка технологии обогащения труднообогатимого вторичного сырья // Обогащение тонковкрапленных руд. — АН СССР. — Апатиты. — 1985. — С.86–88.
11. www.credit-rating.ua.
12. Каненко Г.М., Злобин А.Г. и др. Использование отходов металлургических предприятий в строительной индустрии // Экология и промышленность. — Харьков. — 2005. — № 1 (2). — С. 41.
13. Ростовский В.И., Бондарь О.И. и др. Комплексная утилизация заскладированных отходов черной металлургии // www.ecologylife.ru/utilizatsiya-2004.
14. Альошин О.О., Остроушко А.В. Деякі аспекти утворення нормативно-правової бази у сфері ресурсозбереження // www.ecologylife.ru/utilizatsiya-2004.
15. Носков В.А., Макогон В.Ф. Состояние и перспективы утилизации железосодержащих отходов в металлургическом производстве Украины // Металлургическая и горнорудная промышленность. — 2001. — № 4. — С. 98.
16. Носков В.А. Разработка технологий подготовки и переработки промышленных отходов — ключ к решению проблем ресурсосбережения и экологии //Экология и промышленность. — Харьков. — 2005. — №2 (3). — С. 58–60.
17. Нестеренко Т. Природа ритмічної шаруватості дисперсних відкладів техногенної сировини // Мінералогічний збірник. — 2008. — Вип. 1–2. С. 119–124.
18. Каненко Г.М., Злобин А.Г., Алхасова В.В. Ресурсоценные отходы предприятий черной металлургии// Материалы 2-й Международной конференции «Сотрудничество для решения проблемы отходов». — Харьков (9–10 февраля 2005 г.).
19. Красненко А.Г. Технологія виготовлення шихтових матеріалів з відвальних сталеплавильних шлаків // www.fotm.kpi.ua/Krashenko-article.
20. Лисенко И.С., Олабин В.М., Сигал І.Я и др. Проблема очистки агломерационных газов металлургического производства // Сб. н. статей XIII международной научно-практической конф. «Экология и здоровье человека. Охрана воздушного и водного бассейнов. Утилизация отходов» Т.1 — Харьков. — 2005 С. 276.

Губина В.Г., Горлицкий Б.А. ПРОБЛЕМА ЖЕЛЕЗОСОДЕРЖАЩИХ ОТХОДОВ ГОРНО-МЕТАЛЛУРГИЧЕСКОГО КОМПЛЕКСА УКРАИНЫ – СИСТЕМНЫЙ ПОДХОД

В статье приведены результаты последовательного анализа всех видов железосодержащих отходов, образующихся на разных этапах передела от добычи железной руды до получения товарной продукции горно-металлургического комплекса. Учитывали объемы отходов, содержание в них железа, касающихся как уже накопленных в прошлом отходов, так и тех, которые накапливаются сейчас ежегодно. В результате анализа показано, что железосодержащие отходы по объемам, концентрацией железа и состоянием технологических разработок по использованию их как вторичного сырья, являются стратегическим ресурсом ГМК Украины первоочередного значения.

Gubina V.G., Gorlitskiy B.O. THE PROBLEM OF IRON MINING WASTES AND METALLURGICAL TAILINGS OF UKRAINIAN ENTERPRISES — THE SYSTEMATIC APPROACH.

All kinds of iron wastes and tailings from iron-ore mining to metallurgical production in Ukraine have been consistently considered by the authors. The volumes of wastes and content of iron in them have been examined both in the accumulated earlier waste and those being accumulated now. It was concluded that the iron wastes and tailings are the strategic resource of mining and metallurgical enterprises in Ukraine.

УДК 66.081:546.36:[549.623.91+678.745.842]

Розко А.Н.[1], **Федоренко Ю.Г.**[1], **Туронок О.Ч.**[2], **Дяченко Е.В.**[3]
[1] *Институт геохимии окружающей среды,*
[2] *Институт физической химии им. Л.В. Писаржевского,*
[3] *Медицинский институт Украинской ассоциации народной медицины.*

СОРБЦИЯ ^{137}CS ЧАСТИЦАМИ КАОЛИНИТ-ПОЛИМЕРНЫХ КОМПОЗИТОВ.

Установлено, что дисперсность каолинита и его количество в образцах каолинит-полимерных композитов влияют на сорбцию ^{137}Cs из водных растворов, при этом катионы ^{137}Cs сорбируются полиакриламидом и каолинитом, а образцы композитов во время сорбции не разрушаются.

Введение

Известно, что глины и глинистые минералы обладают свойством сорбировать многие вещества, в том числе и радионуклиды. Процесс сорбции подчиняется основной закономерности — отношение количества сорбируемого вещества на поверхности частиц к его количеству в растворе прямо пропорционально поверхности адсорбента и его массе [1].

Сорбционные свойства глинистых частиц определяются активными центрами на поверхности [2]. В настоящее время качественно рассмотрена природа активных центров, связанных с особенностями структуры глинистых минералов [2,3] и выделены активные центры на поверхности частиц — RES (Regular Exchange Sites), а также сорбционные селективные центры в межслоевом пространстве — FES (Fraged Edge Sites) [4,5].

Удельная поверхность, определенная по методу Брунауэр, Эммет, Тейлор (БЭТ) достигает для некоторых глинистых минералов 70 м^2/г и более. Большая удельная поверхность обусловлена малыми размерами кристаллитов. Например, толщина монтмориллонитовых кристаллитов из Черкасского месторождения бентонитовых и палыгорскитовых глин составляет около 10 нм, толщина каолинитовых кристаллитов из Глуховецкого месторождения — 70 нм, а из Глуховского около 8 нм [6]. Длина и ширина глинистых кристаллитов обычно в 5–10 раз превышает их толщину. При использовании таких высокодисперсных веществ в качестве сорбентов возникают сложности вызванные тем, что после завершения процессов сорбции отделить сорбент от очищенного раствора не всегда возможно. Это относится в первую очередь к сорбентам, которые в очищаемых водных растворах набухают, частицы расслаиваются и сорбент превращается в гелевидную массу.

Выход из указанной ситуации может быть найден, если глинистые агрегаты будут укреплены таким образом, чтобы они не разрушались в водных растворах, и при этом сохраняли свои сорбционные свойства.

В последнее время повышенное внимание вызывают вещества, в которых молекулы мономеров вводятся в глинистые суспензии и затем полимеризуются между глинистыми агрегатами [7,8]

Свойства полученных при этом веществ — глино-полимерных композитов (ГПК) существенно отличаются от свойств исходных компонентов и зависят от минерального состава глинистой компоненты, вида полимера, соотношения между ними, условиями проведения синтеза и т.д. Среди изучаемых свойств ГПК менее всего изучены сорбционные свойства по отношению к радионуклидам. В данной статье рассматривается сорбция ^{137}Cs частицами каолинит — полимерных композитов (КПК).

Объекты и методы исследования

Для опытов по изучению сорбции были синтезированы КПК на основе глуховецкого, просяновского и глуховского каолинитов. В качестве полимерной компоненты использовался акриламид (АА), который при полимеризации с помощью N,N'-метиленбисакриламида в каолинитовой суспензии превращался в объемно сшитый

полиакриламид (ПАА). Окислительно-восстановительные условия полимеризации создавались персульфатом аммония и аскорбиновой кислотой. Для всех опытов соотношение между компонентами было постоянным.

Синтез КПК проводился в коагуляционной системе: каолинит – акриламид – вода. В этой системе частицы каолинита являются сорбентом. Для изучения сорбции АА 5 г каолинита смешивались с 100 мл 9,3% раствора АА и выдерживались в растворе в течение 5 суток при периодическом перемешивании. Измерение концентрации АА в растворе после отделения раствора от сорбента производилось путем определения двойных связей бромид-броматным методом [9].

Было установлено, что доля акриламида, сорбированого различными каолинитами, отличается почти в 1,5 раза (таблица 1), в то время как удельная поверхность глуховского каолинита более чем в 6 раз превышает аналогичный показатель для глуховецкого каолинита (10 $м^2/г$). Это является следствием того, что молекулы акриламида как и многих веществ [10] сорбируются боковыми поверхностями кристаллитов, т.е. поверхностями со значительными наружными связями и имеющими наибольшую фрактальную размерность [11].

Таблица 1. Сорбция акриламида из водного раствора каолинитами

Каолинит	Концентрация исходного раствора, %	Концентрация р-ра после сорбции, %	Доля акриламида сорбир. каолинитом, %
глуховецкий	9,3	8,5	8,6
просяновский	9,3	8,4	9,7
глуховский	9,3	7,95	14,5

Для изучения сорбции образцы КПК помещались в 10 мл раствора ^{137}Cs активностью 2100 Бк. Проверка показала, что при отношении Т:Ж 1:1000 равновесие между активностью раствора и активностью образца композита устанавливается на 4–5 сутки (рис.1)

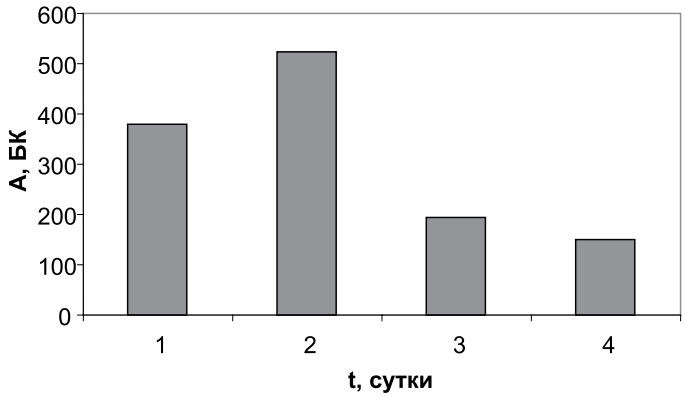


Рис. 1. Остаточная активность раствора после сорбции ^{137}Cs образцом композита массой 10 мг

После извлечения образцов из раствора, в котором они находились до установления равновесия в течение 5 суток, производилось измерение его активности. Для изучения десорбции образцы помещались в дистиллированную воду. Спустя 5 суток измерялась ее активность и определялась десорбция по отношению к активности образцов.

Считая в первом приближении, что образцы КПК имеют сферическую форму, измерив их массу и также учтя процентное содержание в образцах каолинита, была приближенно рассчитана величина поверхности частиц и удельная активность после сорбции, приходящаяся на поверхность каждого исходного образца КПК (табл. 2). Набухая в растворе, образцы КПК втягивают внутрь через поверхность раствор и увеличиваются в размерах обратно пропорционально содержанию каолинита в них. С уменьшением поверхности исследуемых образцов, удельная активность поверхности возрастает (табл. 2).

Таблица 2. Сорбция ^{137}Cs образцами композита на основе ПАА и глуховецкого каолинита

Масса образца, мг	Кол-во каолинита в образце, %	Плотность образца, г/см^3	Поверхность образца, см^2	Удельная активность поверхности, Бк/см^2
9,0	–	1,10	0,196	9811
11,0	8,5	1,23	0,209	9087
9,0	21,9	1,43	0,164	10637
10,0	35,9	1,64	0,161	11856
9,0	48,3	1,84	0,148	13020

По результатам таблицы 2 построено линейное уравнение зависимости удельной активности поверхности частиц от содержания каолинита в образце КПК:

$$A = 9140 + 76C, \qquad R = 0,95 \qquad (3)$$

где, A — удельная активность поверхности, Бк/см^2;
C — содержание каолинита в образце, %

Таблица 3. Зависимость удельной активности поверхности от количества глуховецкого каолинита

Масса образца, мг	Количество глуховецкого каолинита в образце, %	Активность образца после сорбции, Бк	Степень очистки раствора, %	Десорбция ^{137}Cs, %
9,0	–	1923	91,6	0,92
11,0	8,5	1890	90,0	0,85
9,0	21,9	1754	83,5	1,86
10,0	35,9	1897	90,3	0,70
9,0	48,3	1927	91,8	–

Данные таблицы 3 показывают, что, несмотря на уменьшение ПАА в образцах при увеличении в них каолинитов, степень очистки растворов практически не меняется. Можно утверждать, что агрегаты каолинита, располагающиеся в поверхностном, а возможно и в более глубоких слоях образцов, принимают участие в сорбции ^{137}Cs (Рис. 2.).

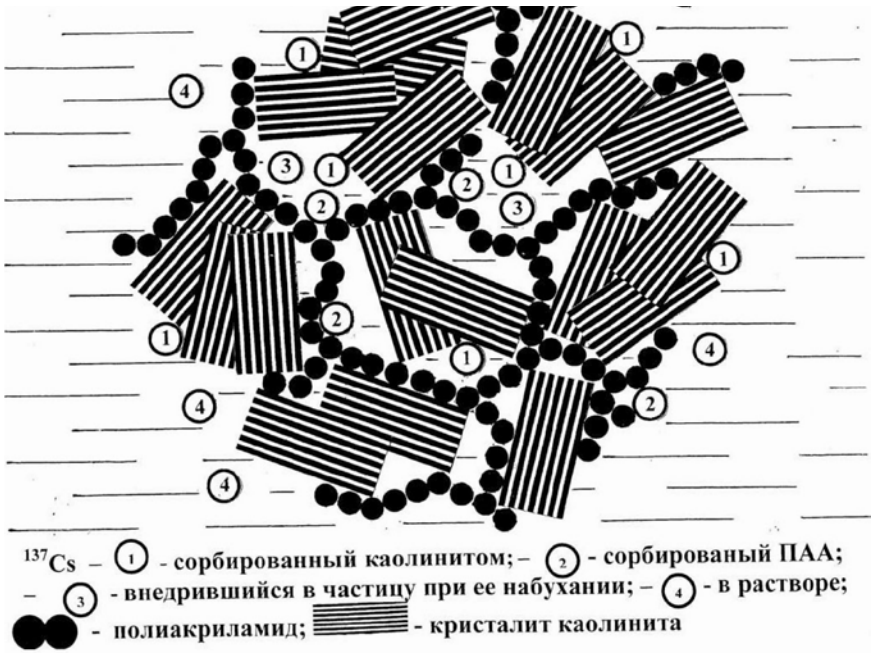


Рис. 2. Схематическое изображение взаимодействия ^{137}Cs в растворе с образцом КПК

Таблица 4. Сорбция ^{137}Cs частицами КПК при соотношении сорбента к раствору 1:1000 (1 и 2 параллельные эксперименты)

Каолинит в составе композита	1		2	
	Степень очистки раствора, %	Коэффициент распределения	Степень очистки раствора, %	Коэффициент распределения
глуховецкий	90,6	$9,7 \cdot 10^3$	92,0	$11,6 \cdot 10^3$
просяновский	93,5	$14,3 \cdot 10^3$	97,4	$37,2 \cdot 10^3$
глуховский	94,4	$16,8 \cdot 10^3$	97,6	$41,6 \cdot 10^3$
полиакриламид	–	–	94.3	$16,6 \cdot 10^3$

В каждом из проведенных экспериментов (таблица 4) наилучшие показатели сорбции ^{137}Cs отмечались для композитов, в составе которых был глуховский каолинит с высокой удельной поверхностью и низкой степенью структурного упорядочения.

Для изучения сорбции КПК, в которых прекратился процесс водопоглщения, образцы КПК массой 100 мг помещали для набухания в дистиллированную воду до полного насыщения. Затем они переносились в 10 мл раствора с активностью ^{137}Cs равной 2100 Бк. Через сутки раствор сливался, и измерялась его активность. Результаты измерений представлены в таблице 5.

Таблица 5. Сорбция ^{137}Cs набухшими образцами КПК.

Каолинит в составе композита	Активность слитого раствора, Бк	Активность набухшего образца КПК, Бк	Водопогл. набухшего образца КПК, г/г	Объем набухшего образца, $см^3$	Удельная активность образца, Бк/ $см^3$
глуховецкий	1280	820	18,0	1,87	438
просяновский	1002	1098	11,0	1,17	936
глуховский	795	1305	7,5	0,82	1586

Анализ результатов проведенных экспериментов (таблица 5) показал, что максимально набухшие в воде образцы композита также сорбируют ^{137}Cs из раствора. Композиты на основе глуховского каолинита сорбируют ^{137}Cs лучше, чем композиты, содержащие просяновский или глуховецкий каолиниты.

Выводы

Установлено, что ^{137}Cs сорбируется как полимерной, так и минеральной компонентами КПК. С увеличением содержания каолинита удельная активность поверхности сорбирующих образцов возрастает. ^{137}Cs лучше сорбируется композитами, содержащими высокодисперсный и низко упорядоченный глуховский каолинит. Образцы композита, в которые предварительно внедрялась вода при набухании, также сорбируют ^{137}Cs. Десорбция ^{137}Cs за 5 суток составляла до 2% от активности образца.

Во всех опытах отмечалось, что образцы КПК в водных растворах не разрушались. Это является следствием того, что в образцах композитов кристаллиты и микроагрегаты сорбентов соединены друг с другом объемной полимерной сеткой, которая препятствует размоканию (раскисанию) образцов и превращению их в гель. Такие образцы композитов легко отделялись от раствора.

1. Соботович Э.В., Ольховик Ю.А. К вопросу о защитных свойствах цеолитовых дамб. // Сб. Чернобыль-88, Доклады I Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Под ред. Игнатенко Е.И., 1989, стр 26–28.
2. Тарасевич Ю.И., Овчаренко Ф.Д. Адсорбция на глинистых минералах. К. «Наукова думка», 1975. 351 С.
3. Кульчицкий Л.И. Роль воды в формировании свойств глинистых пород. М. «Надра», 1975, 212с.

4. Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A. Influense of ratio of defferent chemical forms of radionuclides in spoil solution as on agricultural countermeasure // Nature. V.335. N6178.1988 — P. 247–249.
5. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperature environment. // JAEA. Thecnical Renorts Series N364. Viena, 1994 —P.47.
6. Федоренко Ю.Г., Куковский Е.Г., Кадошников и др. Рентгеновское изучение особенностей тонкой структуры природных и модифицированных каолинов // Кристаллохимия и структурные особенности минералов. Л. «Наука», 1976, С 71–75.
7. An Li, Aiqin Wang. Synthesis and properties of clay-based superabsorbent composite // European Polimer Jurnal 2005, V. 41, Is. 7, p.1630–1637.
8. Евсикова О.В., Стародубцев С.Г., Хохлов А.П. Синтез, набухание и адсорбционные свойства композитов на основе полиакриламидного геля и бентонита натрия. // Высокомолекулярные соединения. Серия А, т.44, N5, с.802–808.
9. Торопцева А.М., Белогородская К.В., Бондаренко В.М. Лабораторный практикум по химии и технологии высокомолекулярных соединений. Л. Химия, 1972.
10. Васильев Н.Г., Гончарук В.В. Природные силикаты: исвойства и реакционная способность. К. «Наукова думка», 1992. — 176с.
11. Ю.Г. Федоренко, Б.П. Злобенко, А.Н. Розко, В.М. Кадошников Фрактальные характеристики частиц барьерных материалов. // Сб. н. труд. Института геохимии окружающей среды НАН и МЧС Украины, Вып.10, с.63–68.

Розко А.М., Федоренко Ю.Г., Туронок О.Ч., Дяченко О.В. СОРБЦІЯ ^{137}Cs ЧАСТИНКАМИ КАОЛІНІТ-ПОЛІМЕРНИХ КОМПОЗИТІВ.

Встановлено, що дисперсність каолініту та його кількість в зразках каолініт-полімерних композитів впливає на сорбцію ^{137}Cs з водних розчинів, при цьому катіони ^{137}Cs сорбуються поліакриламідом та каолінітом, а зразки композитів під час сорбції не руйнуються.

Rozko A.N., Fedorenko Yu.G., Turonok O.Ch., Diachenko E.V. ^{137}Cs SORPTION BY PARTICLES OF KAOLIN-POLYMER COMPOSITES.

Dispersity of kaolin and its quantity in kaolin-polymer composites was found to influence ^{137}Cs sorption from water solutions. ^{137}Cs cations are sorbed by the acrylamide polymer and kaolin whereas the samples of the composite are not destroyed during sorption.

УДК 551.248.2+628.58.003.13:(628.4.047)](471.63)

Вєрховцев В.Г.[1], **Лисиченко Г.В.**[2], **Юськів Ю.В.**[1]
[1] *Інститут геологічних наук НАН України*
[2] *Інститут геохімії навколишнього середовища*

ОЦІНКА БЕЗПЕКИ ЗА НЕОТЕКТОНІЧНИМИ КРИТЕРІЯМИ РАЙОНУ РОЗТАШУВАННЯ ХВОСТОСХОВИЩ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКОГО ПРОМИСЛОВОГО ВУЗЛА

Наведено результати великомасштабного (1:25 000) картування новітньої тектоніки регіону, яке здійснене на основі морфографічних, морфометричних та аерокосмічних методів дослідження. Виділено й охарактеризовано активні на новітньому етапі розвитку лінійні структури, а також сумарні амплітуди вертикальних рухів в четвертинному періоді. Оцінено безпеку району розташування хвостосховищ радіоактивних відходів Дніпродзержинського промислового вузла за неотектонічними критеріями

Вступ

Досліджена територія є одним з найстаріших геолого-промислових районів з високорозвиненою гірничодобувною, металургійною і хімічною промисловістю. Такий промисловий комплекс визначає значний вплив антропогенного фактора на навколишнє середовище, що проявляється в забрудненні високотоксичними відходами, зміні природних умов та ін. Одним з найбільш небезпечних екологічних наслідків техногенної діяльності людини є надходження токсичних сполук у підземні водоносні горизонти і гірничі виробки. Це обумовлює необхідність проведення спеціальних робіт з виділення активних на новітньому етапі розвитку лінійних структур, визначення зон підвищеного взаємозв'язку поверхневих і підземних вод як можливих шляхів міграції високотоксичних елементів і проникнення їх у підземні водоносні горизонти і гірничі виробки.

Численними дослідженнями доведено значне збільшення проникності водоносних і поділяючих шарів у межах річкових долин, хоча представлення про природу цього явища поки залишаються дискусійними. Зазначене явище, на думку більшості дослідників, знаходить пояснення у взаємодії й однаково спрямованому впливі таких природних факторів: тектонічних і неотектонічних (приуроченість долин до тектонічно порушених і ослаблених зон), морфоструктурних і фаціальних (річкові долини як прояв коливально-хвильових тектонічних рухів з відповідними умовами осадконакопичення і геодинаміки на глибині), гідрогеодинамічних і гідромеханічних (висхідні потоки в даних структурах у геологічному часі їхнього існуванні самі по собі збільшують проникність порід). У цих структурах не виключена також можливість прояву гідророзривів слабкопроникних шарів на значних глибинах, що розріджують напруження від гідростатичних тисків, спрямованих нагору. Виходячи їх усього сказаного ясно, що окремою складовою частиною різнопланових робіт, в тому числі й по виявленню зон поглинання забруднених поверхневих вод, повинне бути картування активних на нетектонічному етапі лінійних і кільцевих структур, вивчення їхньої внутрішньої будови і виявлення сумарних амплітуд новітніх рухів земної кори (як найважливішої їхньої характеристики).

Стан проблеми

Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ВО «ПХЗ») почало переробку уранової сировини у 1949 р. З 1949 по 1991 рр. ВО «ПХЗ» переробляло доменний шлак, концентрати та руду, що вміщують уран. За цей період утворено дев'ять сховищ РАВ, у яких знаходиться близько 42 млн. т відходів із загальною активністю 86 тис. Ku. На даний час ці хвостосховища є джерелом радіоактивного забруднення: ґрунтів, ґрунтових вод та атмосферного повітря (пил, радіоактивні аерозолі, радон та продукти його розпаду).

Хвостосховище «Західне» експлуатувалось у 1949–1954 рр. (площа — 40 тис. $м^2$), складовано 0,77 млн. т відходів-хвостів загальною активністю $1,8 \cdot 10^{14}$ Бк. Сховище розміщене

в, обгородженому насипними ґрунтовими дамбами, кар'єрі глин. У результаті проведення в 2000 р. першочергових протиаварійних робіт сховище було перекрите суглинком, щебенем, родючим шаром ґрунту, споруджено підпірну стінку і водозбірні лотки.

Хвостосховище «Центральний Яр» експлуатувалося у 1950–1954 рр. (площа — 24 тис. $м^2$): накопичено 0,22 млн. т радіоактивних відходів-хвостів об'ємом 0,13 млн. $м^3$, що мають загальну активність $1,04 \cdot 10^{14}$ Бк. Сховище розміщене в яру, що перегороджений дамбою. Поверхня РАВ перекрита шаром насипних ґрунтів, окультурена і частково забудована.

Хвостосховище «Південно-східне» розташовано в природному яру і з 1956 по 1990 р. слугувало місцем складування промислових відходів-хвостів, представлених дресвою і щебенем уранових руд, металобрухтом, деревиною і будівельним сміттям. У сховищі складовано 0,33 млн. т відходів загальною активністю $6,7 \cdot 10^{13}$ Бк (об'єм — 195 тис. $м^3$, площа — 36 тис. $м^2$).

Хвостосховище «Дніпровське» («Д») заповнювалось радіоактивними відходами з 1954 по 1968 рр. Розташовано в заплаві Дніпра. Сховище рівнинно-наливного типу. Дамби виконані із суглинково-супіщаних ґрунтів і відходів коксохімзаводу; протифільтраційні елементи як у тілі дамби, так і в підґрунті ложа відсутні. Накопичено 12 млн. т відходів-хвостів (об'єм — 5,84 млн. $м^3$, площа — 730 тис. $м^2$), загальна активність близько $1,4 \cdot 10^{15}$ Бк. Сховище перекрите шаром фосфогіпсу потужністю 0,5–13,5 м.

Хвостосховище «Сухачівське» («С») експлуатується з 1968 року. Складається з двох секцій, що розміщені послідовно одна за одною. Перша експлуатувалася в 1968–1983 рр. (площа — близько 907 тис. $м^2$), заповнена до проектних відміток, вміщує 19 млн. т відходів-хвостів загальною активністю $7,1 \cdot 10^{14}$ Бк (об'єм відходів — 8,6 млн. $м^3$). Сховище не законсервоване. Друга секція експлуатується з 1983 року (площа — близько 700 тис. $м^2$). Чашу сховища та захисні дамби обладнано протифільтраційними елементами. У ньому накопичено 5,6 млн. т відходів-хвостів загальною активністю $2,7 \cdot 10^{14}$ Бк, які утворюють нижню частину товщі. Поверхневий шар (завтовшки 4–5 м) складається з низькоактивних шламів, фосфогіпсу. Радіонуклідний склад шламових вод секції І характеризується вмістом урану до 37,7 Бк/л, радію-226 — від 0,05 до 1,4 Бк/л, торію-230 — від 0,05 до 4,4 Бк/л, свинцю-210 — від 0,3 до 6,44 Бк/л, полонію-210 — від 0,07 до 1,62 Бк/л. Сховище «С» є джерелом забруднення підземних вод. Ореол забруднення поширюється на 370-860 м від контуру сховища.

Хвостосховище «Лантанова фракція» експлуатувалося з 1965 по 1988 рр. (площа — 0,6 тис. $м^2$). Воно розміщене на території першої секції сховища «С». У ньому накопичено до 6,6 тис. т відходів-хвостів загальною активністю $8,6 \cdot 10^{11}$ Бк. На цей час сховище законсервоване.

Сховище відходів уранового виробництва «База С» експлуатувалося у 1960–1990 рр. (площа — 250 тис. $м^2$), є складом уранової сировини. Накопичено 0,15 млн. т відходів (напівзруйновані конструкції бункерів уранової сировини, радіоактивно забруднені залізничні шляхи, ґрунти). Загальна активність відходів уранового виробництва $4,4 \cdot 10^{14}$ Бк (загальний об'єм — 150 тис. $м^3$). Сховище не законсервоване. Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на поверхні становить 60–10782 мкР/рік. Щільність потоку радону з поверхні складає 1,25–7,26 Бк/($м^2 \cdot с$), місцями — до 21,2 Бк/($м^2 \cdot с$).

Сховище «ДП-6» (площа — 2 тис. $м^2$) створено у 1982 р. У ньому зберігаються демонтовані конструкції домни № 6 Дніпровського металургійного комбінату, а також складовано 0,04 млн. т відходів уранового виробництва загальною активністю $1,3 \cdot 10^{12}$ Бк (об'ємом 15 тис. $м^3$).

Будівля №103 використовувалася для отримання закису-окису урану. Тут розміщувалися склади реагентів та технологічні дільниці: екстракції, реекстракції, фільтрації, прокалювання і затарювання готової продукції. Технологічні розчини, що містять уран, надходили до будівлі трубопроводами. Після припинення переробки уранової сировини будівельні конструкції, обладнання та трубопроводи не були дезактивовані. Потужність експозиційної дози (ПЕД) гамма-випромінювання на поверхні будівельних конструкцій

становить 300–8000 мкР/рік, основного технологічного обладнання (екстрактори, фільтри, печі) — 1600–60000 мкР/рік, трубопроводів на естакадах — 100–19000 мкР/рік.

У 1950–1960 рр. виробничі стоки уранового виробництва ВО «ПХЗ» перероблялися комбінатом «ДніпроАзот» на рідкі добрива, який утворив хвостосховище в межах вул. Сергія Лазо. Для оцінки потужності експозиційної дози гамма-випромінювання на поверхні цього сховища необхідне додаткове вивчення.

Актуальною екологічною проблемою є радіоактивне забруднення південної виробничої площадки ВО «ПХЗ», на якій розташовані сховища «Західне», «Центральний Яр», «Південно-східне»; не дезактивовані цехи, комунікації транспортування радіоактивних матеріалів (довжина естакад — 8 км).

РАДІАЦІЙНИЙ СТАН РІЗНИХ БУДІВЕЛЬ ТА СПОРУД ВО «ПХЗ» ХАРАКТЕРИЗУЄТЬСЯ ТАКИМИ ДАНИМИ: підвищений вміст радону (більше 200 Бк/м^3) — у 38 будинках; підвищені значення потужності експозиційної дози гамма-випромінювання (100–10000 мкР/рік) — у цехах, що не дезактивовані; підвищені значення потужності експозиційної дози гамма-випромінювання (більше 30 мкР/рік) — уздовж траси пульпопроводу (довжина траси 18 км).

Площа забруднення території заводу з потужністю експозиційної дози більше 100 мкР/рік дорівнює приблизно 250 тис. м^2. Об'єм радіоактивно забрудненого ґрунту — близько 150 тис. м^3. З забрудненої території активністю близько $2{,}3 \cdot 10^{12}$ Бк річне надходження в атмосферу пилу, що містить радіонукліди, складає 5,3 т.

ВИКИДИ ТА СКИДИ РАДІОАКТИВНИХ РЕЧОВИН ВО «ПХЗ». З хвостосховищ в атмосферу щороку потрапляє $4{,}3 \cdot 10^{13}$ Бк радону та 23,9 т радіоактивного пилу із середньою питомою активністю 3,7 кБк/кг, із сховищ відходів уранового виробництва — $2{,}3 \cdot 10^{13}$ Бк радону та 8,9 т радіоактивного пилу із середньою питомою активністю 0,01 МБк/кг.

Хвостосховища є джерелом забруднення підземних вод на відстані 370–860 метрів від їх контуру.

Річний винос природних радіонуклідів з водами р. Коноплянка у р. Дніпро становить: уран-238 — $5{,}5 \cdot 10^{10}$ Бк; радій-226 — $1{,}9 \cdot 10^{10}$ Бк; свинець-210 — $4{,}4 \cdot 10^{10}$ Бк; полоній-210 — $8{,}8 \cdot 10^{9}$ Бк; торій-230 — $5{,}5 \cdot 10^{9}$ Бк.

Річний винос природних радіонуклідів з підземними водами в р. Дніпро становить: уран-238 — $1{,}6 \cdot 10^{8}$ Бк; радій-226 — $2{,}5 \cdot 10^{7}$ Бк; свинець-210 — $1{,}5 \cdot 10^{6}$ Бк; полоній-210 —$1 \cdot 10^{7}$ Бк; торій-230 — $2{,}5 \cdot 10^{7}$ Бк.

Хвостосховище «С» є джерелом забруднення підземних вод.

ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД. Радіонуклідний склад води в Дніпрі в прибережній смузі характеризується об'ємною активністю урану менш ніж 0,49 Бк/л, радію-226 — від 0,14 до 0,21 Бк/л, торію-230 — від 0,04 до 0,11 Бк/л, свинцю-210 — в межах 0,16–0,40 Бк/л, полонію-210 — в межах 0,06–0,16 Бк/л.

Сумарний показник забруднення змінюється від 0,80 вище створу хвостосховища «Д» до 1,56–1,90 в створі і за течією нижче створу сховища.

Основним джерелом надходження радіонуклідів в р. Дніпро в створі об'єктів, що досліджувались, є розвантаження забруднених підземних вод із зони розташування хвостосховищ, поверхневий стік із забрудненої території проммайданчика і річковий стік р. Коноплянка, де відзначаються найбільш високі концентрації радіонуклідів.

Радіонуклідний склад води в р. Коноплянка характеризується вмістом урану від 0,49 до 1,77 Бк/л, радію-226 — від 0,15 до 0,26 Бк/л, торію-230 — від 0,05 до 0,10 Бк/л, полонію-210 — в межах 0,07–0,14 Бк/л.

ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД. У хвостосховищі «Д» спостерігаються обводнені РАВ, що мають хороший гідравлічний зв'язок з підземними водами.

Періодично тимчасовий характер обводнювання мають відходи сховища «Західне». Ця обводнена зона утворює техногенний водоносний шар, який забруднює водоносні горизонти, що лежать нижче, а саме горизонти: алювіальних відкладів; кристалічних порід; лесових відкладів.

Техногенний водоносний горизонт. Радіонуклідний склад техногенного водоносного горизонту визначений за основними довгоіснуючими радіонуклідами уранового ряду. За результатами вимірів техногенних вод об'ємна активність змінюється у межах: урану від 0,32 до 324,72 Бк/л; ^{226}Ra — 0,08–17,09 Бк/л; ^{230}Th — 0,06–1,58 Бк/л; ^{210}Pb — 0,06–2,10 Бк/л; ^{210}Po — 0,02–1,33 Бк/л.

Радіаційний стан ґрунтів. *Дніпродзержинський проммайданчик*. Техногенні ґрунти, які утворюють поверхневий шар на територіях прилеглих, до хвостосховищ «Західне», «Центральний Яр» і «Південно-східне», радіоактивно забруднені. На цих ділянках спостерігається потужність еквівалентної дози гамма-випромінювання від 1,2 до 4,83 мкЗв/рік, в локальних точках сягаючи значень до 45,6 мкЗв/рік (сховище «Південно-східне»).

Поверхневий шар ґрунтів на прилеглих до хвостосховища «Д» територіях характеризується фоновими значеннями потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання від 0,08 до 0,15 мкЗв/рік. Ґрунтовий покрив на ділянках, які використовуються населенням, характеризується величиною ПЕД гамма-випромінювання 12–25 мкР/рік.

Концентрації природних радіонуклідів (ПРН) в ґрунтах на орних землях складають: для природного урану — 6–7 мг/кг (148–173 Бк/кг), природного торію — 19–21 мг/кг (78–86 Бк/кг), радію-226 — 14–49 Бк/кг, торію-230 — 40–109 Бк/кг, полонію-210 — 32–49 Бк/кг і свинцю-210 — 55–103 Бк/кг. Сумарна альфа-активність ґрунтів тут складає 759–958 Бк/кг, сумарна бета-активність — 396–662 Бк/кг.

Хвостосховище «С». Концентрації ПРН в поверхневому шарі ґрунтів в межах сховища «С» і його зони спостереження складають: для природного урану — 6–10 мг/кг (148–247 Бк/кг), природного торію — 4–29 мг/кг (16–119 Бк/кг), радію-226 — 13,7–48,5 Бк/кг, торію-230 — 25,2–112,1 Бк/кг, полонію-210 — 8,1–92,5 Бк/кг і свинцю-210 — 51,8–241,6 Бк/кг. Сумарна альфа-активність ґрунтів тут — 651–1594,7 Бк/кг, сумарна бета-активність — 355,2–769,6 Бк/кг. Найбільш високі концентрації радіонуклідів спостерігаються на бортах I секції сховища «С», де мали місце аварійні розливи пульпи, а також на прилеглих до огородження бази «С» ділянках, де відбувається осадження радіоактивного пилу.

Забруднені ґрунти характеризуються ПЕД гамма-випромінювання в основному діапазоні 30–500 мкР/рік, в локальних точках — до 4304 мкР/рік (Лисиченко Г.В., Верховцев В.Г., Ковалевський В.В. та інші, 2009).

Основні результати неотектонічних досліджень

Для вирішення поставлених задач нами були побудовані такі карти: порядків долин і вододілів; ландшафтних індикаторів лінійних структур масштабів 1:50 000 і 1:25 000; базисної та вершинної поверхонь 4-х порядків та різниці між ними масштабу 1:25 000); лінійних структур масштабу 1:50 000. Підсумкова карта активних на новітньому етапі розвитку лінійних структур та сумарних амплітуд вертикальних рухів земної поверхні у четвертинному періоді масштабу 1:25 000 наведена на рис. 1.

У межах території виявлені регіональні і локальні лінеаменти утворюють дві домінуючі системи, представлені прямолінійними сполученими і взаємно перпендикулярними лінеаментними зонами домінуючих напрямків (0°⊥90°, ±5°, 40–45°⊥310–315°), одну проміжну (25–30°⊥295–300°) та два пригнічених напрямки (15–20° та 345–350°), кожен з яких має всього по одній лінеаментній зоні.

Лінеаментні зони домінуючої ортогональної системи 0°⊥90°. Представлені трьома субмеридіональними (всі — локальні) і трьома субширотними зонами (одна — регіональна, дві — локальні). Крім того, виявлений ряд одиночних лінеаментів цих же напрямків (рис. 1). Зближене між собою просторове розміщення субмеридіональних зон №2, 3 та зони №14 пригніченого напрямку 345–3500 дозволяє припустити, що вони утворюють разом більш велику лінійну структуру (регіональну).

Відстань між субдовготними зонами 3–6 км, а субширотними — 4–10 км. Зони ортогональної системи строго витримані за напрямком (окрім зони №1). Для зон субмеридіонального напрямку характерна перевага ерозійних індикаторів, а для субширотних — вододільних, в наслідок чого всі субдовготні зони інтерпретовані як скиди або здвиго-скиди, а більшість субширотних — як підкиди (здвиго-підкиди).

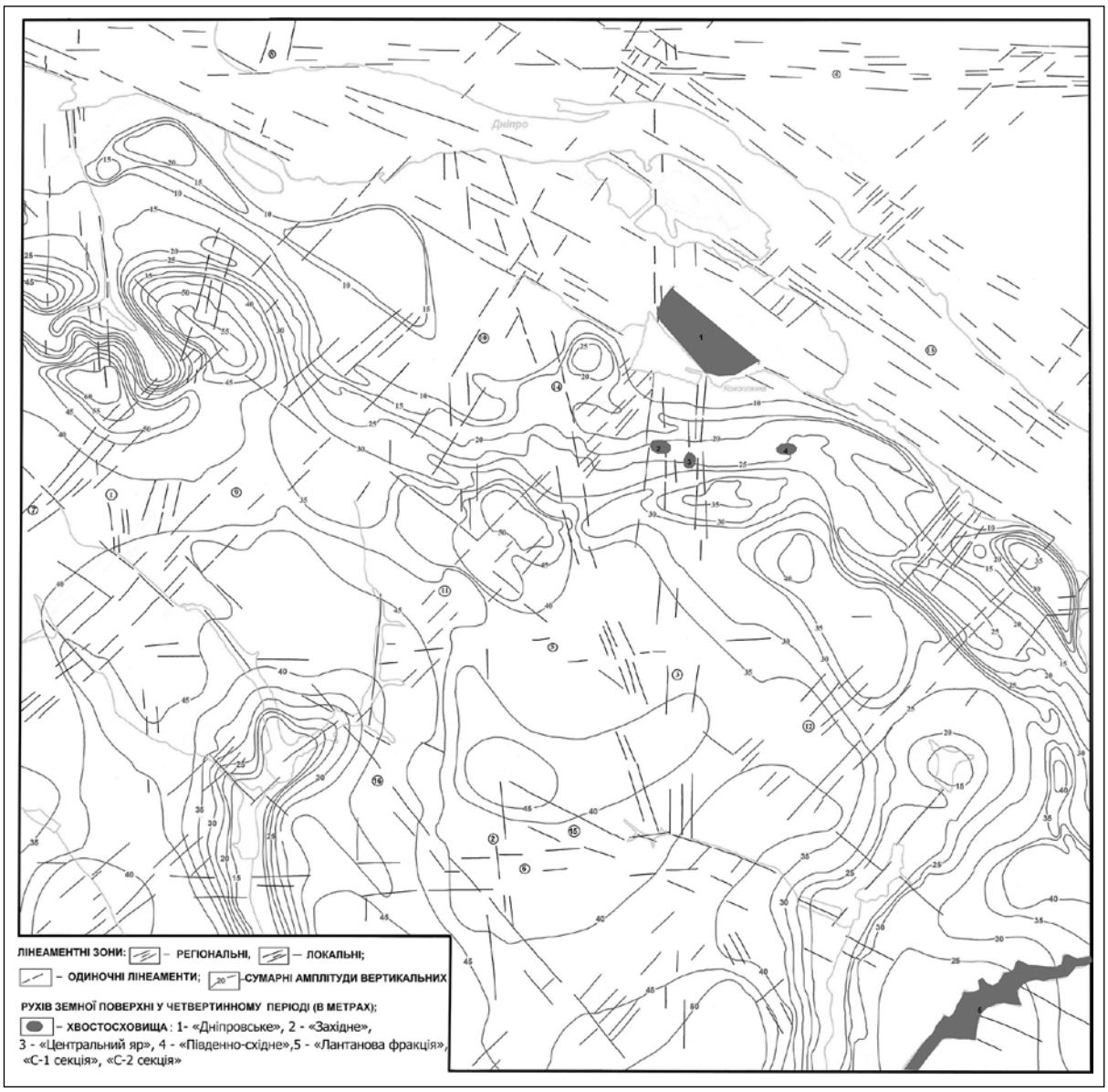


Рис. 1. Карта активних на новітньому етапі розвитку лінійних структур та сумарних амплітуд вертикальних рухів земної поверхні у четвертинному періоді району розташування хвостосховищ колишнього Придніпровського хімічного заводу
Примітка: масштаб 1:25˚000 (зменшено). Склав В.Г. Вєрховцев.

Лінеаментні зони домінуючої системи 40–45˚⊥310–315˚ представлені чотирма зонами північно-східного напрямку (дві — регіональні) і всього однією локальною зоною — північно-західного. Близько розташовані одна від одної зони №7, 9, 16, 11 можна розглядати як єдину регіональну 1-го порядку (а, можливо, й як трансрегіональну) лінійну систему, що за шириною сягає 7 км, перетинає всю ділянку і займає її центральну частину. Відстань між зонами північно-східного орієнтування складає 5–6˚ км (зменшуючись між зближеними зонами до 1,5–3˚ км), а для північно-західного її встановити неможливо, оскільки в межах території цей напрямок представлений всього однією зоною. Система характеризується достатньою витриманістю за напрямком. За своєю морфологією всі зони віднесені до здвигів (тобто вони дешифровані по приблизно рівній кількості ерозійних і вододільних індикаторів).

Лінеаментні зони проміжної діагональної системи 45–55˚⊥315–325˚. До системи відносяться одна локальна лінеаментна зона північно-східного напрямку та дві — північно-західного (одна з них — регіональна). Саме ця регіональна зона є самою крупною з

встановлених в межах дослідженої території. Вона є частиною трансрегіональної зони розломів, яка розділяє північно-східний схил Українського кристалічного щита та Південну прибортову частину Дніпровсько-Донецької западини. Зони системи мають задовільну витриманість за напрямком. За кінематичними характеристиками це — підкидо-здвиг, здвиг та скидо-здвиг.

Пригнічений напрямок 15–20° представлено всього однією локальною лінеаментною зоною (рис. 1). Лінеаментна зона №13 простежена протягом 10° км (у північно-східному напрямку іде за межі ділянки), має ширину 0,4–0,5° км і складається з 14 лінеаментів довжиною від 0,3° до 1° км, виражених у ландшафті у вигляді прямолінійних відрізків елементів гідромережі (6) і вісей вододілів (9).

Пригнічений напрямок 345–350° також складається тільки з однієї зони — локальної №14 на рис. 1. Зона має довжину 17° км при ширині 0,3–0,5° км, у її склад входять 28 елементарних лінеаментів довжиною 0,3–1,2° км, виражених на місцевості спрямленими відрізками елементів ерозійної мережі (12 випадків), осями вододілів і малоаплітудних уступів у рельєфі (всього 17 елементів).

У стислому виді відомості про виділені лінеаментні зони наведено в табл. 1 (включаючи їх номер на карті, ранг, довжину, ширину, азимут простягання, кількість елементарних лінеаментів, що входять до складу зон; мінімальну та максимальну довжину цих лінеаментів; кількість ерозійних та вододільних ландшафтних індикаторів лінеаментів, морфотип, співпадання з відомими розломами).

Виявлення сумарних амплітуд вертикальних рухів земної кори в четвертинному періоді. Для вирішення цієї задачі використана карта різниці між вершинною і базисною поверхнями 4-го порядку масштабу 1:25°000. Аналіз, складеної нами на її основі, карти сумарних амплітуд тектонічних вертикальних рухів земної поверхні у четвертинному періоді (рис. 1) показує, що останні в межах дослідженого району мають диференційований характер і досить значну інтенсивність (максимальні значення перевищують +60 м). При цьому найбільш загальні закономірності в площовому поширенні сумарних амплітуд погоджуються з контурами відомих та виявлених у регіоні порівняно великих структурних одиниць.

Підтвердженням сказаному може служити таке: практично повсюдно фіксується ув'язування підвищених значень ізобаз і замкнутих контурів (аномалій) з лінеаментними зонами. Так, уздовж північно-східної зони №7 є витягнуті в її напрямку ізолінії зі значеннями +45 м, а до вузлів її перетинів з зонами №7, 8 приурочені замкнуті аномалії зі значеннями ізобаз +45–55 та +45–60 м; на протязі зони №12 того ж орієнтування – витягнуті в її напрямку окремі відрізки ізобази зі значеннями+40 м і аномалії (+20–25, 20–35, 30–40 м); до зони №15, орієнтованої на північний захід, також прив'язана аномалія підвищених значень ізобаз (+40–45 м), витягнута вздовж неї. У цілому ж її лінійна протяжність ізобаз з аномально високими значеннями сумарних амплітуд (у тому числі, і замкнутих) відмічається практично уздовж зон усіх напрямків (рис. 1).

Коротко охарактеризуємо загальний рисунок розподілу сумарних амплітуд вертикальних рухів земної поверхні у четвертинному періоді по ділянці.

Мінімальні сумарні амплітуди відмічаються в північній частині території та тяжіють до долини річки Дніпро, де значна площа має значення +10 м.

Наступні за величиною сумарні амплітуди (+15–25 м) виявлені на півдні району, де вони пов'язані головним чином з кількома балками без назв (див. рис. 1).

Максимальні значення сконцентровані на північному заході території. Тут є дві близько розташованих одна від одної локальні аномалії зі значеннями, що сягають +55, +60 м. Ще дві локальні аномалії з трохи меншими значеннями (+45, 50 м) розташовані в центрі, а одна (+50 м) на півдні. На всій іншій території панують ізобази від +25 до +40 м.

Таблиця 1. Основні відомості про лінеаментні зони району розташування хвостосховищ радіоактивних відходів колишнього Придніпровського хімічного заводу

№ на рисунку	Ранг	Аз°	Д	К	$К_{ер*}$	Співпадання з відомим розломом	Передбачуваний морфотип
			Ш	$Д_1–Д_2$	$К_{вод*}$		
Лінеаментні зони домінуючої ортогональної системи 0⊥90 (±5)							
1	Л	356–358	13*[1]	25	15	–	С
			0,25–0,3	0,25–1,3	10		
2	Л	358–0	15	15	10	–	З–С
			0,25–0,28	0,25–1,5	7		
3	Л	359–1	18*[2]	32	20	+	З–С
			0,26–0,7	0,25–1,5	15		
4	П	90–91	19*[2]	30	18	+	П
			0,75–1	0,4–2,8	30		
5	Л	88–90	19*[2]	14	6	–	З–П
			0,15–0,26	0,15–0,76	10		
6	Л	0–1	12	16	7	–	З–П
			0,15–0,6	0,26–1	11		
Лінеаментні зони домінуючої діагональної системи 40–450°⊥310–315°							
7	Л	40–45	13*[2]	29	15	–	З
			0,26–0,7	0,26–1,4	17		
9	Л	40–45	10*[1]	31	14	–	З
			0,6–1	0,3–1,4	18		
11	Р	40–45	24*[2]	88	44	+	З
			0,75–1,2	0,25–1,5	48		
12	Р	40–45	17*[2]	54	24	+	З
			1,2–2	0,3–1,8	32		
16	Л	310–315	15*[2]	14	8	–	З
			0,3–1,2	0,4–2	7		
Лінеаментні зони проміжної діагональної системи 25–30°⊥295–300°							
10	Л	25–30	10*[1]	26	11	–	П–З
			0,5–0,9	0,2–0,8	18		
13	Р	295–300	22*[2]	125	65	++	З
			4–5	0,25–3	70		
15	Л	295–300	15*[1]	20	12	–	С–З
			0,5–0,8	0,25–2,1	9		
Лінеаментні зони пригніченого напрямку 15–20°							
8	Л	15–20	10*[1]	14	6	–	П–З
			0,4–0,5	0,3–1	9		
Лінеаментні зони пригніченого напрямку 345–350°							
14	Л	345–350	17	28	12	+	П–З
			0,3–0,5	0,3–1,2	17		

Примітка: ранг лінеаментних зон: Р — регіональна, Л — локальна; Аз — генеральний напрямок простягання (в градусах); Д — довжина; Ш — ширина лінеаментних зон; К — кількість елементарних лінеаментів, що входять до складу лінеаментних зон; $Д_1$ — мінімальна; $Д_2$ — максимальна довжина цих лінеаментів; Кер. — кількість ерозійних; Квод. — кількість вододільних ландшафтних індикаторів лінеаментів; С — скид; П — підкид; З — здвиг; (++) — лінеаментна зона повністю співпадає з відомим розломом; (+) — теж, але частково (фрагментарно); (–) — лінеаментна зона не фіксується в показниках, що аналізуються; [*1] *— лінеаментна зона виходить за межі досліджуваного району в одному напрямку;* [*2] *— теж, але в обох напрямках.*

Визначення можливого впливу виявлених, активних на новітньому етапі розвитку, лінійних структур на безпеку хвостосховищ та передбачення місць активного поглинання забруднених поверхневих вод на основі неотектонічних даних.

Виходячи з досвіду практичної роботи, набутого в результаті проведення аналогічних досліджень у різних районах України, Росії і Білорусії, найбільш небезпечні ділянки, в тому числі зони активного водообміну між поверхневими і підземними водами (а отже і зони поглинання поверхневих вод), розміщаються в місцях, у межах яких відмічається сполучення таких неотектонічних параметрів, як *наявність лінеаментних зон* (активних на новітньому етапі розвитку розломів). При цьому найбільш «сприятливі» ті з них, у складі яких виділяється найбільша кількість елементарних лінеаментів і відмічається перевага ерозійних ландшафтних індикаторів над вододільними (або хоча б приблизно рівна їхня кількість) — ділянка виділяється або в межах зони, або ж в області її безпосереднього впливу, а також у вузлах перетину зон; *наявність локальних, як правило, позитивних КС* — найбільш сприятливі структури успадкованого, неуспадкованого і похованого типів (розміщені по мірі убування їхньої ролі для рішення поставленої задачі), значно рідше — проміжного, і вкрай рідко — безкореневі. «Перспективна» ділянка виділяється в периферійних частинах таких структур, що характеризуються підвищеною тріщинуватістю, або на незначному віддаленні (не більш 3–4 см у масштабі карти) від її зовнішнього контуру. Слід зазначити, що ці дві ознаки найчастіше дуже близькі за змістом, оскільки більшість КС інтерпретується нами як блоки ізометричної форми, що активно здіймаються на новітньому етапі; *збіг з лінеаментними зонами та позитивними КС локальних аномалій підвищених значень сумарних амплітуд вертикальних новітніх тектонічних рухів земної поверхні* (в даному випадку, — четвертинних), що сприяє гідрогеологічному розкриттю структур обох типів. Природною додатковою ознакою служить наявність сучасного водотоку в місцях, де відзначається збіг усіх трьох вищеописаних неотектонічних параметрів. На жаль до поставлених перед нами завдань не входило виявлення активних на новітньому етапі розвитку КС різних морфогенетичних типів (це може бути темою окремого дослідження), тому при вивченні даного аспекту проблеми ми обмежились аналізом тільки двох параметрів — активних на новітньому етапі розвитку лінійних структур та особливостей прояву вертикальних рухів земної поверхні у четвертинному періоді.

Основні результати та їх обговорення

Хвостосховище «Д» — місце його розташування характеризується найбільш небезпечними з встановлених при дослідженні неотектонічними показниками: воно приурочено до вузла перетину трьох лінеаментних зон — локальної субмеридіональної №3 та регіональних північно-східної №11 і північно-західної №13. Особливо небезпечні зони №3 та №11 (див. рис. 1 та табл. 1 з їх параметрами) — саме по ним (на північ та північний схід) передбачається міграція забруднення. В той же час за проявом вертикальних тектонічних рухів земної поверхні у четвертинному періоді це місце відносно спокійне — характеризується сумарними амплітудами рухів менш 10 м (подальша їх диференціація можлива лише при більш детальних дослідженнях).

Хвостосховища «Західне», «Центральний яр» — розташовані безпосередньо в межах локальної зони №3, з якою й можуть бути пов'язані шляхи посиленої міграції забруднення. Небезпечним також є виявлення трохи південніше сховищ локальної аномалії сумарних амплітуд вертикальних тектонічних рухів земної поверхні у четвертинному періоді зі значеннями ізобаз +30–35 м (рис. 1).

Хвостосховище «Південно-східне» — знаходиться у найбільш сприятливих з неотектонічної точки зору умовах. Активних на новітньому етапі розвитку лінійних структур тут не встановлено. Певну небезпеку можна пов'язувати з виявленою в районі сховища аномальною затяжкою ізобази зі значенням сумарних амплітуд вертикальних тектонічних рухів земної поверхні у четвертинному періоді +25 м.

Хвостосховища «Лантанова фракція», «С-1 секція», «С-2 секція» — посилена міграція забрудненої речовини, окрім ерозійної форми, до якої вони «прив'язані», може бути спричинена встановленою нами тут локальною північно-західною зоною №15. Виявлена

в цьому місці локальна аномалія сумарних амплітуд вертикальних тектонічних рухів земної поверхні у четвертинному періоді (+30–25 м) є від'ємною, тому вплив її не повинен бути значним.

Прогнозування ймовірних надзвичайних ситуацій

Розташування сховищ «Західне», «Д», «Південно-східне» і «Центральний Яр» поблизу р. Дніпро у разі значного водонасичення внаслідок підтоплення ґрунтовими водами може призвести до їх сповзання по схилу і створення надзвичайної ситуації для користувачів річковою водою. Гребля сховища «Д» була засипана відходами порожньої породи коксохімічного виробництва, що і сьогодні складуються в безпосередній близькості від нього. Відсипання відходів коксохімічного виробництва на 10–12 м вище верхньої відмітки сховища «Д» (місцями вони контактують з поверхнею РАВ), створює загрозу видавлювання їх з об'єму сховища в р. Коноплянку, далі в р. Дніпро і Чорне море.

Під час функціонування сховищ є імовірність несанкціонованого проникнення сторонніх осіб на їх територію для проведення земельних робіт. У результаті цього порушується цілісність рекультивованого шару і на поверхні сховища утворюється оголення радіоактивних матеріалів. Крім того, утвореними прорізами будуть порушені гідроізоляційні властивості рекультивованого шару сховищ, внаслідок чого атмосферні опади і повеневі води надійдуть до чаші, збільшуючи водонасиченість складованого матеріалу і міграцію радіонуклідів до ґрунтів, які підстилають відходи.

Якщо буде відповідний збіг обставин (надмірні атмосферні опади, розгерметизація ближчих водоводів, пошкодження гребель розташованих вище водосховищ, тощо) імовірне руйнування опірних елементів сховищ і вихід хвостового матеріалу, що складований в чаші, на прилеглі території.

З південної та східної сторін хвостосховища «Західне», в безпосередній близькості від нього, на глибині 2–2,5 м прокладений колектор, по якому скидаються промислові стоки ВАТ «ДніпроАзот» в р. Коноплянка. Річний об'єм стоків — 1,4 млн. м^3. Переріз колектору 900×900 мм. Він прокладений ще в сорокових роках минулого сторіччя і його капітальний ремонт не проводився. У зв'язку з цим колектор може бути причиною аварії на сховищі. У разі розгерметизації колектору з південної сторони води надходять безпосередньо до товщі хвостосховища. В результаті цього відбудеться насичення пульпового матеріалу, який складований в чаші сховища, промисловими стоками і, як наслідок, імовірне руйнування дамби, що загороджує об'єкт з східного та північного боків. При такому розвитку аварії відбудеться винесення радіоактивних відходів переробки уранових руд до котловини біля відстійника ДП «Смоли». Ділянка залізної дороги Мінтрансзв'язку, нижче сховища «Західне», буде замуленою хвостовою пульпою.

Хвостосховище «Центральний Яр» розташоване на косогорі з відмітками в нижній частині 79,4 м і в верхній — 106,6 м урочища колишнього яру. Через територію сховища прокладений колектор зливових вод, в який надходять стоки атмосферних опадів з промайданчиків ДП «ПГМЗ», ДП «Агрофон» і ДНВП «Цирконій». За умов замулення або порушення цілісності колектору, особливо в північній частині хвостосховища, зливові води надійдуть безпосередньо до товщі складованого в чаші хвостового матеріалу. За умов насичення хвостового матеріалу водами зростає його рухливість і, в наслідок цього, можливе руйнування північної ділянки дамби та винос складованої маси за межі хвостосховища на залізничну смугу.

Причиною потенційної аварії на хвостосховищі «Південно-східне» може стати порушення герметичності діючого пульпопроводу або колектора зливових вод. За такої аварії вода, яка надходить з зруйнованого пульпопроводу або колектору, в процесі прямування по поверхні сховища буде вимивати і транспортувати матеріал поверхневого шару, в тому числі і радіоактивний, до магістральної лінії водовідвідних лотків атмосферних опадів. За умов заповнення лотків грязьовий потік замулить інспекторську магістраль, смугу відчуження і залізничну смугу.

Першочергові рекомендації щодо зменшення радіаційного впливу хвостосховищ.

- Найбільш ефективним заходом із підвищення екологічної безпеки сховищ є збереження недоторканості захисного шару, а також покриття неізольованих від навколишнього середовища відходів і радіоактивних матеріалів шаром ізолюючого матеріалу.
- Для отримання повної і достовірної картини забруднення ґрунтів, повітря та інших складових радіоактивного забруднення на території проммайданчика і міста, необхідне створення сучасної системи екологічного моніторингу, як об'єктів колишнього ВО «ПХЗ», так і регіону в цілому.
- Проведення НДР, у тому числі: обстеження сховища «База С»; вивчення характеристик потоків ґрунтових вод в районі хвостосховищ та дослідження впливу сховищ на ґрунтові води.
- Проведення засипання відкритих радіоактивно забруднених ділянок на території сховища «База С». Дезактивація і рекультивація сховища «База С».
- Демонтаж трубопроводів і корпусу №103.
- Проведення першочергових аварійно-вібудовних робіт на інженерних спорудах хвостосховища радіоактивних відходів «Західне».
- Проведення комплексу заходів щодо зменшення ймовірності надзвичайних ситуацій на сховищах.

Висновки

1. Виявлені 16 лінеаментних зон утворюють дві домінуючі системи, представлені прямолінійними сполученими і взаємно перпендикулярними зонами домінуючих напрямків (0°⊥90°, ±5°, 40–45°⊥310–315°), одну проміжну систему (25–30°⊥295–300°) та два пригнічених напрямки (15–20° та 345–350°), кожен з яких має всього по одній зоні. Більшість їх відноситься до розряду локальних, а в ряді випадків — особливо при зближеному розташуванні декількох субпаралельних зон — до регіональних, не виключено, що і до трансрегіональних. Однозначне вирішення цього питання можливе тільки при постановці дрібномасштабних досліджень з охопленням великих по площі територій. Проте уже зараз не підлягає сумніву, що ряд виявлених лінеаментів входить до складу лінійних структур більш старших порядків. По ступеню насиченості лінеаментними зонами територія нічим істотно не відрізняється від інших, раніше вивчених нами регіонів (Волино-Поділля, Український щит, Причорноморська западина, Прип'ятсько-Донецько-Дніпровська западина, Донбас). Це підтверджує, що дрібноблокова будова земної кори відноситься до глобальних явищ, а не є чимось аномальним. Лінеаментні зони, що входять в одну систему (ґрати), очевидно одновікові і характеризуються спільним розвитком (парагенезисом). Самі ж системи мають як різний час закладення, так і не співпадаючі в тимчасовому відношенні періоди активізацій (але час останньої з них укладається в неотектонічний етап).

2. Виявлені сумарні амплітуди вертикальних рухів земної поверхні у четвертинному періоді в межах району мають у цілому чітко виражену площову диференціацію і досить значну інтенсивність (максимальні сумарні амплітуди перевищують +60 м, мінімальні — +10 м). При цьому найбільш загальні закономірності в площовому поширенні сумарних амплітуд погоджуються з контурами порівняно великих структурних одиниць, а деталі підкреслюють дрібноблокову будову земної кори.

3. Оцінено ступінь впливу визначених неотектонічних параметрів на безпеку хвостосховищ колишнього ВО «ПХЗ» та визначено можливі шляхи посиленої міграції різноманітного забруднення, в тому числі радіоактивної речовини. Результати роботи підтверджено комплексними геохімічними дослідженнями, в тому числі на радон і гелій, Лисиченко Г.В., Вєрховцев В.Г., Ковалевський В.В. та інші, 2009).

Верховцев В.Г., Лисиченко Г.В., Юськив Ю.В. ОЦЕНКА БЕЗОПАСНОСТИ ПО НЕОТЕКТОНИЧЕСКИМ КРИТЕРИЯМ РАЙОНА РАЗМЕЩЕНИЯ ХВОСТОХРАНИЛИЩ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ДНЕПРОДЗЕРЖИНСКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО УЗЛА

Изложены результаты крупномасштабного (1:25 000) картирования новейшей тектоники региона, выполненного на основе морфографических, морфометрических и аэрокосмических методов исследования. Выделены и охарактеризованы активные на новейшем этапе развития линейные структуры, а также суммарные амплитуды вертикальных движений в четвертичном периоде. Оценена безопасность района размещения хвостохранилищ радиоактивных отходов Днепродзержинского промышленного узла с точки зрения неотектонических критериев.

Verkhovtsev V.G., Lysychenko G.V., Yuskiv Yu.V. SAFETY ASSESSMENT OF THE RADIOACTIVE WASTE TAILING DUMPS AREA OF DNIPRODZERZHYNSKYI INDUSTRIAL REGION BY NEOTECTONIC CRITERIA

The article presents results of large-scale (1:25 000) mapping of the new tectonics of the region by morphological, morphometric and aerospace methods. Active at the present stage of development linear structures as well as the total magnitudes of vertical movements in the Quaternary period were singled out and characterized. Safety of the area of tailing dumps of radioactive waste from Dniprodzerzhynskyi industrial region was assessed by neotectonic criteria.

УДК 551.14:550.34

Сафронов О.Н.
Інститут геофізики НАН України

ГЕОЛОГО-ГЕОФІЗИЧНІ ТА СЕЙСМОТЕКТОНІЧНІ АСПЕКТИ ОЦІНКИ СЕЙСМІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПРИ ПЛАНУВАННІ РОЗМІЩЕННЯ ОСОБЛИВО ВАЖЛИВИХ ОБ'ЄКТІВ В УКРАЇНІ

У роботі відображені геолого-геофізичні та сейсмотектонічні аспекти оцінки сейсмічної небезпеки перспективних місць розміщення особливо важливих об'єктів в Україні з урахуванням державних будівельних норм В 1.1-12:2006. Удосконалення методики виділення зон виникнення вогнищ землетрусів, із урахуванням вищесказаного, дозволить створити основу для оцінки сейсмічної небезпеки території України на новому науково-методичному рівні і більш обґрунтовано вибирати місця розміщення майданчиків для побудови особливо важливих об'єктів.

Постановка проблеми. В даний час основним нормативним документом, що визначає будівництво в сейсмічних регіонах України є ДБН В 1.1-12:2006., але цей документ не є нормативним при оцінці сейсмічної небезпеки АЕС та інших екологічно небезпечних і особливо важливих об'єктів. Для них оцінка сейсмічної небезпеки здійснюється як і для АЕС в часових термінах ПЗ (проектний землетрус 1 раз у 100 років) і МРЗ (максимально розрахований землетрус 1 раз в 10 000 років). На рис. 1 наведена Карта ЗСР-2004-С України з періодом повторюваності землетрусів 1 раз в 5000 років, на якій виділені зони з інтенсивністю струсів на середніх ґрунтах в балах шкали MSK-64 від 5 до 10 [1]. Як наголошувалося раніше, будівництво особливо важливих об'єктів в 9–10 бальній зоні заборонено, тому постає питання про оцінку сейсмічної небезпеки від місцевих зон ВВЗ (виникнення вогнищ землетрусів) в 5-ти 8-ми бальних зонах території України, які знаходяться в межах південно-західного краю Східноєвропейської платформи в державних межах України.

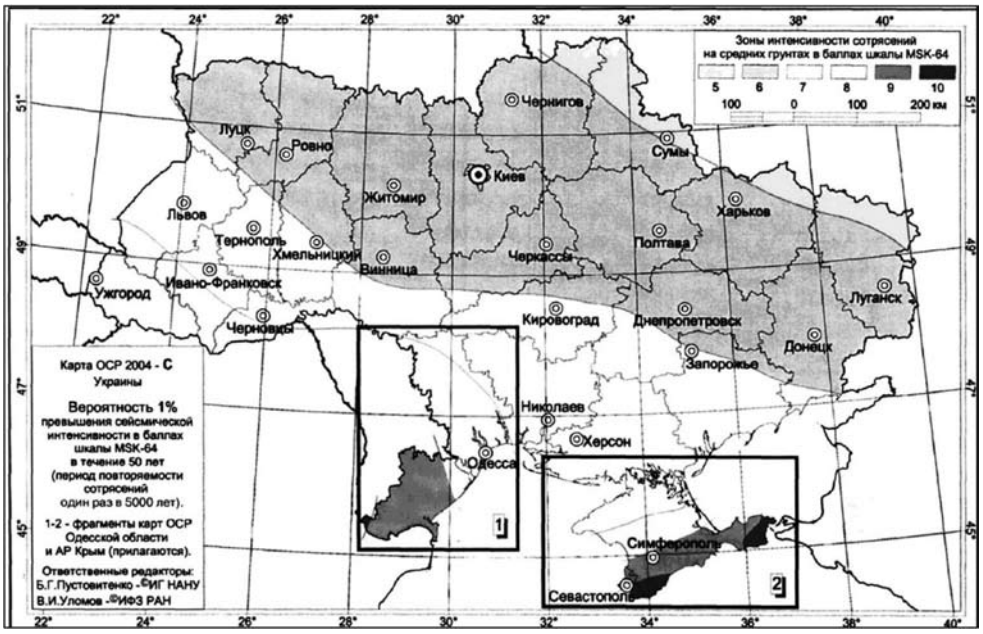


Рис. 1. Карта оцінки сейсмічного ризику території України на 2004 р.

Аналіз досліджень і публікацій. Оцінка сейсмічної небезпеки для платформної території здійснюється таким чином:

1. На основі комплексного аналізу сейсмологічної інформації будується зведений каталог землетрусів для досліджуваної території і прилеглих регіонів.

2. Проводиться комплекс геолого-геофізичних і сейсмологічних робіт по складанню, на єдиній методичній основі, набору карт відповідного масштабу (1:200000–1:1000000), для подальших сейсмотектонічних побудов.

3. Створюється база геолого-геофізичних, сейсмологічних даних. На її основі виділяються геолого-сейсмологічними методами сейсмогенеруючі структури — потенційні зони ВВЗ. Будується карта сейсмотектоніки.

4. На базі карти сейсмотектоніки будується карта зон ВВЗ, а на основі формалізованих і геолого-сейсмологічних методів оцінюються сейсмологічні параметри виділених зон.

5. Складається карта сейсмічного районування досліджуваної території і оцінюється фонова сейсмічна небезпека для ПЗ один раз в 100 років, МРЗ 1 раз в 10000 років.

6. Виконуються дослідження по сейсмічному мікрорайонуванню майданчика і ближньої зони об'єкту в масштабі 1:10000, будується карта СМР. Згідно цієї карти, в межах досліджуваної території, виділяються зони з приростом сейсмічної інтенсивності $\Delta I=0$ або ± 1 бал по відношенню до початкової сейсмічності. Оцінюється залишкова сейсмічна небезпека для ПЗ і МРЗ з урахуванням результатів СМР.

7. Для особливо важливих об'єктів на заключному етапі будується ансамбль розрахункових акселерограм, що моделюють сейсмічні дії для ПЗ і МРЗ від землетрусів зони Вранча (або від найближчої сейсмоактивної зони) і від потенційних місцевих зон ВВЗ на майданчик об'єкту [2, 3].

Подібна робота за оцінкою геолого-тектонічних умов і сейсмічної небезпеки АЕС та інших об'єктів, розташованих на платформній частині України, була виконана в Інституті геофізики. Вона виконувалася за вищезгаданою методикою з урахуванням досліджень по порівняльній сейсмотектоніці 7-ми давніх платформ Землі. В межах платформної частини України, на основі порівняльного сейсмотектонічного аналізу, по аналогії з іншими давніми платформами, було виділено 3 сейсмотектонічні провінції: Прикарпатсько-Дністровська (M_{max}=5.5); Прип'ятсько-Дніпровсько-Донецька (M_{max}=4.5); Північноазовсько-Причорноморська (M_{max}=4.0). Усередині сейсмотектонічних провінцій було виділено 9 сейсмогенних зон ВВЗ (виникнення вогнищ землетрусів) та оцінено їх параметри: Рава-Руська (M_{max}=5.0); Белз-Балучинсько-Рогатинська (M_{max}=5.5); Подільська (Дністровська) (M_{max}=5.0); Північноазовсько-Сивашська і Азовська (M_{max}=4.0); Північносхідна прибортова (M_{max}=4.5); Чернігівсько-Полтавська (Центральна) (M_{max}=3.5); Прип'ятсько-Південнозахідна прибортова (M_{max}=4.5); Новошахтинська (M_{max} до 4.5); Донецько-Дебальцівська (M_{max} до 4.0) [3].

Мета роботи. Починаючи з 90-х років минулого століття за рахунок збільшення кількості сейсмічних станцій і оснащення їх більш якісною цифровою реєструючою апаратурою, з'явилася можливість реєстрації землетрусів більш низького енергетичного класу, ніж раніше. Динаміка сейсмічності платформної частини України і всієї Східноєвропейської платформи (СЄП) істотно змінилася у бік збільшення реєстрації числа сейсмічних подій не тільки в окраїнних частинах платформи, прилеглих до геодинамічно-активних структур, але і в центральній частині платформи. Тільки в межах південно-західного краю СЄП з 2000 року по теперішній час інструментально зареєстровано понад 200 землетрусів, деякі з них сейсмотектонічно пов'язані з геологічними структурами, і можуть становити геодинамічну небезпеку для особливо важливих об'єктів. Каталог землетрусів платформної частини України і прилеглих територій включає 417 землетрусів. Таким чином, сейсмотектонічна обстановка в межах платформної частини України в корені змінюється. В табл. 1 представлені найсильніші землетруси, що відбулися на платформній частині України із 2000 по 2007 рр., тому основною задачею є виявлення геолого-геофізичних і сейсмотектонічних аспектів виділення зон ВВЗ в платформних умовах.

Таблиця 1. Найбільш сильні землетруси, що відбулися на платформній частині Україні протягом 2000–2007 рр.

н/н	Дата	Час	Координати		M	MLH	mb	ML	Io	K	H, км	Джерела
			φ	λ								
1.	2000/01/19	23 09 37.9	47 64	26 72		3.9			-	11.1	0-33	СБУ
2.	2000/01/19	23 19 41	47 60	26 70		2.4			-	8.3	0-33	СБУ
3.	2000/01/19	23 23 39	47 60	26 70		2.4			-	8.4	0-33	СБУ
4.	2000/10/25	14 27 48.3	48 58	27 65		3.0			-	9.4	0-33	СБУ
5.	2001/09/14	14 03 35.2	50 16	26 07		2.4			-	8.3	10.0	СБУ
6.	2002/01/03	17 43 17	49 38	25 58		3.8			-	10.8	6.0	СБУ
7.	2004/05/11	01 37 16	48 16	39 10	3.4Mc	3.4			Ip=5-6	10.2	0.0	СБУ
	2004/05/11	01 37 12.1	48 09	39 34	3.8Ms	4.0		4.2	Ip=5-6	11.2	11.0	СБУ
8.	2005/08/17	06 32 43.8	49 88	27 95		2.7				8.9	5.9	СБУ
9.	2005/10/02	12 15 55.1	49 83	27 72		2.2				7.9	2.8	СБУ
10.	2005/10/04	12 01 22.2	49 17	28 20		2.3				8.1	3.6	СБУ
11.	2005/10/10	12 01 00.8	49 17	28 06		1.9				7.5	2.1	СБУ
12.	2005/10/29	11 44 28.9	49 27	28 02		1.9				7.4	1.6	СБУ
13.	2006/03/12	09 52 17.3	51 01	28 16		2.9				9.2	10.0	СБУ
14.	2006/03/14	15 07 01.3	49 17	26 88		1.4				6.5	6.0	СБУ
15.	2006/07/25	17 06 11.4	50 44	28 99		2.4				8.2	2.5	СБУ
16.	2006/07/28	13 47 38.1	49 20	27 15		2.0				7.6	6.4	СБУ
17.	2006/07/31	09 04 32.8	46 87	36 67		2.8	3.4	3.2	5.0	9.8	20.0	СБУ
	2006/07/31	09 04 32.8	47 00	36 62	3.2Mc	2.8	2.6		5.0	9.8	6-7.0	СБУ
18.	2006/08/04	10 02 10.1	48 92	28 01		1.8				7.2	5.0	СБУ
19.	2006/08/04	12 01 42.3	48 84	28 43		2.1				7.7	6.9	СБУ
20.	2007/04/26	08 27 24.6	50 76	28 55		2.0				7.6	2.0	СБУ
21.	2007/12/08	18 15 19.2	46 93	37 08		2.0				8.4	12.0	СБУ
22.	2007/12/25	04 09 00	47 99	33 54	3.2MSH	2.7	3.8	3.3	5.0	9.6	10.0	СБУ
	2007/12/25	04 09 00	48 03	33 44		3.0			5.0	10.1	~5.5	СБУ(по макрос. дан.)
23.	2007/12/29	16 28 51.5	46 87	36 67	3.0	2.2	1.8			8.8	20.0	СБУ

Результати досліджень. Основою для виділення зон ВВЗ в 8–5 бальних ділянках території України можуть бути дослідження по: виявленню геолого-геофізичних і сейсмотектонічних умов місць виникнення сильних землетрусів платформної частини України [4]; по розробці сейсмотектонічної концепції прояву землетрусів на платформній частині України [5]. А також заслуговує уваги методика, яка використовувалася при виділенні сейсмогенеруючих зон і потенційних зон ВВЗ південного заходу України і прилеглих областей [6], в дослідженнях за оцінкою сейсмічної небезпеки південно-західної частини України [6–8]. Можна навести як приклад карту сейсмотектоніки південного заходу України і прилеглих територій (рис. 2).

Роботи по виділенню зон ВВЗ стикаються з численними труднощами як об'єктивного, так і суб'єктивного плану, обумовленими відсутністю чітких уявлень про фізичну природу сейсмічного процесу, властивості реального геологічного середовища, нерівномірністю геолого-геофізичної вивченості окремих регіонів, відсутністю у ряді місць сейсмостатистики за тривалий період часу і представницьких матеріалів інструментальних спостережень, наявністю різних, часто діаметрально-протилежних поглядів на природу

тектонічних рухів тощо. Крім того, існуючі методи виділення зон ВВЗ різко розрізняються за своїми можливостями стосовно різних регіонів. Методи виділення зон ВВЗ можна розділити на дві великі групи: сейсмогеологічні (сейсмотектонічні) методи і методи формалізованої обробки геолого-геофізичної і сейсмологічної інформації.

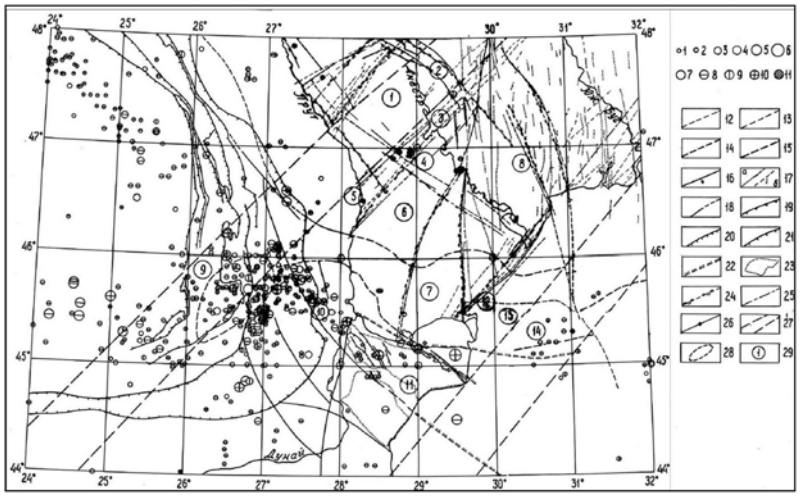


Рис. 2. Карта сейсмотектоніки південного-заходу України і прилеглих територій

Сейсмогеологічні методи. Сейсмогеологічні методи дозволяють враховувати широкий комплекс геолого-геофізичних ознак: історико-геологічний розвиток регіону; загальну тектонічну обстановку, визначальну новітню геодинаміку; глибину до поверхні «Мохо»; гравітаційні і магнітні аномалії і т.д. В такій ситуації кожна ознака окремо не обов'язково служить свідоцтвом підвищеної сейсмічності, але накладення ознак в межах однієї і тієї ж геологічної структури або регіону, а також прояв в ній сейсмічності, дає формальне право віднести даний регіон до сейсмонебезпечних, а структуру вважати зоною ВВЗ або, якщо за комплексом ознак вона повинна бути віднесена до зон ВВЗ, але в ній не відбулося землетрусів — то таку структуру вважати потенційною зоною ВВЗ.

Формалізовані методи. Методи формалізованої обробки геолого-геофізичних матеріалів в різних модифікаціях дають можливість зіставляти сейсмічність різних регіонів на кількісній основі. При формалізованому сейсмотектонічному районуванні будь-яких, за сейсмічною активністю, територій набір геолого-геофізичних, сейсмологічних параметрів і їх кількість обумовлено: постановкою задачі; ступенем вивченої території (можливістю отримання різних первинних початкових даних з однаковою щільністю на всю територію) і можливостями самої методики.

Як попередня сейсмотектонічна основа для виділення зон ВВЗ платформної частини України може бути використана карта (рис. 3).

Зони ВВЗ, що виділяються в кожному сейсмоактивному регіоні за комплексом ознак, підпорядковані геометрії довгоживучих сейсмоактивних розломів і включають сейсмогенеруючі структури трьох типів: сейсмолінеаменти, домени і потенційні вогнища землетрусів.

Сейсмолінеаменти — найкрупніші і чітко виражені сейсмоактивні структури, тобто зони ВВЗ в класичному розумінні цього терміну.

Домени — менш значні і менш вивчені сейсмотектонічні структури, представляються у вигляді «квазіоднорідних сейсмотектонічних областей». Домени, що пов'язані з сейсмолінеаментами, є доменами першого ряду, а оконтурені за ознаками сейсмотектонічної і сейсмічної близькості відносяться до другого ряду і відображають «фонову сейсмотектоніку» і сейсмічність.

Потенціальна зона ВВЗ — тектонічно активне розривне порушення, виділене за комплексом геолого-геофізичних ознак, поблизу від якого виявлено і зафіксовано одне або декілька землетрусів, палеосейсмодислокацій, а також розривне порушення, що

виділяється не як тектонічно активне, але в межах якого достатньо точно виявлено або зафіксовано одне або декілька землетрусів.

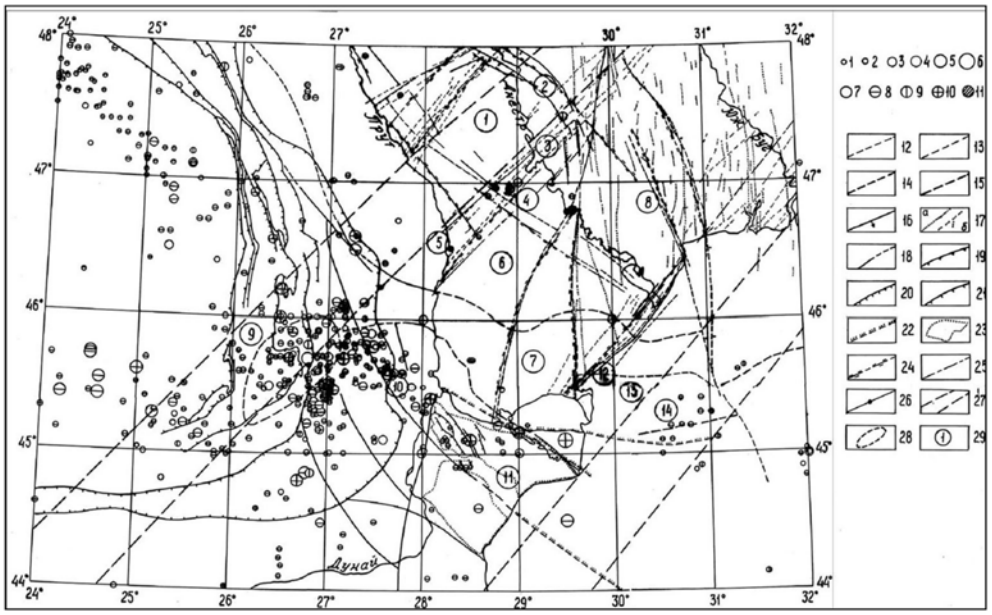


Рис. 3. Сейсмотектонічна карта південно-західного краю Східноєвропейської платформи, суміщена з картою сейсмотектонічних провінції і зон виникнення вогнищ землетрусів

Розривні порушення виділені за комплексом геолого-геофізичних даних і матеріалів космічних зйомок (суцільна лінія — виділені упевнено, пунктиром — імовірно): 1 — краєві шви; 2 — регіональні мантійні, які обмежують крупні блоки докембрійського фундаменту складчастих і платформенних структур; 3 — субрегіональні внутрішньокорові; 4 — покриви, насуви, підкиди; 5 — флексурно-розломна зона; 6 — локальні; 7 — межі скибово-насувної зони Передкарпатського прогину; 8 — межі Предкарпатського прогину; 9 — виходи дорифейської складчастої основи на поверхню або область її неглибокого залягання. Елементи структури геофізичних полів: 10 — гравітаційні східці; 11 — межі областей позитивних значень сили тяжіння (і відносних гравітаційних максимумів). Основні зони лінеаментів, виділені по космічним знімкам: 12 — (трансконтинентальні і регіональні, пов'язані із зонами мантійного закладання, неотектонічно активні): «древні», архейсько-протерозойського закладання; 13 — «молоді» з підвищеною тріщинуватістю з мезозою; 14 — те ж, з палеозою. Параметри землетрусів: 15 — епіцентри землетрусів, що відбулися на території південно-західного краю СЄП з 2001 по 2006 роки.; 16 — градація за магнітудою: 1 — M≤2.9; 2 — 3.0≤M≤3.9; 3 — 4.0≤M≤4.9; 4 — 5.0≤M≤5.9; 5 — 6.0≤M≤6.9; 6 — 7.0≤M≤7.0; градація за глибиною: 1 — H до 8 км; 2 — 8 км≤H≤60 км; 3 — 60 км≤H≤300 км; 17 — проектування і будівництво АЕС припинено; 18 — діючі і АЕС, що будуються із межами району оцінки сейсмічної небезпеки; 19 — крупні гідроенергетичні споруди із межами району сейсмічної небезпеки, 20 — індекс сейсмогених зон (зон ВВЗ); 1 — Рава-Руська; 2 — Белз-Балучсько-Рогатинська; 3 — Подільска (Дністровська); 4 — Північноазовсько-Сивашська і Азовська; 5 — Північносхідна прибортова; 6 — Чернігівсько-Полтавська (Центральна): 7 — Прип'ятсько-Південозахідна прибортова: 8 — Новошахтинська.

Висновки

Для виділення зон ВВЗ в умовах давньої платформи можна використовувати набір геолого-геофізичних і сейсмотектонічних параметрів, запропонований у роботах [1-8], але з урахуванням створення нової геолого-геофізичної основи масштабу 1:500 000 — 1:1 000 000. Провести ревізію всіх наявних даних про прояв сейсмічності на платформній частині України і скласти єдиний зведений каталог землетрусів.

Геолого-геофізична основа (база даних) для виділення зон ВВЗ повинна включати: дані про глибинну будову земної кори; елементи геофізичних полів, що відображають розломно-блокову будову кори; карту розломної тектоніки, неотектоніки і дані про тектонічну і неотектонічну активність розривних порушень з урахуванням геодинаміки і неогеодинамики території України.

Удосконалення методики виділення зон ВВЗ, із урахуванням вищесказаного, дозволить створити основу для оцінки сейсмічної небезпеки території України на новому науково-методичному рівні і більш обґрунтовано вибирати місця розміщення майданчиків для побудови особливо важливих об'єктів.

Аналіз співвідношення виділених на попередньому етапі досліджень зон ВВЗ і потенціальних зон ВВЗ з неотектонічно активними структурами показує, що сейсмічний потенціал регіону у загальних рисах закономірно зростає в південно-західному напрямі, що обумовлене впливом прилеглого регіону Альпійської складчастості і Чорноморської западини. Певний вплив на сейсмотектонічний потенціал платформної частини України надають неотектонічні процеси в межах Прип'ятсько-Донецької западини.

1. Захист від небезпечних геологічних процесів, шкідливих експлуатаційних впливів, від пожежі. Будівництво у сейсмічних районах України. ДБН В. 1.1-12:2006. — Київ. — 2006. — 84с.
2. Методические рекомендации по составу и методике оценки сейсмических и геодинамических условий действующих энергетических объектов с использованием геоинформационных технологий / [Степанов В.В., Сувилова А.В., Стром А.Л. и др]; под ред. д-ра физ.-мат. н., академика А.И. Савича. — Москва: ЦСГНЭО, 1998. —135с.
3. Сафронов О.Н. Сейсмотектонические условия и сейсмическая опасность платформенной части Украины. (Для целей размещения объектов атомной энергетики) /Диссертация. ИГФ НАН Украины. — Фонды ВАК Украины. — Симферополь-Киев. — 2005. — 135с.
4. Сафронов О.Н., Бушмакина Г.Н. Геолого-геофизические и сейсмотектонические условия мест возникновения сильных землетрясений платформенной части Украины //В сб. Материалов международной конференции «Уроки и следствия сильных землетрясений» к 80-летию разрушительных землетрясений в Крыму. Сентябрь 25–28. Ялта 2007. — 2007. — С.191–193.
5. Сафронов О.Н., Бушмакина Г.Н. Сейсмотектоническая концепция проявления землетрясений на платформенной части Украины//В сб. Матеріалы наукової конференції, присвяченої пам'яті фундаторів Карпатського відділення Інституту геофізики ім. С.І. Субботіна НАН України Тараса Зиновійовича Вербицького і Ярослава Станіславовича Сапужака 9–11 жовтня 2007р. — Львів. — 2007. — С.91–93.
6. Сафронов О.Н., Бушмакина Г.Н. Сейсмогенерирующие зоны и потенциальные зоны ВОЗ юго-запада Украины и прилегающих областей//В зб. Наук. Праць. «Будівельні конструкції» — Будівництво в сейсмічних районах України. Вип. 60. — Київ. НДІБК. — 2004. — С. 59–64.
7. Сафронов О.Н., Сейсмотектоника и сейсмичность краевых частей древних платформ на примере юго-запада Восточно-Европейской платформы//В зб. Наук. праць. «Будівельні конструкції» — Будівництво в сейсмічних районах України. Вип. 60. — Київ. НДІБК. — 2004г. — С. 56–58.
8. Сейсмическая опасность юго-западной части Украины / [Пустовитенко Б.Г., Кульчицкий В.Е., Вольфман Ю.М. и др.] //В зб. Наук. Праць. «Будівельні конструкції» — Будівництво в сейсмічних районах України. Вип. 60. — Київ. НДІБК. — 2004. — С. 114–119.

Сафронов А.Н. ГЕОЛОГО-ГЕОФИЗИЧЕСКИЕ И СЕЙСМОТЕКТОНИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ СЕЙСМИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ ПРИ ПЛАНИРОВАНИИ РАЗМЕЩЕНИЯ ОСОБО ВАЖНЫХ ОБЪЕКТОВ В УКРАИНЕ

В работе отражены геолого-геофизические и сейсмотектонического аспекты оценки сейсмической опасности перспективных мест размещения особо важных объектов в Украине, с учетом государственных строительных норм В 1.1-12:2006. Совершенствование методики выделения зон возникновения очагов землетрясений, с учетом вышесказанного, позволит создать основу для оценки сейсмической опасности территории Украины на новом научно-методическом уровне и более обоснованно выбирать места размещения площадок для построения особо важных объектов.

Safronov A.N. GEOLOGICAL, GEOPHYSICAL AND SEISMOTECTONIC ASPECTS SEISMIC RISK ON PLANNING OF SITING OF ESPECIALLY IMPORTANT OBJECTS IN UKRAINE

The work contains geological, geophysical and seismotectonic aspects of seismic hazard assessment for possible sites for extremely important objects in Ukraine, with respect to state construction regulations B 1.1-12:2006. In this connection, perfection of methods of identifying zones of appearing of earthquake focuses will allow to develop seismic hazard assessment in Ukraine and select the sites for extremely important objects on new scientific methodical basis.

УДК 504.03 + 620.9

Жолуденко О.О., Закорчевний М.В., Лисиченко О.Г., Сліпченко Б.В.
Інститут геохімії навколишнього середовища

ГІДРОЛОГО-ГІДРОХІМІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ КАТАСТРОФІЧНОГО ПАВОДКУ 2008 РОКУ НА Р. ДНІСТЕР

У статті наведено результати аналізу гідролого-гідрохімічних характеристик руйнівного дощового паводку, що пройшов на р. Дністер в липні 2008 року. Оцінено та співставлено інформаційні дані метеорологічних та гідрологічних спостережень, що проводились підрозділами Гідрометслужби України протягом тривалого періоду. Дослідження виявили наявність чергування періодів високої водності на річках Західного регіону України і циклічних складових у структурі багаторічних коливань річкового стоку Карпатського регіону та Правобережжя Прип'яті.

Вступ

Верхня (Карпатська) частина басейну Дністра відноситься до найбільш паводконебезпечного регіону України [1,6]. Формування паводків відбувається тут під впливом фізико-географічних чинників, основними з яких є гідрометеорологічні та орографічні. Не виключаються також антропогенні втручання, направленість яких не завжди відповідає вимогам щодо запобігання паводконебезпечних процесів та стримування їх розвитку.

Система гірських хребтів Карпат знаходиться на шляху переміщення вологих повітряних мас з Атлантики, що призводить до безпосереднього динамічного впливу схилів гір на повітряні потоки, гальмування панівного їх західно-східного переносу та орографічної еволюції баричних утворень. Внаслідок цього відбувається інтенсифікація зливових дощів, які охоплюють за таких ситуацій одночасно значну територію — нерідко 10–30 тис. км^2. При цьому кількість опадів за 24 години може складати 2–3 місячні норми — 150–250 мм. Якщо на рівнинній території України в середньому за рік випадає 400–600 мм опадів, то в Карпатах — 1000–1600, місцями до 2000–2400 мм. За останні 80–100 років опади в Карпатах за кількістю більше 100 мм протягом 24 години були зареєстровані в різних пунктах більше 200 разів.

Похили місцевості в горах перевищують 200–500 м/км, тому за зливових дощів процеси формування стоку відбуваються досить інтенсивно. Уявлення про інтенсивність цих процесів може дати порівняння максимальних модулів стоку з гірських і рівнинних водозборів. У Карпатах із водозборів 100–200 км^2 модулі досягають 2,5–3,2 м^3/(с-км^2).

Значні похили місцевості зумовлюють на гірських річках швидкоплинні перебіги паводків, за яких підйоми рівнів води досягають 1,5–2,5 м за 3–4 години. Одночасно відбувається швидке скидання паводкових вод з гірських водотоків до річкових долин Тиси, Дністра, Пруту та пониззя їх приток. Паводкові води розливаються тут, затоплюючи значні площі.

З початку 90-х років минулого століття в Карпатах почався черговий період високої водності з яким пов'язані визначні паводки з руйнівними наслідками в басейнах Тиси, Дністра та Пруту в листопаді 1998 р, березні 2001 р. та в липні 2008 року.

Гідрологічні та погодні умови на р. Дністер під час паводку

Режим рівнів Дністра нестійкий і значно ускладнюється заторними явищами. Амплітуда коливань рівнів за рік досягає 10 м.

Інтенсивність підвищення рівня під час повеней досягає 1,5–3,5 м/добу. Водопілля спостерігається навесні в другій половині березня і пов’язане, головним чином, з таненням снігу, яке доповнюється дощами. Крім весняного водопілля, щорічно відбуваються різкі і часті зливові повені в теплий період року, зимою високе підняття рівнів буває під час відлиг, особливо при заторах криги. Льодостав на Дністрі нестійкий, часто порушується.

Розподіл річного стоку по сезонам і місяцям варіативний: на долю весняного періоду приходиться від 13 до 47% річного стоку, літнього — від 30 до 60%, осіннього — 10–20%, зимового — 4–9%.

Середній багаторічний розподіл стоку по сезонам року такий:

- весняний період (березень-квітень), коли основна частина стоку формується за рахунок танення снігу в горах — 28%,
- літньо-осінній період (травень-листопад) — 56%,
- зимовий період (грудень-лютий) — 16%.

Максимальні витрати води в Дністрі спостерігаються під час весняного водопілля і зливових повеней. Зливові повені в деякі роки повторюються часто, характерною рисою їх створення є велика інтенсивність підняття і порівняно невелика тривалість — близько 20 днів. Основні гідрологічні характеристики Дністра наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Основні гідрологічні характеристики Дністра у створах м. Заліщики та м. Могилів-Подільський

	р. Дністер м. Заліщики	р. Дністер м. Могилів-Подільський
	Витрата, м^3/сек	
середньобагаторічна	228	252
Мінімальна спостережна	6,98	9,7
Максимальна спостережна	8040	4800
0,1% забезпеченості	8320	5920
1% забезпеченості	5970	3820
95% забезпеченості	13,8	16,6

За даними Гідрометслужби в басейні Дністра, 23–27 липня 2008 року, за рахунок сильних та дуже сильних зливових дощів, сформувався високий дощовий паводок. За 4 доби кількість опадів коливалась від 150 до 300% місячної норми. Місцями відмічалися локальні зливи інтенсивністю 270–300 мм протягом 5–12 годин. На рис. 1 наведена діаграма порівняння норми опадів та місячних сум опадів протягом 2008 р. за даними метеостанції Могилів-Подільський.

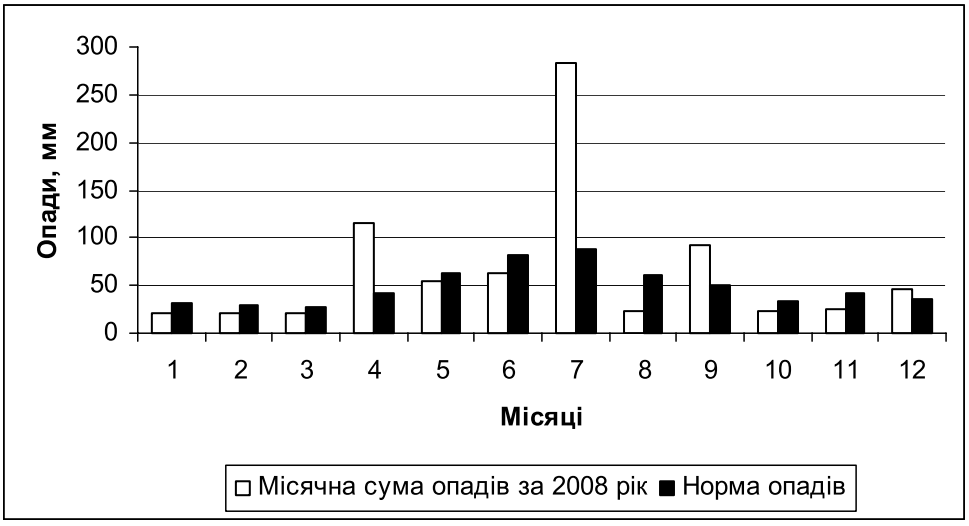


Рис. 1. Порівняння норми опадів за кожний місяць та місячних сум опадів 2008 р. (за даними метеостанції Могилів-Подільський)

Як видно з рис.1. у липні спостерігалось перевищення місячної суми опадів над нормою більше ніж у 3 рази, тобто 284 мм проти 89 мм, при цьому більшість опадів, 216 мм, випало в період з 22 по 27 липня, з максимальним значенням 24 числа — 101 мм.

Також слід відмітити значний вплив на формування паводку водоакумуляційної місткості лісів, яка склалась в Карпатському регіоні на його північно-східному мегасхилі (Прикарпатті) на момент випадання опадів такої інтенсивності. Так, за даними стаціонару УкрНДІгірліс «Хрипелів» Івано-Франківської області, протягом 15–20 липня випало 69,4 мм опадів, що становило близько 48% місячної норми. Внаслідок попереднього зволоження, екосистема ялинового лісу, яка має водоакумуляційну місткість біля 80 мм, була на 86% насичена вологою. Стосовно букових лісів, то їх водоакумуляційна місткість становить біля 100 мм, а їх насиченість вологою — біля 70%. Можливий резерв водоакумуляції становив лише 15–30 мм. Наступні зливи 21–27 липня за сумарною величиною 312 мм (213% місячної норми) сформували сильний паводок.

На схиловий стік витратилося до 80–90% атмосферної вологи. В цій ситуації вплив лісу на формування паводкового стоку був зведений до мінімуму.

Попередня погодна ситуація та надмірні зливові опади 22–27 липня ослабили водорегулювально-захисну роль лісу в 4–5 разів порівняно із звичайними метеорологічними ситуаціями.

Аналізуючи дані Гідрометслужби щодо зливового паводку 2008 р., слід відмітити, що максимуми його пройшли 26–28 липня з амплітудою підйомів до 4,5–8,0 м на гірських притоках Дністра в межах Львівської і Івано-Франківської областей, Прута, Сіреті, Тиси та її притоках.

Так, за даними водпостів Заліщики і Могилів-Подільський, максимальний підйом рівня води під час паводку сягав, відповідно, 6,3 та 5,0 м (рис. 2).

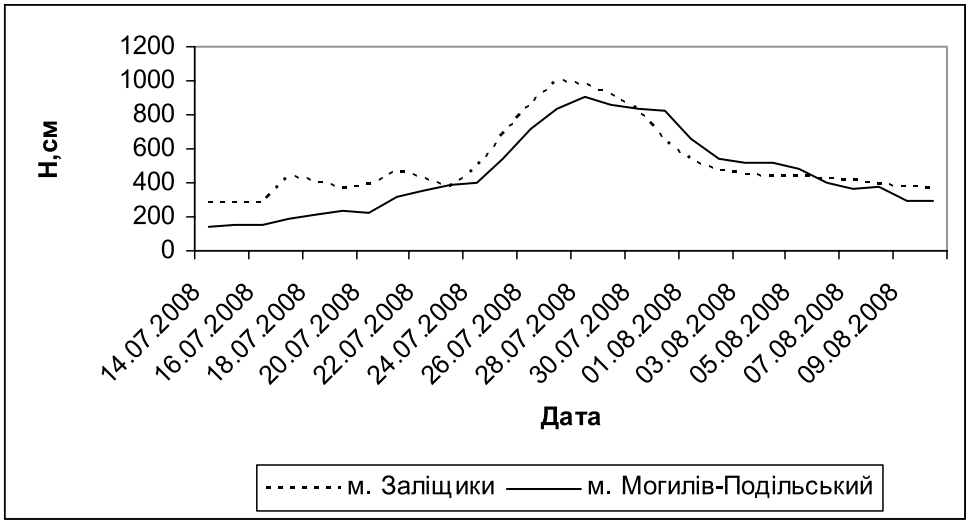


Рис. 2. Добовий хід рівнів води р. Дністер під час паводку 2008 р. в створах водпостів Заліщики і Могилів-Подільський.

Гідрограф стоку р. Дністер — в/п Могилів-Подільський за досліджуваний період в цілому повторює аналогічний графік водпоста Заліщики, але є більш згладженим, що пов'язано переважно з тим, що, у цілому, на формування витрат води у створі м. Могилів-Подільський певний вплив має Дністровське водосховище руслового типу (рис. 3). Як видно з рис.3 максимальні витрати на водпосту Заліщики пройшли 27 липня і становили 5410 м^3/с, при спостережному максимумі 8040 м^3/с.

За даними спостережень максимальні витрати на водпосту Могилів-Подільський пройшли 28 липня та становили 4100 м^3/с, при максимальному значенні за весь період спостережень 4800 м^3/с.

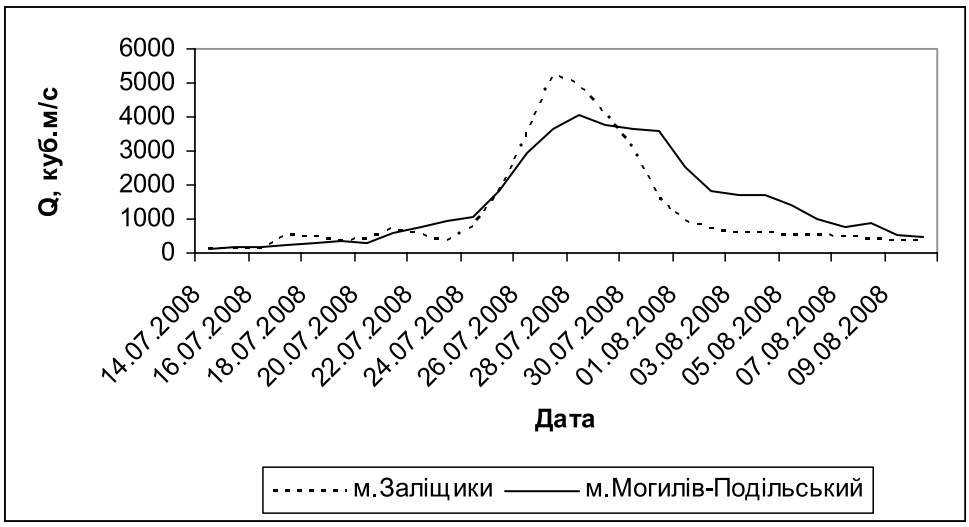


Рис. 3. Гідрограф стоку р. Дністер у період паводку 2008 р. в створах водпостів Заліщики і Могилів-Подільський.

Проаналізовано максимальні добові (пікові) витрати води р. Дністер за весь період спостережень у створі водпоста Заліщики. Витрата води, що була максимальною під час паводку 2008 р. на цьому пункті спостереження становила 5260 м^3/с, має забезпеченість 2% (рис. 4), тобто повторюється раз на 50–60 років.

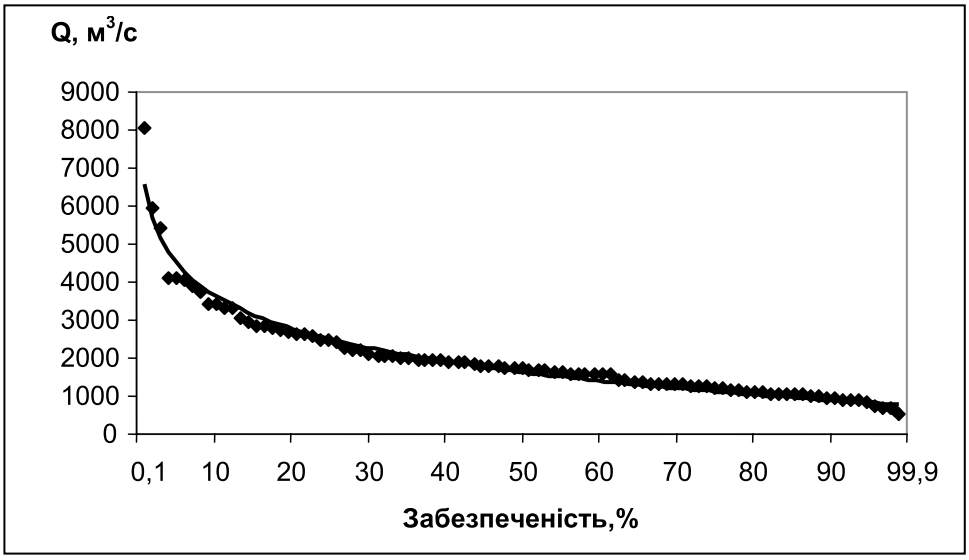


Рис. 4. Крива забезпеченості максимальних добових витрат води (за весь період спостережень) у створі водпоста Заліщики р. Дністер

На карпатських річках дощові та сніго-дощові паводки різної висоти повторюються 3–8 разів на рік. Але особливо загрозливими бувають вони у періоди високої водності, зумовлені глобальною атмосферною циркуляцією [2]. Дослідження виявили наявність чергування періодів високої водності на річках Західного регіону України і циклічних складових у структурі багаторічних коливань річкового стоку Карпатського регіону та Правобережжя Прип'яті. У ці періоди формуються небезпечні дощові паводки з виявом циклів у 3–4 і 6–8 років [2,5]. Знання закономірностей повторюваності значних паводків дозволяють оцінити ймовірність виникнення небезпечних явищ на водних об'єктах.

Як уже зазначалось вище, з середини 90-х років минулого століття в Карпатах почався черговий період високої водності, що добре простежується за різницевою інтегральною кривою (рис. 5), і який імовірно триватиме і в подальшому.

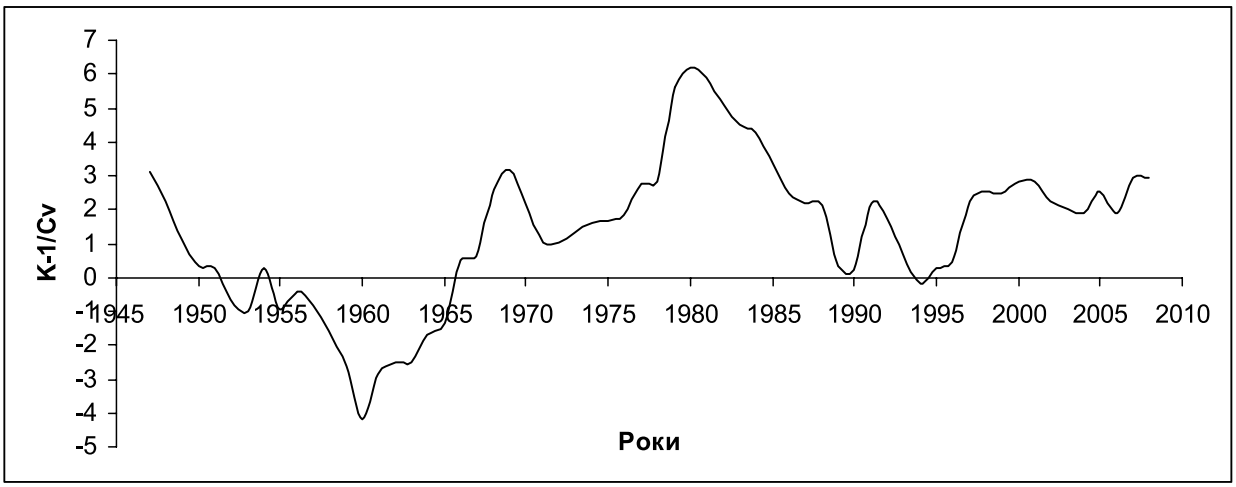


Рис. 5. Різницева інтегральна крива витрат води р. Дністер — м. Заліщики

Гідрохімічні характеристики р. Дністер під час паводку

Гідрохімічну обстановку р. Дністер під час зливового паводку 2008 р. оцінено за результатами спостережень підрозділів Гідрометслужби України. У таблиці 2 наведено значення показників, що зафіксовані влітку 2008 р. біля населених пунктів Заліщики та Могилів-Подільський.

Режим розчиненого кисню у поверхневих водах формується, у першу чергу, відповідно до температурного режиму атмосферного повітря, а також до внутрішньоводоймищних гідробіологічних та гідродинамічних процесів. Абсолютний вміст кисню нормується і має бути не меншим за 4 мг/дм^3, оскільки за нижчих його концентрацій як узимку (при довготривалому льодовому покриві), так і влітку (при «цвітінні» води, тобто бурхливому розвитку та відмиранні синьо-зелених водоростей) виникають явища задухи риби. Відносний вміст кисню (відсоток насичення) визначається відношенням абсолютного вмісту до його рівноважних концентрацій при насиченні води певної температури атмосферним повітрям. Так, наприклад, при температурі води 0° С рівноважна концентрація кисню має становити 14,56 мг/дм^3, тобто 100% насичення, а при температурі 20° С — вже 9,08 мг/дм^3 (також 100% насичення при даній температурі води). За фактичним вмістом кисню, більшим або меншим за рівноважний вміст, можна зробити висновки про гідрохімічну та гідробіологічну обстановку на даному водному об'єкті.

В цілому, вміст кисню практично відповідав рівноважному в створі вище м. Заліщики (10,7 мг/дм^3) і наближався до такого у створі, нижчому за м. Могилів-Подільський (8,3 мг/дм^3). В інших випадках витрата кисню на окиснення органічних речовин дещо переважала його надходження з атмосфери.

Якщо на верхньому посту величина вмісту кисню є співставною зі середніми значеннями за останні роки, то нижче міста Могилів-Подільський вміст кисню був меншим, у порівнянні з середніми значеннями попереднього десятиліття (8,3 мг/дм^3 проти 10,17 мг/дм^3 у 1995–2007 рр.), що може бути пов'язано із сезонним браком розчиненого кисню у теплу пору року (а саме у серпні).

Природні води кожної фізико-географічної зони та провінції мають свої характерні риси, які визначаються в основному вмістом головних іонів. Різноманітність хімічного складу поверхневих і підземних вод зони активного водообміну пояснюється зміною фізико-географічних умов та взаємодією водних розчинів з грунтами та гірськими породами.

Ступінь мінералізації та вміст головних іонів належать до важливих гідрохімічних показників, за якими оцінюється якість води для різного виду водокористування. Так, за санітарно-токсикологічними лімітуючими показниками шкідливості (ЛПШ), вміст сульфат-іонів не має перевищувати 100 мг/дм^3, хлоридних іонів — 300 мг/дм^3, а мінералізація води для господарського та культурно-побутового водокористування має бути меншим за 1000 мг/дм^3.

Таблиця 2. Хімічний склад поверхневих вод вище та нижче Дністровського водосховища під час проходження зливового паводку 2008 р. у порівнянні з осередненими показниками за період спостережень

Показники		Одиниці вимірювання	ГДК	Місце і дата відбору проб			
				р. Дністер, м. Заліщики, 2 км вище міста		р. Дністер, м. Могилів-Подільський, 2 км нижче міста	
				Середнє за 1995–2007 роки	21.07.08р	Середнє за 1995–2007 роки	18.08.08 р
Кисень		мг/дм^3	4–6	10,85	10,7	10,17	8,3
SO_4^{2-}		мг/дм^3	<100	41,4	18,4	35,5	25,8
Cl^-		мг/дм^3	<300	51,0	30,2	31,6	19,0
Сума іонів		мг/дм^3	<1000	313	241	378	387
БІОГЕННІ РЕЧОВИНИ	NH_4^+	мг/дм^3	<0,5	1,16	0,35	0,340	0,72
	NO_2^-	мг/дм^3	<0,08	0,014	0,017	0,033	0,019
	NO_3^-	мг/дм^3	<40	0,923	0,29	0,174	0,11
	PO_4^{3-}	мг/дм^3	<0,17	0,136	0,031	0,042	0,032
$БСК_5$		мг/дм^3	<3,0	3,40	2,10	3,26	3,15
Нафтопродукти		мг/дм^3	<0,05	0,152	0,27	0,030	0,030
Fe заг.		мг/дм^3	0,10	0,252	0,90	0,221	–
Cu		мг/дм^3	<+0,001	0,009	0,000	0,0057	–
СПАР		мг/дм^3	<0,5	0,029	0,00	0,018	0,04
Хром		мг/дм^3	0,005	0,0036	0,012	0,0045	0,003
Феноли		мг/дм^3		–	0,010	–	0,002

Сума іонів в обох досліджуваних створах була такою, що відповідає санітарним вимогам (рис. 8). У створі вище м. Заліщики мінералізація спостерігалась значно меншою за осереднені значення (241 мг/дм^3 проти 314 мг/дм^3 за 1995–2007 рр.), що пов'язане з проходженням значних обсягів води. Ступінь мінералізації у нижньому створі відповідав середнім показникам. Вміст хлоридів та сульфатів був значно меншим за ГДК (у випадку з хлоридами — на порядок), а у створі вище м. Заліщики у півтора — два рази меншим за осереднені (рис. 6–7). Це пов'язано з проходженням паводку, під час якого суттєво зросла роль атмосферних опадів у живленні річки.

Біогенні речовини, до яких належать мінеральні форми азоту, фосфору, кремнію, відіграють важливу роль у життєдіяльності водних екосистем та водночас є одними з основних показників якості води. У водойми біогенні речовини надходять із річковим та поверхнево-схиловим стоком, господарсько-побутовими, сільськогосподарськими та промисловими стічними водами, атмосферними опадами тощо.

Азот і фосфор у поверхневих водах перебувають у вигляді мінеральних та різноманітних сполук. До неорганічних сполук азоту належать амонійні, нітритні та нітратні сполуки. Азотовмісні органічні речовини (білкоподібні сполуки та продукти їх розпаду, гумусові речовини, аміни тощо) присутні у воді у різних формах — завислій, колоїдній та істинно розчиненій. Біохімічний розпад азотовмісних органічних речовин сприяє створенню амонійних іонів, які під впливом бактеріального окиснення перетворюються на нітрити, а потім на нітрати. Амоній та нітрити — проміжні нестійкі продукти процесу нітрифікації і їх підвищений вміст свідчить про нещодавнє забруднення водних об'єктів органічною речовиною. Нітрати, як кінцевий продукт нітрифікації амонійних іонів, тісно пов'язані з гідробіологічними процесами і є одними з показників евтрофування водного об'єкту та ступеня його забрудненості азотовмісними органічними речовинами.

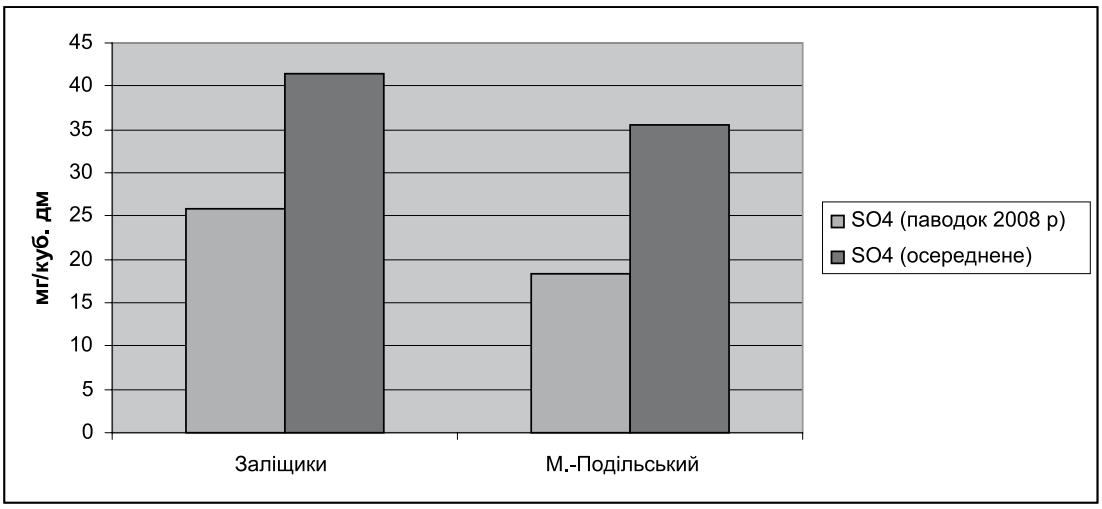


Рис. 6. Вміст сульфатів у поверхневих водах р. Дністер під час проходження зливового паводку 2008 р. порівняно з осередненими даними

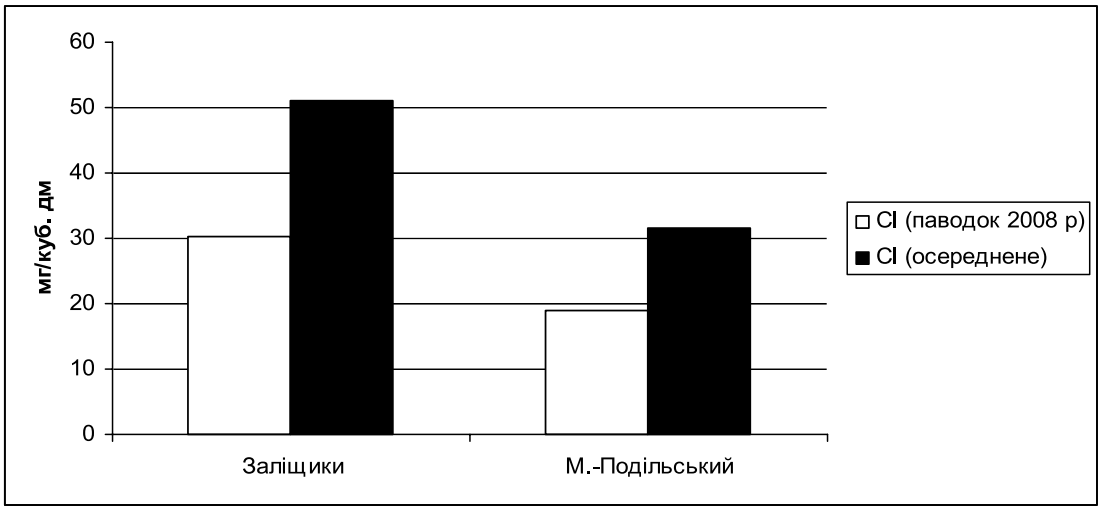


Рис. 7. Вміст хлоридів у поверхневих водах р. Дністер під час проходження зливового паводку 2008 р. порівняно з осередненими даними

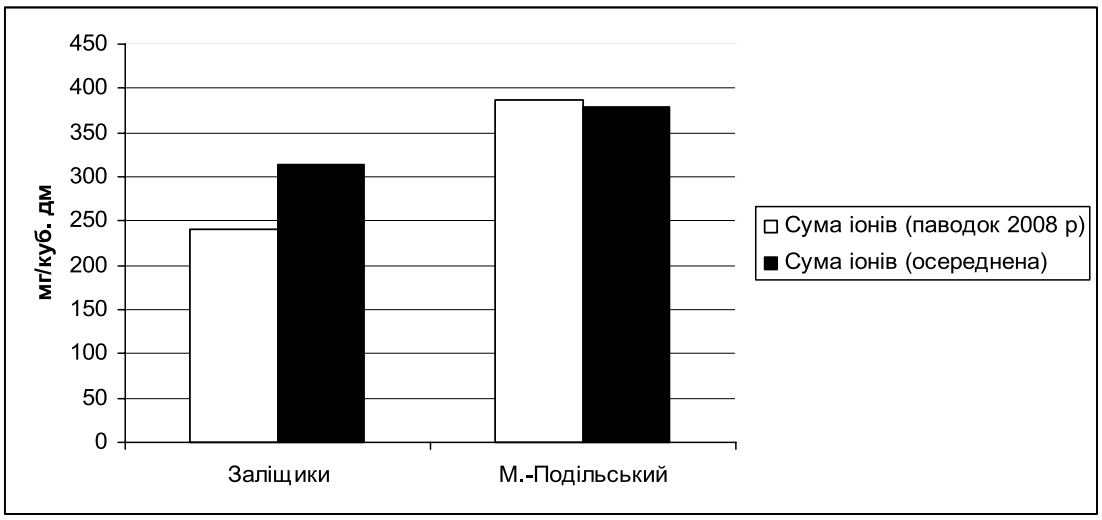


Рис. 8. Сума іонів у поверхневих водах р. Дністер під час проходження зливового паводку 2008 р. порівняно з осередненими даними

Концентрація йонів амонію у поверхневих водах Дністра під час проходження паводку була у декілька разів меншою за осереднені у створі вище м. Заліщики (0,35 мг/дм^3 проти 1,16 мг/дм^3) та вдвічі більшою за осереднені значення (0,72 мг/дм^3 проти 0,34 мг/дм^3) нижче м. Могилів-Подільський (рис. 9). Ця різниця може бути пов'язана з проходженням паводку і збільшенням попусків води з Дністровського водосховища, бо підвищення вмісту амонійного азоту, який накопичується в зоні впливу Дністровської ГЕС у придонних шарах, вже спостерігалось у попередні роки саме під час попуску значних обсягів води з водосховища.

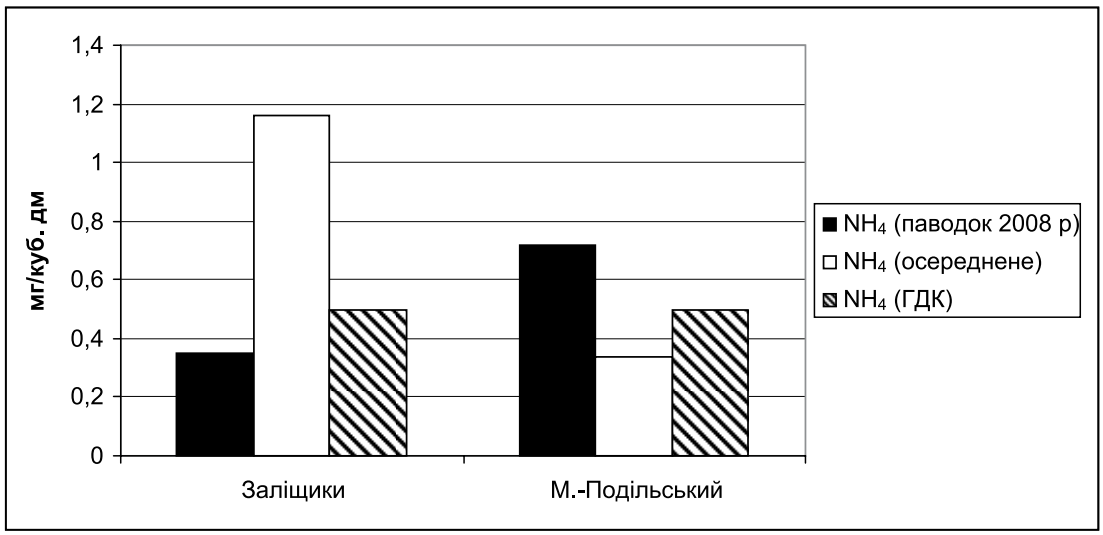


Рис. 9. Вміст амонійного азоту в поверхневих водах Дністра під час проходження зливового паводку 2008 р. порівняно з осередненими даними та ГДК

Значення вмісту нітритів і нітратів не перевищували осереднені значення за період 1995–2007 рр. Вони були нижчими (а у випадку з нітратами — значно нижчими) за значення ГДК. Показники вмісту фосфатів також відповідали вимогам. У м. Заліщики значення вмісту PO_4^{3-} у чотири рази було меншим за осереднене, а у нижньому досліджуваному створі — співставне з осередненими показниками. Це може бути пов'язане із впливом Дністровського водосховища.

Органічні сполуки, незважаючи на відносно невеликий вміст у природних водах, відіграють важливу роль у біохімічних процесах і значною мірою визначають біологічну продуктивність водойм та якість води. У природних водах органічна речовина мігрує в колоїдному та розчиненому стані, а також у вигляді завислих часток, які містять найдрібніші органічні та мінеральні рештки, що утворюються при розпаді гідробіонтів. В основній масі органічної речовини, розчиненої у воді, яка визначається аналітичними методами, головну роль відіграє водний гумус, що складається з важкоокиснюваних гумусових кислот. У природних водах органічна речовина з'являється у результаті багатьох процесів, пов'язаних з атмосферними опадами, поверхневим стоком, продукційними процесами у водоймі та антропогенними чинниками.

У поверхневих водах вміст органічної речовини визначається за непрямими показниками — колірністю, біохімічним споживанням кисню за п'ять діб ($БСК_5$), перманганатною та біхроматною окиснюваністю (ПО і БО). Біхроматну окиснюваність ще називають хімічним споживанням кисню (ХСК). За співвідношенням цих показників визначається частка легкоокиснюваних та важкоокиснюваних фракцій органічної речовини у воді, $БПК_5$, БО та колірність. Вони є одними з найважливіших нормуючих показників якості води, які визначають екологічну оцінку поверхневих вод. Так, величина $БСК_5$ за ГДК не повинна перевищувати 3,0, а за БО — 30,0 мг O_2/дм^3.

Значення $БСК_5$ у досліджуваний період не перевищувало ГДК у м. Заліщики (2,10 мг/дм^3), але було більшим за ГДК у створі нижче м. Могилів-Подільський —

3,15 мг/дм^3. Проте, в обох досліджуваних створах цей показник був меншим за середньобагаторічні значення. У створі вище м. Заліщики значення $БСК_5$ було суттєво нижчим за середнє, що можна пояснити високим рівнем води під час проходження паводка та відсутністю впливу Дністровського водосховища.

Надходження забруднюючих речовин до природних водних об'єктів з промисловими, господарсько-побутовими та сільськогосподарськими стічними водами може перевищувати природні можливості цих об'єктів до самоочищення, що призводить у багатьох випадках до накопичення у водоймах і річках цілої низки токсичних речовин. Найбільш поширеними забруднюючими речовинами, що надходять до водних об'єктів, є важкі метали, нафтопродукти, синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), феноли тощо.

До групи речовин, так званих важких металів, належать, як правило, елементи з масовими числами 50 і більше, які з хімічного погляду є типовими металами. В екологічному аспекті важливою рисою цих речовин є їхня висока біологічна активність, що виявляється за їх великих концентрацій як токсичність щодо живих організмів. За розповсюдженістю у природі усі важкі метали (за винятком заліза, яке в гідрохімії відносять до біогенних речовин) належать до мікроелементів, оскільки їхній вміст у природному середовищі змінюється у межах від 2–10 до 10–12%, у природних водах вимірюється мікрограмами в 1 дм^3. До таких металів, на які встановлено ГДК, належать ванадій, вісмут, вольфрам, кадмій, кобальт, нікель, молібден, мідь, ртуть, миш'як, свинець, цинк, хром, сурма.

Частка нафтових вуглеводнів, або нафтопродуктів, у природних водах визначається сумарною дією процесів — випаровування, утворення нафтових агрегатів, седиментація та біодеградація. Для нафтових вуглеводнів встановлено досить жорсткі нормативи — для водойм господарсько-побутового та питного призначення ГДК становить 0,3 мг/дм^3, а для водоймищ рибного господарства — 0,05 мг/дм^3.

З даних, наведених у таблиці 2, видно, що під час проходження паводку у створі вище м. Заліщики спостерігалося значне перевищення значення вмісту нафтопродуктів над ГДК для рибогосподарських водойм і осередненими значеннями та його наближення до ГДК для комунального водокористування (0,27 мг/дм^3). Це пояснюється поверхневим змивом дощовими водами різноманітних нафтопродуктів з площі водозбору. У м. Могилів-Подільський цей показник був у нормі (0,03 мг/дм^3). Також, біля м. Заліщики зафіксовано перевищення вмісту загального заліза над ГДК у 9 разів.

Значення вмісту СПАР у створі вище м. Заліщики було нижче межі аналітичного визначення, а у м. Могилів-Подільський — на порядок менше за ГДК (0,04 мг/дм^3), хоч і більше за осереднені значення. Показники вмісту міді у верхньому досліджуваному створі були нижче межі аналітичного визначення, а у м. Могилів-Подільський — не визначалися. Вміст хрому у створі вище м. Заліщики (0,012 мг/дм^3) значно перевищував ГДК (0,005 мг/дм^3) та середнє значення за останні роки (0,0036 мг/дм^3). У нижньому досліджуваному створі його вміст був у нормі. Також, у річці було зафіксовано вміст фенолів — 0,01 мг/дм^3 у створі вище м. Заліщики і 0,002 мг/дм^3 — нижче м. Могилів-Подільський.

Загалом, вплив Дністровського водосховища на хімічний склад поверхневих вод річки є відчутним.

Висновки

1. В період з 22 по 27 липня 2008 року кількість опадів у басейні ріки Дністер коливалась від 150 до 300% місячної норми. Місцями відмічалися локальні зливи інтенсивністю 270–300 мм за 5–12 годин. Таким чином погодна ситуація, яка склалась в Карпатському регіоні напередодні, та надмірні зливові опади сформували високий дощовий паводок.

2. Проаналізовано максимальні добові (пікові) витрати води р. Дністер за весь період спостережень у створі водпоста Заліщики. Витрата води, що була максимальною під час паводку 2008 р. на цьому пункті спостереження становила 5260 м^3/с, має забезпеченість 2% , тобто повторюється раз на 50–60 років.

3. Максимуми паводку в басейні Дністра пройшли 26–28 липня з амплітудою підйомів 4,5–8,0 м на гірських притоках Дністра в межах Львівської і Івано-Франківської областей, Прута, Сіреті, Тиси та її притоках.

4. З початку 90-х років минулого століття в Карпатах почався черговий період високої водності, з яким пов'язані визначні паводки з руйнівними наслідками в басейні Дністра (листопад 1998 р, березень 2001 р. та липень 2008 року), і який імовірно триватиме і в найближчі роки.

5. Завдяки водосховищу нівелюється різниця між осередненим за період спостережень ступенем мінералізації води ріки та його значенням під час проходження паводку.

6. В придонних шарах водосховища відбувається акумуляція іонів амонійного азоту, який потрапляє у нижній б'єф у разі спуску значних обсягів води, що підтвердилось під час проходження зливового паводку у липні 2008 року.

7. Вище м. Заліщики значення вмісту фосфатів у чотири рази менше за осереднене, а нижче м. Могилів-Подільськийі — співставне з осередненими показниками, що обумовлено впливом Дністровського водосховища.

8. У верхньому створі під час проходження паводку зафіксовано значне (майже у два рази) перевищення вмісту нафтопродуктів над ГДК для рибогосподарського водокористування. У нижньому створі цей показник був у нормі.

1. Кирилюк М.І. Режим формування історичних паводків в Українських Карпатах // Наук, збірник КНУ «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія». — 2001. — Том 2. — С.146–156.
2. Лук'янець О.І., Сосєдко М.М. Багаторічні коливання водності в Карпатах // Матеріали міжнародної конференції «Стихійні явища у Карпатах». — Рахів. — 1999. — С.195–199.
3. Пелешенко В.І., Хільчевський В.К., Загальна гідрохімія. — К.: Либідь, 1997 р.
4. Ромась М.І., Соколова І.Л. Особливості формування гідролого-гідрохімічного режиму водоймища руслового типу // Вісн. Київ. у-ту. — сер. геогр. — 1990. — вип.32. — с. 33–38.
5. Соседко М.Н. Исследование циклических колебаний дождевого стока в бассейне Днестра // Тр. УкрНИГМИ. — 1974. — Вып.127. — С.16–37.
6. Сусідко М.М. Карпати — найбільш паводконебезпечний регіон України. // Матеріали міжнародної конференції «Гори та люди». — Рахів. — 2002. — Том 2. — С.158–161.

Жолуденко О.А., Закорчевный М.В., Лисиченко А.Г., Слипченко Б.В. ГИДРОЛОГО-ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КАТАСТРОФИЧЕСКОГО ПАВОДКА 2008 ГОДА НА Р. ДНЕСТР

В статье приведены результаты анализа гидролого-гидрохимических характеристик разрушительного дождевого паводка, прошедшего на р.Днестр в июле 2008 года. Оценены и сопоставлены информационные данные метеорологических и гидрологических наблюдений, проводимых подразделениями Гидрометслужбы Украины в течение длительного периода. Исследования выявили наличие чередования периодов высокой водности на реках Западного региона Украины и циклических составляющих в структуре многолетних колебаний речного стока Карпатского региона и Правобережья Припяти.

Zholudenko O.O, Zakorchevnyi M.V, Lisichenko O.G., Slipchenko B.V. HYDROLOGIC AND HYDROCHEMICAL CHARACTERISTICS OF THE DISASTROUS FLOODS ON THE DNIESTER RIVER IN 2008.

The results of analysis of hydrological and hydrochemical characteristics of the destructive rain floods at the Dniester River in July 2008 are presented. The information data of meteorological and hydrological observations carried by the units of hydrometeorological service of Ukraine during a long period are evaluated and compared. The investigations revealed the existence of alternating high water periods in rivers of the West of Ukraine and cyclic components in the structure of the long-term fluctuations of the river flow of the Carpathian region and the right bank of the river Prypiat.

УДК 551.464.3:552.5

Альохіна Т.М., Іванченко В.В.
Відділення морської геології та осадочного рудоутворення НАН України

ПРИРОДА МІНЛИВОСТІ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ДОННИХ ОСАДКІВ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ

Досліджено хімічний склад донних осадків р. Інгулець, який пропонується як регіональний фоновий рівень для річкових осадків території Криворізького басейну. Методом факторного аналізу визначені три головні фактори варіативності хімічного складу донних осадків р. Інгулець, що у сумі відображають 81,85% зв'язків аналізованих величин. Першим є фактор річкового мулу, що визначає вплив глинистої компоненти на формування хімічного складу. Другим по значенню є техногенно-залізорудний фактор, що відображає металогенічну спеціалізацію водозбірної території р. Інгулець. Третій фактор, визначений як геолого-географічний, відображає просторовий розподіл метаморфічних та осадових порід на водозбірній території.

Вступ

Донні осадки — це відкрита фізико-хімічна система, що здійснює матеріальний, енергетичний та інформаційний обмін з навколишнім середовищем. В.І. Вернадський, ще у 30-ті роки минулого сторіччя, визначав донні осадки: — «ил — это природное тело, аналогичное почве, где гидросфера занимает место атмосферы» [1]. Осадки формуються за рахунок осадження завислих у воді часток, що потрапляють в воду із річковими та береговими наносами, за рахунок відмерлих водних рослин, планктону та седиментації розчиненої речовини.

Склад руслових відкладів, як найбільш важливих компонентів аквальних ландшафтів, відображає геохімічні особливості водозбірної території. Завдяки цьому донні осадки використовуються як індикатори для визначення мінерального і петрографічного складу поширених на водозбірній площі порід, інтенсивності та масштабів техногенного забруднення ландшафтів. У свою чергу, мінеральний склад донних осадків визначає їх сорбційну здатність, гідрофільність та іонний склад [2, 6]. Крім того донні осадки є джерелом мінеральної складової трофічних ланок водних екосистем. Автори розглядають хімічний склад донного осадку як багатокомпонентну природно-антропогенну систему з прихованими зв'язками окремих її компонентів, дослідження якої методами математичної статистики є актуальною екологічною та еколого-геологічною проблемою.

Метою даної роботи було встановлення геохімічних аспектів сучасного річкового седиментогенезу в умовах техногенного навантаження.

Об'єкти і методика досліджень

Досліджувався хімічний склад субаквальних осадків р. Інгулець — нижньої правої притоки Дніпра, що протікає по території Кіровоградської, Дніпропетровської, Херсонської і Миколаївської областей. Загальна довжина річки 549 км, площа басейну 14460 км^2. Північна частина її лежить у межах Придніпровської височини, південна — на території Причорноморської низини. Межа між цими районами проходить приблизно на широті м. Кривий Ріг. Середня течія річки й Криворізького залізорудного басейну має взаємне меридіональне розташування (рис. 1.).

Для відбору проб донних осадків на р. Інгулець було закладено 5 профілів: 1 — с. Іскрівка (376 км від гирла); 2 — с. Лозуватка (351 км від гирла); 3 — с. Рахманівка (302 км від гирла); 4 — с. Давидів Брід (179 км від гирла); 5 — м. Снігурівка (123 км від гирла). Проби річкових осадків в межах профілю були отримані методом буріння 3–5 свердловин на глибину 0,1–4,75 м. Максимальна глибина річки змінювалась від 1,3 м (профіль 1) до 2,8 м (проф. 5).

Рис. 1. Карта-схема району досліджень

Класифікація осадків і побудова літологічних колонок і розрізів базувались на результатах гранулометричного (ситового) і мінералогічного аналізу проб.

Осадки представлені гравійними пісками, пісками, алевритами і алевро-пелітами. Рідко зустрічаються пеліти (річкові мули). Вони залягають у вигляді малопотужних шарів і лінз, які перешаровуються у розрізі долини. Приклад літологічного розрізу річища наведено на рис. 2.

Головним мінералом в усіх пробах осадку є кварц. Значно менше поширені глинисті мінерали, серед яких домінує каолініт, а також карбонати у вигляді зерен вапняків, карбонатного мулу та мушель річкових і перевідкладених морських молюсків. Важкі мінерали складають, в основному, 0,3–0,5 мас.% осадку і лише на південній околиці м. Кривий Ріг їх кількість збільшується на порядок. Більш детальна літологічна характеристика донних відкладів р. Інгулець наведена у попередніх публікаціях авторів [3, 6].

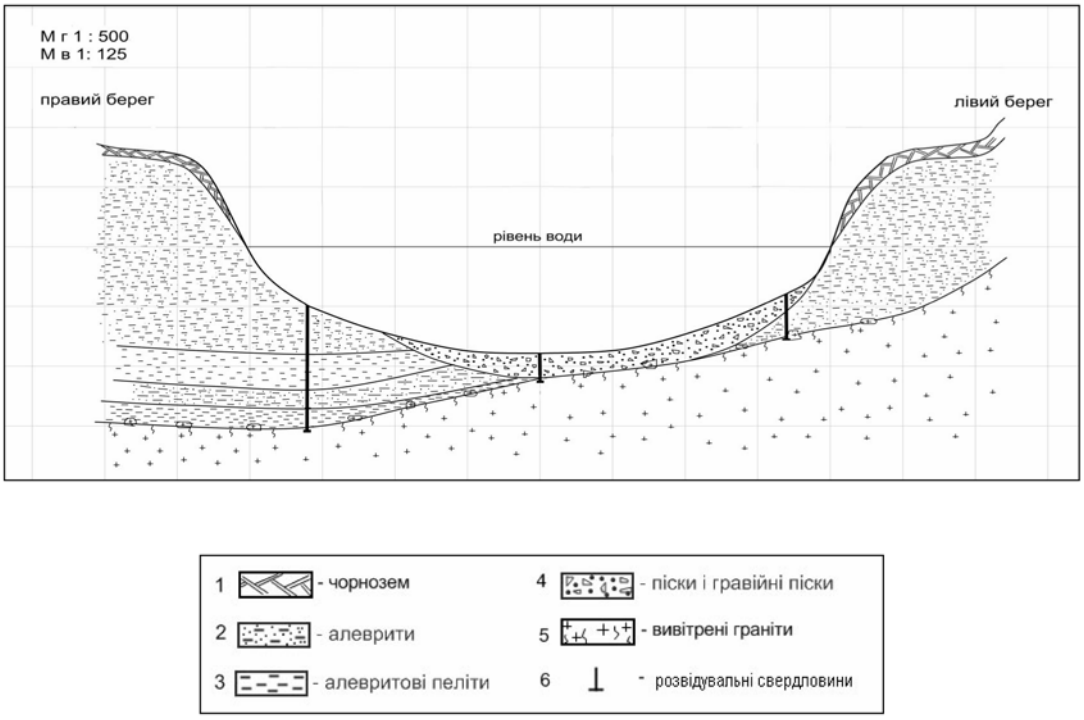


Рис. 2. Схематичний геологічний розріз через річище р. Інгулець в районі с. Іскрівка (профіль 1), за результатами буріння свердловин

Наважки для хімічного аналізу (46 проб) відбирались з виділених літологічних шарів. Хімічний аналіз проб донних осадків проводився за стандартними методиками. Визначались: загальний вміст Fe, Fe_2O_3, FeO, SiO_2, Al_2O_3, TiO_2, MnO, CaO, MgO, Na_2O, K_2O, P_2O_5 та втрати при пропалюванні (ВПП). Обрані показники дозволяють повною мірою характеризувати склад донних осадків, що обумовлює їх властивості та здатність приймати участь у внутрішніх процесах водойми.

Результати досліджень та їх обговорення

Результати хімічного аналізу проб донних осадків р. Інгулець наведені у табл. 1. Як видно з наведених даних, хімічний склад осадку змінюється у широких межах.

Таблиця 1. Хімічний склад донних осадків, %

Хімічні елементи і сполуки	Статистичні показники				
	max	min	середнє значення	стандартне відхилення	середній склад глин і пісковиків, за [7]
$Fe_{заг.}$	12,60	0,40	2,66	2,29	2,54
Fe_2O_3	11,30	0,30	2,48	2,14	2,37
FeO	6,10	0,10	1,19	1,06	1,13
SiO_2	87,46	58,40	74,88	7,62	67,24
Al_2O_3	12,40	1,85	6,57	2,69	9,62
TiO_2	0,70	0,06	0,38	0,18	0,49
MnO	0,10	0,02	0,05	0,02	0,08
CaO	10,20	1,25	3,82	1,94	5,21
MgO	2,57	0,17	1,07	0,48	1,69
Na_2O	1,02	0,32	0,63	0,18	0,78
K_2O	3,00	0,40	1,20	0,53	1,86
P_2O_5	0,27	0,06	0,12	0,04	0,60
ВПП	15,55	2,20	7,28	2,81	–
Глибина відбору проб у розрізі осадку, м	0,10	4,75	1,26	1,20	–

Найбільший розбіг величин визначено для загального заліза, окисного (Fe_2O_3) та, особливо, закисного (FeO) — 61 раз. Помірні коливання показників спостерігалися для двоокису титану та оксиду магнію — 11,6 та 15 разів відповідно. Найменш варіативними були кремнезем, оксид натрію та оксид фосфору (V). Стабільні та високі значення останнього обумовлюються постійною присутністю річкової біоти.

Порівняння складу досліджених відкладів із середнім складом кайнозойських континентальних глинисто-піщаних порід за даними [7] свідчить про помітне збагачення осадків Інгульця оксидами заліза та кремнеземом, що пояснюється надзвичайним поширенням на водозбірній площі річки порід і руд залізисто-кременистої формації. Наведений у табл. 1 середній хімічний склад донних відкладів р. Інгулець можна пропонувати як регіональний фон для річкових осадків і ґрунтів території Криворізького басейну.

Визначення парагенетичних асоціацій хімічних елементів і сполук проведено на основі кореляційного аналізу. Парні коефіцієнти кореляції досліджуваних показників наведені в табл. 2. З неї видно, що вміст більшості досліджених хімічних сполук не залежить від глибини відбору проби у товщі осадку. Помітна лише незначна від`ємна кореляція глибини відбору проб з вмістом оксидів заліза, яка свідчить про певне накопичення мінералів заліза у поверхневому шарі донних осадків. Це пояснюється додатковим надходженням заліза техногенним шляхом, кількість якого, в зв'язку з накопиченням відходів гірничо-металургійного комплексу, в останній час постійно зростає.

Таблиця 2. Парні коефіцієнти кореляції досліджуваних показників

	Глибина	$Fe_{заг.}$	Fe_2O_3	FeO	SiO_2	Al_2O_3	TiO_2	MnO	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	ВПП
Глибина	1,0	-0,34	-0,34	-0,32	0,17	0,09	0,24	-0,19	-0,03	-0,18	0,21	-0,05	-0,06	-0,13
$Fe_{заг.}$	-0,34	1,0	0,99	0,98	-0,32	-0,19	-0,28	0,24	-0,16	0,61	-0,31	-0,17	0,09	-0,02
Fe_2O_3	-0,34	0,99	1,0	0,96	-0,34	-0,17	-0,26	0,26	-0,12	0,62	-0,30	-0,16	0,09	-0,01
FeO	-0,32	0,98	0,96	1,0	-0,26	-0,23	-0,31	0,18	-0,21	0,55	-0,31	-0,19	0,05	-0,05
SiO_2	0,17	-0,32	-0,34	-0,26	1,0	-0,72	-0,61	-0,80	-0,61	-0,79	-0,28	-0,62	-0,85	-0,89
Al_2O_3	0,09	-0,19	-0,17	-0,23	-0,72	1,0	0,82	0,59	0,27	0,39	0,66	0,85	0,76	0,68
TiO_2	0,24	-0,28	-0,26	-0,31	-0,61	0,82	1,0	0,48	0,31	0,44	0,55	0,57	0,77	0,65
MnO	-0,19	0,24	0,26	0,18	-0,80	0,59	0,48	1,0	0,46	0,64	0,18	0,52	0,73	0,75
CaO	-0,03	-0,16	-0,12	-0,21	-0,61	0,27	0,31	0,46	1,0	0,35	0,09	0,23	0,47	0,74
MgO	-0,18	0,61	0,62	0,55	-0,79	0,39	0,44	0,64	0,35	1,0	0,10	0,21	0,67	0,59
Na_2O	0,21	-0,31	-0,30	-0,31	-0,28	0,66	0,55	0,18	0,09	0,10	1,0	0,52	0,36	0,18
K_2O	-0,05	-0,17	-0,16	-0,19	-0,62	0,85	0,57	0,52	0,23	0,21	0,52	1,0	0,57	0,60
P_2O_5	-0,06	0,09	0,09	0,05	-0,85	0,76	0,77	0,73	0,47	0,67	0,36	0,57	1,0	0,83
ВПП	-0,13	-0,02	-0,01	-0,05	-0,89	0,68	0,65	0,75	0,74	0,59	0,18	0,60	0,83	1,0

Співвідношення природного і техногенного джерел постачання оксидів заліза до річкового осадку ілюструє рис. 3. На ньому видно, що більшість проб утворюють синусоїдальне поле в нижній частині діаграм, що відповідає природній варіації вмісту заліза у складі осадків в різних ділянках річки: від мінімального у профілі с. Давидів Брід, до максимального на півдні м. Кривий Ріг, біля с. Рахманівка. Від природного фону помітно відрізняються кілька проб осадку у профілі с. Рахманівка. У даному районі безпосередньо біля річки знаходяться кілька відвалів, хвостосховищ і шламосховищ гірничометалургійного комплексу м. Кривий Ріг. Матеріал, який потрапив з них до р. Інгулець, збагачений природними і техногенними мінералами заліза. Тому вміст оксидів заліза в осадку збільшився, у порівнянні з природним станом, у кілька разів.

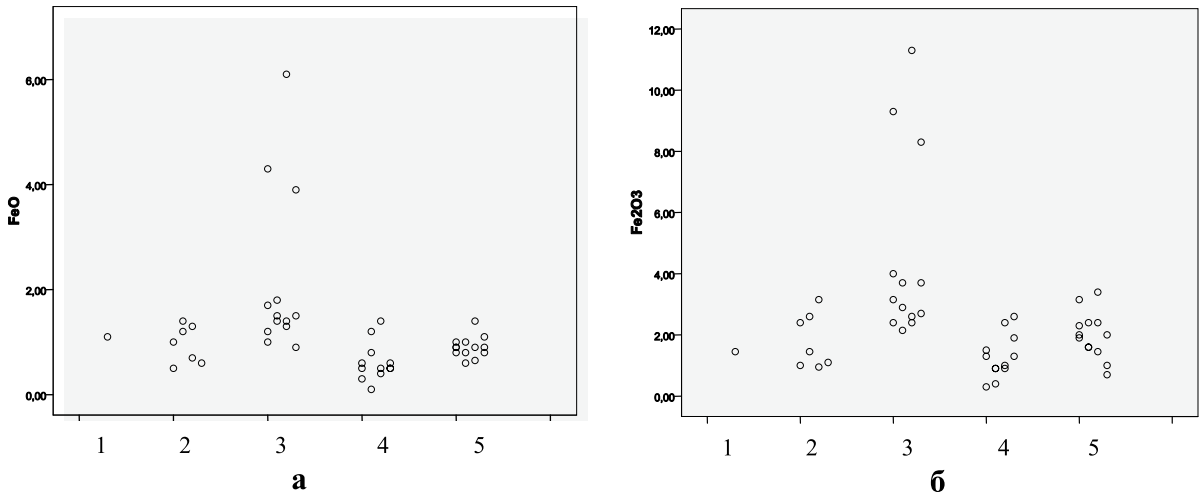


Рис. 3. Вміст закисного (а) і окисного (б) заліза в сучасних осадках р. Інгулець, мас.%. *Профілі: 1 — с. Іскрівка, 2 — с. Лозуватка, 3 — с. Рахманівка, 4 — с. Давидів Брід, 5. — м. Снігурівка*

Звертає на себе увагу високий позитивний зв'язок заліза із оксидом магнію. Так пари $Fe_{заг.}$ — MgO; Fe_2O_3 — MgO; FeO — MgO мають коефіцієнти кореляції відповідно 0,61; 0,62 та 0,55. Природні мінерали магнію і заліза в осадку мають незначне поширення. Тому такий зв'язок можна пояснити присутністю техногенних компонентів (металургійних шлаків, шламів, вогнетривів). В даних матеріалах мінерали магнію і заліза зустрічаються постійно [7].

Високі від`ємні коефіцієнти кореляції кремнезему, з одного боку, та глинозему з групою лужних і основних елементів та ВПП, з іншого боку, віддзеркалюють фаціальну диференціацію річкового донного осадку. Кремнезем у вигляді кварцу накопичується переважно у алеврито-піщаній та гравійній компонентах осадку на стрижні річки. В карбонатно-глинистих мулах прибережних заростей, стариць і заток концентруються Al_2O_3, TiO_2, MnO, MgO, K_2O, фосфоровмісні органічні сполуки і легко летючі компоненти.

Високий рівень позитивної кореляції між оксидом фосфору (V) та оксидом кальцію з ВПП (відповідно 0,83 і 0,74), та водночас високий від`ємний коефіцієнт кореляції P_2O_5 з SiO_2 (-0,85) свідчить про накопичення в осадках р. Інгулець органічного фосфору і кальцію в ділянках річки, збагачених мулом, рослинним детритом і іншим органічним матеріалом.

Перерахунок отриманих даних за програмою факторного аналізу (версія SPSS 17.0) визначив три головних фактори мінливості хімічного складу осадків р. Інгулець. У сумі вони пояснюють 81,85% зв`язків аналізованих величин. Обернена матриця факторних навантажень надана в табл. 3.

Таблиця 3. Матриця факторних навантажень

Показники	Фактори		
	F_1	F_2	F_3
глибина відбору проб	0,26	-0,37	-0,27
$Fe_{заг.}$	-0,13	0,98	-0,01
Fe_2O_3	-0,12	0,98	0,02
FeO	-0,14	0,97	-0,06
SiO_2	-0,52	-0,38	-0,75
Al_2O_3	0,90	-0,07	0,36
TiO_2	0,79	-0,17	0,38
MnO	0,42	0,31	0,68
CaO	-0,02	-0,19	0,88
MgO	0,34	0,68	0,50
Na_2O	0,81	-0,22	-0,10
K_2O	0,75	-0,08	0,31
P_2O_5	0,63	0,18	0,64
ВПП	0,40	0,03	0,89

Як видно із наведеної таблиці перший фактор дає найбільші навантаження на такі змінні: Al_2O_3, TiO_2, Na_2O, K_2O, P_2O_5 (усі позитивні). Він відображає важливе значення глинистої компоненти у формуванні хімічного складу донних відкладів і може бути визначений як фактор річкового мулу. В ньому накопичуються найбільш дисперсні продукти вивітрювання і дезинтеграції магматичних, метаморфічних і осадових порід, залишки річкової фауни і флори.

Другий фактор утворюють залізовмісні сполуки і окис магнію. Він відображає головну металогенічну спеціалізацію водозбірної території р. Інгулець — наявність численних відслонень порід і руд залізисто-кременистої формації [5], і може бути визнаний як техногенно-залізорудний фактор мінливості хімічного складу сучасних річкових відкладів.

Його вплив значно підсилюється потужним надходженням алотигенного матеріалу промислового походження з відвалів розкривних порід, шлаків, сховищ хвостів збагачення і металургійних шламів. Як і природні руди, техногенні відходи підприємств гірничо-металургійного комплексу Криворіжжя мають високий вміст мінералів заліза [4].

Третій полярний фактор утворюють кремнезем (від'ємне навантаження), окиси марганцю, кальцію, п'ятиокис фосфору і ВПП. Природа даного фактору визначається значним поширенням кварцитів криворізької серії і граніто-гнейсових комплексів на водозбірній території верхньої і середньої течії Інгульця, і осадових карбонатних порід — в нижній течії. Отже, за природою, третій фактор мінливості хімічного складу осадку є фактором геолого-географічним.

На відміну від інших хімічних сполук P_2O_5, практично з рівним навантаженням, відноситься як до першого, так і до третього фактору. Це свідчить про накопичення фосфору в найбільш тонкозернистій муловій компоненті річкового осадку як глинисто-гідрослюдистого (F_1), так і карбонатного (F_3) складу. Воно підсилюється спільним осадженням пелітових часток водного завису і біоти в нижній течії р. Інгулець, які, одночасно є найбільш сприятливими для накопичення органічного фосфору.

У полі кореляції першого і другого факторів фігуративні точки аналізованих хімічних сполук утворюють нерівнобічну параболу, вісь якої замикається в області нульових значень другого (залізорудного) фактору (рис. 4).

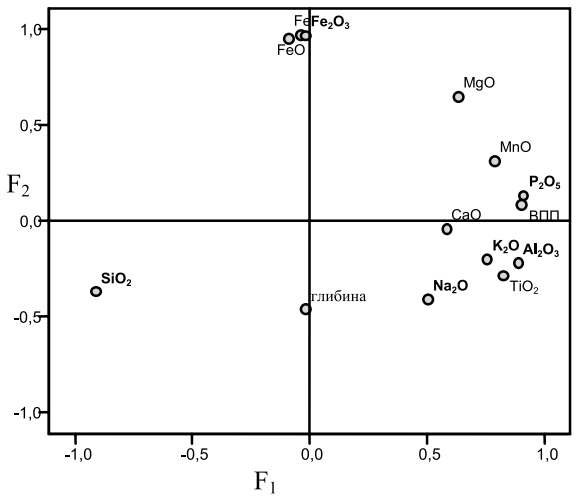


Рис.4. Фігуративні точки хімічних сполук річкового осадку у полі кореляції першого і другого факторів

Розподіл хімічних елементів закономірний: верхню частину параболи утворюють сідерофільні елементи (Fe, Mg, Mn), нижню — переважно літофільні (Si, Al і луги); замок утворюють фігуративні точки фосфору і летючих компонентів. Це свідчить, що річковий осадок представляє собою, у значній мірі, збалансовану техногенно-природну систему з гармонійним співвідношенням великої кількості органічних і неорганічних сполук, що потрапляють зовні, виникають або трансформуються у ньому в залежності від конкретних умов річкового седиментогенезу.

Висновки

1. Донні осадки р. Інгулець за своїм хімічним складом представляють собою техногенно-природну систему, що містить велику кількість сполук, які потрапляють до неї зовні, виникають у ній, трансформуються та осаджуються.

2. Донні осадки р. Інгулець представлені карбонатно-глинисто-кварцовими олігоміктовими пісками, алевритами і алевро-пелітами; головним осадкоутворюючим мінералом є кварц.

3. В межах м. Кривий Ріг до річкового осадку потрапляє найбільша кількість заліза (загального, окисного та закисного), що обумовлюється як природними факторами, так і техногенним навантаженням з боку гірничо-металургійного комплексу Кривбасу.

4. Мінливість техногенно-природної системи осадку відображає співвідношення трьох головних факторів: фактору річкового мулу, який визначає вміст глинистої компоненти у складі осадку; техногенно-залізорудного фактору, що відображає металогенічну спеціалізацію водозбірної території; геолого-географічного фактору відносного розповсюдження осадових і метаморфічних комплексів басейну седиментації.

1. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. Москва. — 1965. 94 с.
2. Законнов В.В., Иванов Д.В., Законнова А.В. и др. Пространственная и временная трансформация донных отложений водохранилищ средней Волги // Водные ресурсы. — 2007. — Том 34. — №5. — С. 573–581.
3. Іванченко В.В., Журавель Н.Р., Бобко А.О. Мінеральний та петрографічний склад донних осадків р. Інгулець як індикатор забруднення екологічного середовища // Проблеми екології та екологічної освіти. Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції. Кривий Ріг «Видавничий дім» 2008. С. 49–52.
4. Иванченко В.В., Котляр М.И., Шатоха В.И., Нестеренко Т.П., Тырышкина С.Н. Минеральный состав и агломерация железосодержащих металлургических шламов. – Кривой Рог: Издательский центр КТУ, 2007 — 142 с.; иллюстр.
5. Лазаренко Е.К., Гершойг Ю.Г., Бучинская Н.И. и др. Минералогия Криворожского бассейна. — К.: Наукова думка, 1977. — 544 с.
6. Літологія сучасних донних осадків поверхневих водойм Криворізького залізорудного басейну. Агаджанов М.Є., Бобко А.О., Малахов І.М., Альохіна Т.М., Іванченко В.В. — Кривий Ріг. «Октан Прінт», 2008. — 110 с. Сер. Геологічне середовище антропогенної екосистеми.
7. Справочник по геохимии. Войткевич Г.В., Кокин А.В., Мирошниченко А.Е. и др. — М.: Недра, 1990. — 480 с.

Алёхина Т.Н., Иванченко В.В. ПРИРОДА ВАРИАТИВНОСТИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ДОННЫХ ОСАДКОВ р. ИНГУЛЕЦ

Исследован химический состав донных осадков р. Ингулец, который предлагается как региональный фоновый уровень для речных осадков территории Криворожского бассейна. Методом факторного анализа определены три главные факторы вариативности химического состава донных осадков, что в сумме отражают 81,85% связей рассматриваемых величин. Первым является фактор речного ила, определяющий влияние глинистой компоненты на формирование химического состава. Вторым по значению является техногенно-железорудный фактор, отражающий металлогеническую специализацию водосборной территории р. Ингулец. Третий фактор, определенный как геолого-географический, отражает пространственное распределение метаморфических и осадочных пород на водосборной территории.

Alokhina T., Ivanchenko V. THE NATURE OF CHEMICAL COMPOSITION VARIABILITY OF THE INGULETS RIVER'S SEDIMENTS

The chemical composition of the bottom sediments of the Ingulets river was studied. It is proposed as the regional background level for the bottom sediments of the Kryvyi Rig area. Three main factors of chemical composition variability of the bottom sediments were determined by the factor analysis method. Totally it comprises 81.85% links of the values involved. The main is the factor of river silt, which determines the influence of the clay component on formation of the chemical composition. The second one is the technogenic iron-ore factor, which presents the metallogenic specialization of the Ingulets river drain area. The third factor identified as geological-geographic presents the spatial distribution of metamorphic and sedimentary rocks on the drain area.

УДК 504.03

Вердиев Рафик
Научно Исследовательский Гидрометеорологический Институт, г. Баку, Азербайджан

ОЦЕНКА ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА РЕКИ ГЯНДЖАЧАЙ

Река Гянджачай принадлежит Газах-Гянджинской экономико-географической области Азербайджана и является важным источником воды в регионе. Потребление водных ресурсов ирригационными системами и сельскохозяйственными предприятиями, антропогенное изменение речного русла существенно влияют на экологическое состояние реки. На основе новой разработанной методологии оценки качественных и количественных показателей воды автор оценивает ее гидроэкологический статус.

Река Гянджачай протекает через территории районов Дашкесан, Гой-гель, города Гянджа, впадает в Мингечаурское водохранилище на территории Самухского района и принадлежит Газах-Гянджинской экономико-географической области. Средняя плотность населения составляет около 30 человек на 1 км^2 (Гой-гель — 55, Самух — 36, Гянджа — 2815 человек на 1 км^2).

Водные ресурсы реки используются в различных целях жителями вышеупомянутых регионов. Ирригация и хозяйственное водопотребление являются ключевыми областями водоснабжения в бассейне.

Река Гянджачай — это важный источник воды в регионе. Длина реки составляет 99 км, водосборная площадь — 752 км^2. Сток реки Гянджачай в течение года распределяется неравномерно. Общее годовое количество водных ресурсов реки и их сезонные колебания приведены в таблице.

Таблица. Средний годовой и сезонный стоки реки Гянджачай

Единица измерения	Зима (XII–II)	Весна (III–V)	Лето (VI–VIII)	Осень (IX–XI)	среднегодовой
м^3/с	1.13	3.82	4.89	1.91	2.94
% от годового	9.3	32.5	41.9	16.3	100

Климат в Газах-Гянджинском регионе — преимущественно сухой и теплый в равнинной местности, умеренно-теплый и сухой в степной местности, зимний тип климата преобладает в низменности. В горной области — климат холодный и влажный. Средняя ежегодная температура -12...-13° С. Средние ежегодные амплитуды осадков колеблются между 250–500 мм. Средняя температура в июле +23...+26° С, абсолютные максимумы – +37...+40° С. Зима — умеренно-теплая. Средняя температура в январе 0° С. Абсолютный минимум -6...-10° С мороза. Продолжительность периода без мороза составляет 220–250 дней. Практически не наблюдается период с длительным снежным покровом. Количество ежегодных осадков составляет 240–390 мм.

Климат в самой высокой горной области прохладный даже летом. Средняя температура в июле составляет +17...+23° С. Зимой наблюдается холодная и снежная погода. Средняя температура в январе +3° С, абсолютный минимум составляет -14...-15° С. Продолжительность периода без мороза составляет 180–220 дней в год. Наблюдается также длительный снежный покров (более чем 1300–1400 мм на период больше чем 60 дней). В этой области наблюдается достаточно высокая влажность. Количество ежегодных осадков составляет 550–630 мм.

Водные ресурсы реки используются для нужд сельского хозяйства, промышленности и потребления населения. Количество и качество воды в речном бассейне определяется степенью водозабора для орошения (поверхностные и подземные воды), количеством твердых бытовых отходов и выбросом сточных вод от жилых районов, а также антропогенным изменением русла реки и т.п.

В 40-ых годах прошлого столетия ниже деревни Зарнабад в верхней деревне Топалхасанли на расстоянии приблизительно 700 м на правом берегу реки был построен канал. Воды этого канала используются в ирригационных целях в области Гой-гель. На территории деревни Топалхасанли река имеет широкое русло и главный поток делится на несколько частей. С целью облегчения процесса водозабора, русло реки в этой местности было превращено в канал и только в низком течении вода вытекает через главное русло реки. На территории деревни имеются 3 водозаборные трубы.

Основными пользователями водных ресурсов как больших, так средних и малых рек страны являются предприятия сельского хозяйства, промышленности и жилищный сектор. Забор речной воды увеличивается из года в год, что в свою очередь, приводит к существенному изменению режима реки Гянджачай.

На рис.1. приведена карта местности, где протекает р. Гянджачай, с оценкой качества воды.

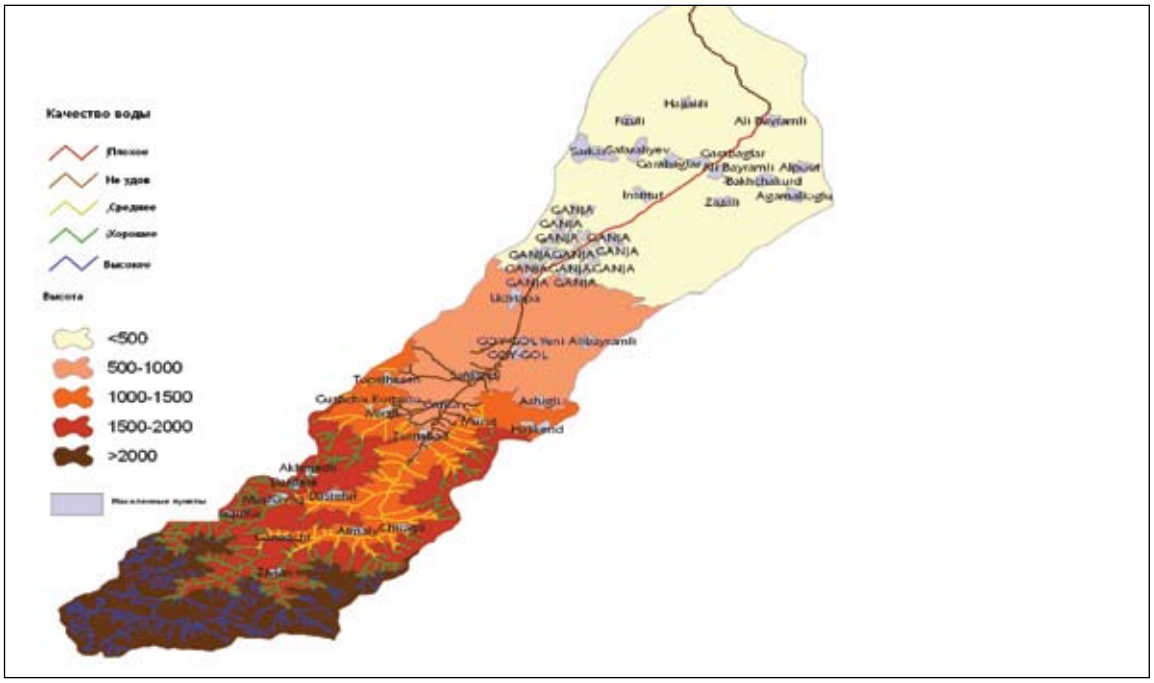


Рис. 1. Оценка статуса качества воды р. Гянджачай в маловодные годы для случая значительного водозабора воды в летние месяцы

Анализ ежемесячных данных по качеству воды реки Гянджачай на станции Зурнабад показал следующие расчетные ежегодные средние показатели за 2006–2008 годы:

- растворенный кислород — 7.5мг/л;
- биохимическая потребность в кислороде (БПК) — 2.0 мг/л;
- фенол — 0.002 мг/л;
- медь —1.805 мкг/л;
- нефтяные продукты — 0.04 мг/л;
- сульфат аммония — 0.14 мг/л.

Предельно допустимые концентрации (ПДК) для вышеупомянутых элементов следующие:

- растворенный кислород — 6 мг/л;
- БПК —3 мг/л;
- фенол — 0.001 мг/л;
- медь — 1 мкг/л;
- нефтяные продукты — 0.05 мг/л;
- сульфат аммония — 0.5 мг/л.

Рисунок 2. Схема классификации реки

X_{MPC} – ПДК по 5 классам схема ОЭСИР

$X_{p,j}$- процент величин элемента j, которые превышают ПДК для рассматриваемого класса схема ОЭСИР

$X_{i,j}$ – значения величин i рассматриваемого элемента j, которые превышают ПДК для данного класса схема ОЭСИР

Оценка статуса реки по среднему индексу загрязнения (средние величины относительных показателей загрязнения) показывает, что река относится к умеренно загрязненному классу [2, 4, 6]. Следует отметить, что данная классификация была использована еще во времена бывшего Советского Союза, она очень простая и основана на анализе ограниченного числа определенных показателей. При этом происходило сглаживание элементов с высокими концентрациями загрязнителей.

Во избежание недостатков прежней системы оценки автором была использована, приведенная на рисунке 2, классификация. Здесь было учтено 5 классов качества воды, согласно разработанной ОЭСР Рамочной Водной Директивы ЕС [2, 6]. По данной классификации река Гянджачай была проанализирована на основе информации по водным ресурсам и их использованию.

Результаты работы показывают, что сегодня практически не наблюдается антропогенного воздействия человека на количество и качество водных ресурсов в области верхнего течения реки и ее притоков, расположенной на высоте более 2500 м над уровнем моря, где река может быть отнесена к категории «Высокого Экологического Статуса». Ниже этой области до деревни Алиханчалли (на высоте 2000–2500 м) воды реки могут иногда подвергаться воздействию антропогенных факторов в результате жизнедеятельности некоторых маленьких жилых районов (таких как например Зивлан, Гарагуллар и т.д). Кроме того некоторые отходы с пастбищ могут попасть в реки посредством дождей, о чем свидетельствует локальное незначительное увеличение концентрации вредных биологических веществ в воде. Качество воды реки Гянджачай до пункта Зурнабад характеризуется как «Хорошее».

Увеличение влияния антропогенного фактора на качество воды проявляется на территориях сел ниже Зурнабад до г. Гянджа, которые более густо заселены и заняты сельскохозяйственными угодьями. На основе данных результатов мониторинга, осуществленного Министерством экологии и природных Ресурсов Азербайджана за 2004–2008 годы, река может быть классифицирована и отнесена к «Умеренному Экологическому Статусу» (который подтвержден вышеупомянутой классификацией), поскольку результаты оценки показывают, что из всех экологически вредных веществ только количество меди и цинка выше ПДК (за 2004–2005). В последние годы частота повторяемости высоких концентраций этих элементов уменьшается.

На расположенной ниже по течению реки территории деревни Гызылгая проложена труба питьевой воды, которая в комбинации с грунтовыми и артезианскими водами является источником питьевой воды города Гянджа. Питьевая вода в город Гой-гель поступает из озера Гой-гель посредством трубы 150-миллиметрового диаметра.

Значительно ухудшается качество воды в городе Гянджа вследствие антропогенной деятельности. Количество загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду, увеличивается в результате незаконного сброса сточных вод, образования свалок твердых бытовых отходов, мытья автомобилей в реке и это все приводит к тому, что качество воды становится плохим. Количество фенолов, нитратов, нитритов и меди превышает ПДК в 5–7 раз, происходит ухудшение кислородного режима. Согласно данным Министерства Экологии и Природных Ресурсов Азербайджана растворенный кислород составляет 4.14–5.02 мг/л, БПК — 5 3.03–4.92 мг/л. Во время летнего периода часто наблюдается пересыхание реки в этой секции.

В результате загрязнения воды непосредственно бытовыми отходами жилых районов и поступлением с дождевой водой загрязнителей от предприятий сельскохозяйственной и горной промышленности в бассейне реки, часть реки между г. Гянджой и устьем, можно отнести к территории со «Слабым Статусом».

Во время летних месяцев, когда происходит забор воды на орошение, часто вода в реке отсутствует. Поэтому состояние реки Гянджачай (в секции от города Гянджа до города Самух, верхняя деревня Алибайрамлы) может быть отнесено к «Плохому Статусу» в маловодные летние месяцы. Ниже Алибайрамлы, в результате повышения уровня грунтовых вод и вод артезианских колодцев, наблюдаются показатели качества воды

удовлетворительного значения, что достаточно для отнесения реки снова к «Слабому Экологическому Статусу» на территории до устья в Мингечаурском резервуаре.

В маловодные летние месяцы часто сток реки в районе пункта Зурнабад и ниже не превышает величины экологического стока. Экологический сток рек — сток позволяющий сохранить состояние устойчивого равновесия водной экосистемы. Его значение определяется индивидуально для каждой реки. В результате значительного забора воды на орошение статус реки по этому пункту становится на один класс ниже. Применительно к реке Гянджачай оценка ее статуса на конкретных участках территории протекания указана на карте, приведенной на рис.1.

1. UNECE (1992) Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes (Water Convention). http://www.unece.org/env/water/text/text.htm
2. South Caucasus Water Program, USAID Caucasus, 2007. http://www.scaucasuswater.org
3. EU Water Framework Directive, 200/60/EC. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives.html
4. Water quality of Ganjachay river. www.eco.gov.az.
5. OECD, 2000 Environmental regulatory reform in the NIS: the case of the water sector. http://www.oecd.org/dataoecd/62/13/1876109.pdf
6. SOE, 2004 State of the environment in the Republic of Moldova. Popular report, 2004. http://cim.moldova.md/raport2004/en/policy/envpp.htm

Вердієв Рафік ОЦІНКА ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО СТАТУСУ РІЧКИ ГЯНДЖАЧАЙ

Річка Гянджачай належить до Газах-Гянджинської економіко-географічної області Азербайджану і є важливим джерелом води в регіоні. Споживання водних ресурсів іригаційними системами та сільськогосподарськими підприємствами, антропогенна зміна річкового русла істотно впливають на екологічний стан річки. На основі нової розробленої методології оцінки якісних і кількісних показників води автор оцінює її гідроекологічний статус.

Verdiyev Rafig THE GANJACHAY RIVER'S STATUS ASSESSMENT

River Ganjachay belongs to Gazakh-Ganja economic and geographic region of Azerbaijan and is an important source of water in the region. Expenditure of water for the needs of irrigation systems and agricultural enterprises, and anthropogenic modification of the stream canal significantly affects the ecological condition of the river. On the basis of the newly developed methodology for evaluation of the quality and quantity of water, the author assesses its hydroecological status.

УДК 550.4

Лебедев С.Ю.
Институт геохимии окружающей среды

К ВОПРОСУ О РАСПРЕДЕЛЕНИИ РЕДКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОСАДКАХ ЧЕРНОГО МОРЯ

Обобщенные данные минералогических и геохимических исследований глинистой составляющей донных отложений в сочетании с литературными данными о тектонике Черного моря, рельефе его дна и гидродинамическом режиме морского бассейна были использованы для выявления закономерностей формирования и распределения ассоциаций глинистых минералов в позднечетвертичных донных осадках Черного моря. Особенное внимание акцентируется на распределении ванадия в глинистых компонентах донных осадков.

Введение

Исследования степени загрязнения донных отложений являются актуальными для оценки экологического состояния водоемов, вследствие недостаточной изученности вопроса и предполагаемых научных прогнозов развития ситуации. Систематические исследования донных отложений водоемов Украины в настоящее время не ведутся. До настоящего времени не утверждены нормативы загрязнения донных осадков морских и пресных водоемов.

Заметим, что взвеси, обладая высокой сорбционной способностью (особенно мелкие фракции), в процессе своего перемещения и отложения в руслах водотоков и бассейнах седиментации накапливают практически весь комплекс присутствующих в воде химических элементов. Кроме того, аккумуляция некоторых веществ в донных отложениях может, вероятно, явиться причиной вторичной токсичности вод.

Забота об улучшении состояния окружающей среды в местах обитания населения предполагает исследования возможностей утилизации потенциально опасных сред (в том числе и загрязненных донных отложений), которые представляются важными, в особенности, учитывая насущную для Украины необходимость реализации концепции нулевых отходов [1].

В данной статье внимание акцентируется на распределении ванадия в глинистой компоненте донных осадков Черного моря. Существует различная информация о токсичности данного элемента. В данном случае мы не пытаемся обсуждать этот вопрос. Однако заметим, что ванадий является важным сырьевым компонентом, в частности для металлургии Украины. Наличие этого элемента в загрязненных донных отложениях, илах позволяет рассчитывать на возможность рентабельной переработке таковых.

Результаты и их обсуждение

Геохимические исследования позднечетвертичных донных осадков Черного моря проводились нами с учетом выделенных в составе их глинистой части семи комплексов ассоциаций глинистых минералов. Для этого были использованы образцы донных осадков со 139 станций, более-менее равномерно размещенных в пределах акватории Черного моря.

Методика исследований предусматривала выделение глинистой составляющей (фракция < 0,001 мм) и ее комплексное минералогическое и геохимическое изучение. 227 проб было подвергнуто комплексному рентгенографическому анализу, в том числе и после насыщения препаратов органическими наполнителями, кислотной и щелочной обработки, нагревания. В процессе работы использовались методы электронно-микроскопического, термографического, эмиссионного спектрального анализов. С использованием метода рентгеновской порошковой дифракции выполнено полуколичественное определение содержаний глинистых минералов. Эти данные были использованы для выделения ассоциаций глинистых минералов и их комплексов, минералогического

картирования и районирования площадей развития позднечетвертичных донных осадков Черного моря. Полученные результаты минералогических и геохимических исследований глинистой составляющей в сочетании с литературными данными о тектонике Черного моря, рельефе его дна и гидродинамическом режиме морского бассейна были использованы для выявления закономерностей формирования и распределения ассоциаций глинистых минералов в исследованных донных осадках Черного моря.

В донных осадках новоэвксинского, древнечерноморского и новочерноморского горизонтов позднечетвертичной толщи Черного моря распространены гидрослюда, монтмориллонит, каолинит, хлорит, галлуазит, палыгорскит и смешаннослойные образования монтмориллонит-гидрослюдистого, хлорит-гидрослюдистого, монтмориллонит-хлорит-гидрослюдистого состава при региональном развитии преобладающей кластогенной и локальном развитии аутигенной минеральных компонент.

По относительным содержаниям глинистых минералов в смесях исследованных донных осадков, выделено 21 ассоциацию, которые после дополнительной классификации сгруппированы в 7 комплексов. По результатам классификации площадей развития донных осадков на отдельных горизонтах и во всей толщи позднечетвертичных осадков в целом, по содержанию комплексов ассоциаций глинистых минералов в пределах Черного моря выделяются минералогические зоны и площади (районы) (рис.1.).

Пространственное распределение комплексов ассоциаций глинистых минералов в пределах отдельных горизонтов и всей толщи позднечетвертичных донных осадков Черного моря в целом контролируется, главным образом, особенностями мегаморфоструктуры бассейна и глубинными разломами в пределах его акватории.

Глинистая составляющая позднечетвертичных донных осадков Черного моря характеризуется околокларковыми и нижекларновыми содержаниями большинства элементов-примесей. В ассоциациях глинистых минералов всех семи комплексов наблюдаются в количествах, превышающих их средние содержания в осадочных породах лишь Mo ($K_к$=1,1–5,2) и Sc ($K_к$=1,4–4,0). В ассоциациях глинистых минералов различных комплексов спорадически накапливаются также Cu, Co, Ni, Zn, V ($K_к \geq 1,5$).

Донные осадки с каолинит-гидрослюдистыми и хлорит-гидрослюдистыми комплексами ассоциаций глинистых минералов приурочены к отдельным элементам рельефа дна моря (шельф, континентальный склон и глубоководная впадина), а осадки с монтмориллонитовыми, хлоритовыми, каолинитовыми и собственно гидрослюдистыми комплексами ассоциаций глинистых минералов локализуются в зонах глубинных разломов и в узлах их пересечения.

Распространение в пределах Черного моря донных осадков с ассоциациями глинистых минералов каолинит-гидрослюдиотого и хлорит-гидрослюдистого комплексов характеризуется концентрической зональностью. Зональное развитие донных осадков с ассоциациями глинистых минералов каолинит-гидрослюдистого и хлорит-гидрослюдистого комплексов, выражающееся в пространственной приуроченности первых к шельфу и к верхней части континентального склона, а вторых — к подножью континентального склона и дну глубоководной впадины, является общей, региональной закономерностью пространственного распределения глинистых минералов в позднечетвертичных донных осадках Черного моря. Региональная зональность распределения каолинит-гидрослюдистих и хлорит-гидрослюдистых комплексов ассоциаций глинистых минералов в позднечетвертичных донных осадках Черного моря обусловлена поступлением глинистого терригенного материала с окружающей море суши и последующей осадочной дифференциацией его в пределах шельфа, континентального склона и глубоководной впадины.

Мы полагаем, что закономерность пространственного распределения глинистых минералов в позднечетвертичных донных осадках Черного моря обусловлена приуроченностью линейно вытянутых и изометрических площадей развития донных осадков с ассоциациями глинистых минералов монтмориллонитового, каолинитового, хлоритового и других комплексов к зонам глубинных разломов. Так, выделенная нами протяженная Одесско-Крымско-Ясунская монтмориллонитовая зона, очевидно, приурочена к т.н.

Одесско-Синопскому глубинному разлому. При этом по результатам рентгенографических и геохимических исследований для монтмориллонита и ассоциаций монтмориллонитового комплекса обосновано их образование за счет вулканогенного материала, накапливавшегося в пределах зоны глубинного разлома [2].

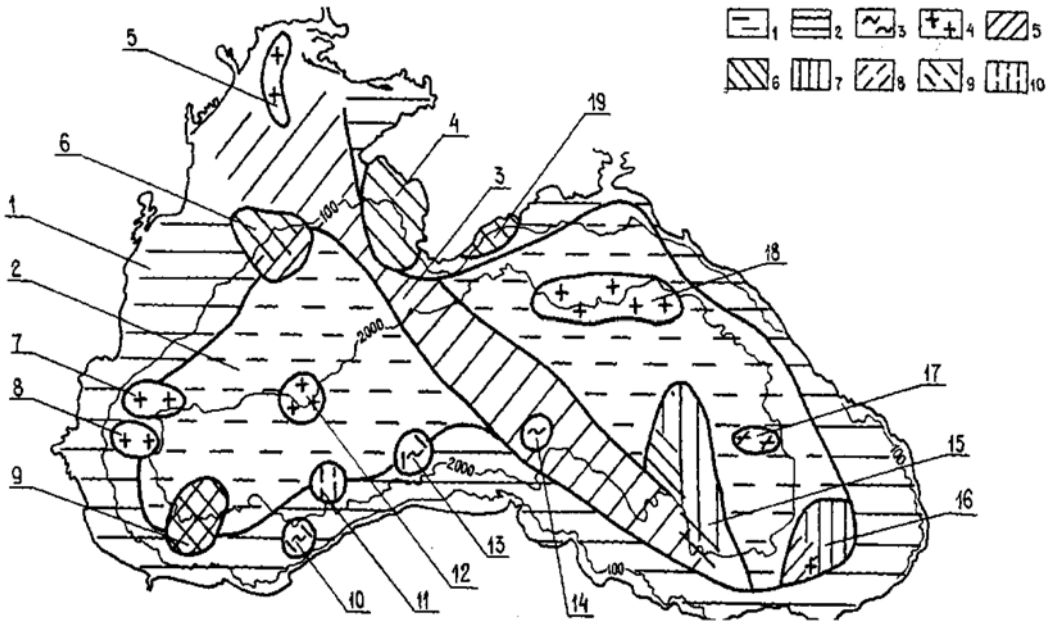


Рис. 1. Схема минералогического районирования площади развития позднечетвертичных донных осадков Черного моря по комплексам ассоциаций глинистых минералов

Зоны:	1 — Прибрежночерноморская каолинит-гидрослюдистая; 2 — Центральночерморская хлорит-гидрослюдистая; 3 — Трансчерноморская (Одесско-Синопская) монтмориллонитовая;
Площади:	4 — Каламитскал; 5 — Одесская; 6 — Дунайско-Каламитская; 7 — Калиакрийская; 8 — Бургасская; 3 — Прибосфорская; 10 — Эреглийская; 11 — Зонгулдакская: 12 — Моисеевская; 13 — Инеболийская; 14 — Инджебурунская; 15 — Ясунская; 16 — Трабзонская; 17 — Пицундская; 18 — Керченская; 19 — Прикрымская.
Условные обозначения:	1–7 — комплексы ассоциаций глинистых минералов, которые характерны для выделенных зон и площадей (1 — хлорит-гидрослюдистый; 2 — каолинит-гидрослюдистый; 3 — монтмориллонит-гидрослюдистый; 4 — собственно гидрослюдистый; 5 — монтмориллонитовый; 6 — каолинитовый; 7 — хлоритовый); 8–9 — ассоциации глинистых минералов различных комплексов, обогащенные: монтмориллонитом (8); каолинитом (9), хлоритом (10)

В донных осадках с хлорит-гидрослюдистым комплексом ассоциаций глинистых минералов содержание ванадия в среднем достигает 1,53 кларковых значений. Здесь также наблюдается, превышающее кларковые значения, содержание иттербия, фосфора, молибдена, серебра, иттрия, скандия, цинка, меди, хрома и свинца.

Для донных осадков каолинит-гидрослюдистого комплекса ассоциаций глинистых минералов содержание ванадия несколько ниже, но также превышает кларковое — 1,26 К. Отчетливая тенденция к накоплению отмечается также для таких элементов как мышьяк, молибден, скандий, медь, никель, серебро, кобальт, титан, цирконий и цинк.

Монтмориллонит-гидрослюдистый комплекс ассоциаций глинистых минералов в донных осадках характеризуется содержанием ванадия достигающим 1,6 кларковых. Концентрируются также иттрий, фосфор, скандий, иттербий, цинк, молибден.

Донные осадки собственно гидрослюдистого комплекса ассоциаций глинистых минералов содержат ванадий в количестве близком к кларковым — 1,22 К. То же самое относится и к иттрию. Отчетливо концентрируются также молибден, скандий, кобальт, титан, цирконий и никель

В донных осадках хлоритового комплекса ассоциаций глинистых минералов отмечено околокларковое содержание ванадия — 1,37 К. Такие же тенденции характерны для иттрия и титана. Глинистая составляющая донных осадков с хлоритовым комплексом ассоциаций глинистых минералов характеризуется положительной геохимической специализацией на цирконий, марганец, кобальт, никель, медь, скандий, молибден

Для донных осадков собственно каолинитового комплекса ассоциаций глинистых минералов содержание ванадия близко к кларковому — 1,32 К. Примерно такие же содержания наблюдаются для свинца, марганца и иттрия. Концентрируются молибден, скандий, медь, никель, титан, кобальт, цирконий.

Ванадий в донных осадках монтмориллонитового комплекса ассоциаций глинистых минералов содержится в количестве 1,5 кларковых. Тенденция к концентрированию присуща молибдену, фосфору и цирконию

Выводы

На наш взгляд, извлечение загрязненных илов из прибрежных и припортовых акваторий Черного моря с экологической точки зрения является необходимой задачей, поскольку от этого зависят не только ресурсный потенциал прибрежных зон моря и рекреационная аттрактивность побережья, но и здоровье населения, то есть кадрового потенциала региона. Решение этого вопроса находится в реальной перспективе использования технологии плазменной газификации при совместной утилизации илов с отходами (бытовыми, промышленными, сельскохозяйственными) и современных методов обогащения получаемых продуктов. Возможность извлечения ванадия из продуктов утилизации может оказаться вполне рентабельной. Таким образом, проблемы загрязнения окружающих акваторий при дреджинге, дноуглубительных работах могли бы быть весьма успешно и безопасно разрешены.

1. Горлицкий Б.А.Украинская версия реализации стратегии «нулевых отходов»//ВейстТек-2007 (сборник докладов 5-го международного конгресса по управлению с отходами и природоохранным технологиям, 29 мая – 1 июня 2007, Москва, с. 62–67.)
2. Лебедев С.Ю. Некоторые закономерности пространственного распределения монтмориллонита в донных осадках Черного моря//Дегазация Земли и геотектоника. Тезисы 3-го Всесоюзного совещания, М.: Наука,1991.

Лебедєв С.Ю. ПИТАННЯ ЩОДО РОЗПОДІЛУ РІДКІСНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ДОННИХ ОСАДКАХ ЧОРНОГО МОРЯ

Узагальнені дані мінералогічних і геохімічних досліджень глинистої складової донних осадків у поєднанні з літературними даними по тектоніці Чорного моря, рельєфі його дна і гідродинамічному режимі морського басейну були використані для виявлення закономірностей формування та розподілу асоціацій глинистих мінералів у пізньочетвертичних донних осадках Чорного моря. Особлива увага приділяється розподіленню ванадію у глинистих компонентах донних осадків.

Lebedev S. ON THE DISTRIBUTION OF RARE ELEMENTS IN BOTTOM SEDIMENTS OF THE BLACK SEA

Summarized data of mineralogical and geochemical studies of the clay component of bottom sediments in combination with published data on the tectonics of the Black Sea, the relief of its bed and the hydrodynamic conditions of the marine basin were used to identify the pattern of formation and distribution of clay mineral associations in the late Quaternary sediments of the Black Sea. Special attention was paid to vanadium distribution in the clay components of bottom sediments.

УДК 551.521.17

Гущина Е.Г.[1], **Гущин Г.К.**[2]
[1] *Институт геохимии окружающей среды*
[2] *Карадагская научно-исследовательская геофизическая обсерватория Госгидрометеослужбы Украины, Крымский научный центр.*

СУММАРНАЯ УЛЬТРАФИОЛЕТОВАЯ РАДИАЦИЯ ЗА ДЕСЯТИЛЕТНИЙ ПЕРИОД В ЗОНЕ КАРАДАГСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА

Приведены осредненные данные наблюдений за ультрафиолетовой радиацией (УФР) в диапазонах УФР-А и УФР-В в Карадагской научно-исследовательской геофизической обсерватории за период 1990–2000 гг.

Введение

Доля ультрафиолетовой радиации (УФР) с длиной волны $\lambda < 400$ нм в общем потоке солнечной радиации занимает небольшое место (всего 7%). Около 48% энергии приходится на видимую часть спектра (λ 400–760 нм), 45% — на инфракрасную часть спектра (λ >760 нм). У земной поверхности доля суммарной ультрафиолетовой радиации уменьшается до 3–4%. Несмотря на сравнительно малый вклад ультрафиолета в общий поток солнечной радиации, УФР выполняет как положительную, так и деструктивную функции в жизни нашей планеты. По результатам воздействия на живую клетку УФР подразделяют на три диапазона: УФР-А (315–400 нм), УФР-В (280–315 нм) и УФР-С (10–280 нм). УФР-С является губительной для всего живого вследствие разрушения ею молекул белка. К счастью, эта часть УФР полностью поглощается в высоких слоях атмосферы.

Умеренное облучение ультрафиолетом благотворно воздействует на организм человека и животного, способствуя образованию витамина D и защищая от проявлений рахита. Однако при повышенных дозах облучения УФР может привести к нарушениям работы эндокринной и сердечно-сосудистой систем, воспалительным глазным процессам, раку кожи. Под действием УФР происходит изменение свойств и разрушение ряда материалов и лакокрасочных покрытий. УФР-А также участвует во всех указанных выше процессах, но её роль намного скромнее, так как энергия квантов для длин волн этого диапазона значительно меньше, чем для УФР-В. Негативные последствия воздействия УФР наиболее всего затрагивают такие отрасли как курортология, сельское и лесное хозяйства. При неблагоприятном режиме УФР может быть уничтожен весь произведённый растительностью органический продукт. Уже одно это обстоятельство позволяет отнести УФР к важнейшему фактору, контролирующему жизнь на нашей планете.

Для измерения УФР за пределами территорий СНГ используются три типа приборов [1]: с одним или несколькими интерференционными светофильтрами, выделяющими узкие полосы шириной 2–10 нм; с широкополосными фильтрами, выделяющими в результате комбинации стеклянных или интерференционных фильтров полосы пропускания шириной 20–80 нм; спектрофотометры, использующие фиксированную полосу пропускания. Все приборы ориентированы, в основном, на получение данных о влияющей на здоровье человека эритемной составляющей УФР в диапазоне 280–320 нм. С этой целью стремятся достичь как можно лучшего совпадения спектральной чувствительности прибора со спектральной кривой эритемной чувствительности кожи человека, чего в принципе достичь невозможно [2].

В Карадагской научно-исследовательской геофизической обсерватории (КНИГО) измерения суммарной УФР в диапазонах А и В проводятся с 1990 г. с помощью, разработанных в СССР, озонометров М-124, оснащённых коррегирующими насадками (шар Лярше) для сбора ультрафиолетового излучения от небесной полусферы. Метрологическое обеспечение этих наблюдений проводится Научно-исследовательским центром дистанционного зондирования атмосферы (НИЦДЗА) в п. Воейково Ленинградской области (Россия), где оборудована специальная лаборатория для проверки работы и ремонта

всех систем, указанных ультрафиолетометров, проведения поверок и калибровок этих приборов. Межповерочный интервал составляет 2–3 года. Наш прибор калибровался последний раз в 1998 г. Поэтому для анализа архивного материала был выбран интервал 1990 – 2000 гг. Данные за последующие годы, возможно, уже содержат погрешности, которые могут быть выявлены при поверке прибора, осуществление которой тормозится из-за финансовых возможностей.

Результаты измерений и их обсуждение

В обсерватории измеряется суммарная УФР Q_B и Q_A в Вт/м^2 соответственно в диапазонах А и В, а также эритемная составляющая спектральных интервалов 280–320 нм ($Q_{ЭВ}$) и 320–400 нм ($Q_{ЭА}$) в эр/м^2 (1 эр/м^2 = 1Вт/м^2 для длины волны λ=297 нм, отвечающей максимуму кривой эритемной чувствительности кожи человека).

Поскольку наблюдения каждый день проводились в разное время, а величины УФР сильно зависят от высоты Солнца, не имело смысла обобщать непосредственно измеренные данные. После обработки полученных данных были установлены значения Q_B и Q_A для конкретных высот Солнца θ (кратных 5°). Для каждого дня значения интересующих нас высот Солнца определяли на графиках зависимостей того или иного параметра от θ. Были проанализированы параметры Q_B и Q_A при облачности не более 3-х баллов, расположенной вдали от солнечного диска и получены осреднённые характеристики Q_B и Q_A для 1990–2000 гг. За указанный период было выделено около 700 дней. Результаты обработки представлены в табл. 1 и 2.

Таблица 1. Среднемесячные значения УФР-В Q_B Вт/м^2 в ясные дни при разных высотах Солнца в Карадаге за период 1990–2000 гг.

Θ°	Месяц											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
10	0.036^{35}	0.031^{7}	0.028^{4}	0.028^{11}	0.041^{32}	0.026^{5}	0.050^{1}	0.020^{2}	0.034^{48}	0.032^{28}	0.044^{18}	0.037^{21}
15	0.087^{42}	0.077^{13}	0.072^{5}	0.076^{11}	0.079^{32}	0.079^{9}	0.110^{2}	0.055^{2}	0.079^{48}	0.075^{30}	0.086^{34}	0.084^{24}
20	0.174^{46}	0.159^{25}	0.163^{24}	0.146^{11}	0.140^{32}	0.145^{14}	0.163^{3}	0.155^{48}	0.155^{76}	0.187^{93}	0.181^{51}	0.180^{29}
25	0.327^{14}	0.303^{36}	0.277^{50}	0.249^{15}	0.237^{50}	0.256^{13}	0.249^{30}	0.266^{82}	0.284^{121}	0.303^{108}	0.318^{47}	
30		0.457^{35}	0.437^{63}	0.402^{40}	0.383^{57}	0.420^{62}	0.414^{97}	0.431^{88}	0.448^{148}	0.526^{110}	0.507^{18}	
35		0.781^{15}	0.652^{65}	0.578^{49}	0.560^{71}	0.605^{66}	0.617^{95}	0.621^{121}	0.655^{159}	0.716^{83}		
40			0.880^{55}	0.806^{54}	0.769^{91}	0.828^{80}	0.842^{133}	0.849^{144}	0.896^{163}	0.919^{35}		
45			1.183^{29}	1.091^{57}	1.006^{95}	1.067^{116}	1.084^{157}	1.095^{148}	1.162^{135}			
50			1.270^{1}	1.317^{52}	1.270^{96}	1.337^{120}	1.349^{162}	1.375^{145}	1.442^{44}			
55				1.783^{23}	1.543^{94}	1.636^{122}	1.626^{159}	1.664^{135}				
60					1.801^{88}	1.857^{120}	1.892^{150}	1.881^{91}				
65					2.069^{21}	2.120^{113}	2.178^{127}					
67						2.241^{110}	2.284^{55}					

Примечание: число случаев, которое использовано для вычисления средних величин, указано справа вверху над значениями Q_B.

Интенсивность УФР на уровне моря зависит от высоты Солнца, облачности, альбедо подстилающей поверхности, ОСО, спектральных оптических плотностей атмосферы ($\beta\lambda$) и аэрозоля ($\delta\lambda$). Важнейшим из перечисленных факторов является высота Солнца, с увеличением которой возрастают также потоки УФР.

Наблюдений за УФР с земной поверхности проведено сравнительно немного, и те трудно сравнимы между собой из-за того, что часть результатов измерений приводится в относительных единицах [3, 4], а другая часть относится к различным спектральным интервалам или различным периодам осреднения [5, 6–9]. Поэтому данные наших

измерений можно сравнить лишь с величинами УФР ($\lambda < 400$ нм), полученными для Карадага расчётным путём [10] (табл.3).

Таблица 2. Среднемесячные значения УФР-А Q_A Вт/м^2 в ясные дни при разных высотах Солнца в Карадаге за период 1990–2000 гг.

Θ°	Месяц											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
5	3.8^{30}	3.4^{7}	3.7^{3}	2.8^{11}	3.2^{31}	3.5^{2}	–	4.0^{1}	3.4^{49}	2.9^{48}	3.8^{4}	3.6^{7}
10	7.9^{36}	8.4^{7}	7.5^{4}	6.7^{11}	6.6^{31}	7.2^{5}	9.0^{1}	6.5^{2}	7.4^{52}	6.6^{49}	8.5^{18}	8.6^{20}
15	13.3^{44}	12.9^{13}	13.0^{5}	11.3^{11}	11.3^{31}	11.7^{9}	12.0^{2}	10.5^{2}	12.0^{55}	11.0^{49}	12.9^{34}	13.9^{23}
20	18.6^{47}	18.0^{25}	17.3^{24}	16.2^{11}	16.2^{31}	15.8^{14}	16.0^{3}	16.7^{46}	16.6^{80}	16.4^{96}	18.6^{51}	19.6^{30}
25	24.3^{12}	24.2^{36}	22.5^{50}	22.1^{15}	20.8^{49}	20.5^{13}	22.1^{31}	21.2^{80}	21.3^{116}	22.2^{111}	24.2^{47}	
30		30.8^{35}	29.2^{62}	28.7^{41}	26.4^{58}	25.5^{66}	26.3^{100}	26.5^{88}	25.7^{148}	28.0^{111}	30.5^{11}	
35		36.4^{14}	36.0^{65}	34.9^{49}	32.1^{71}	31.5^{71}	32.2^{198}	32.1^{123}	32.2^{158}	33.5^{84}		
40			42.2^{52}	41.4^{54}	38.4^{90}	37.6^{91}	38.2^{137}	38.6^{146}	38.3^{161}	40.2^{35}		
45			49.1^{29}	47.8^{57}	44.4^{94}	43.4^{118}	43.9^{161}	44.9^{148}	44.4^{133}			
50				54.0^{52}	50.4^{95}	49.5^{121}	49.7^{166}	51.2^{143}	48.3^{45}			
55				58.9^{25}	55.8^{93}	55.0^{123}	54.7^{162}	57.6^{130}				
60					61.4^{84}	59.8^{121}	60.4^{151}	63.1^{73}				
65					67.0^{46}	64.1^{113}	66.1^{116}					
67						66.6^{111}	66.2^{32}					

Примечание: Число случаев, которое использовано для вычисления средних величин, указано справа вверху над значениями Q_A.

Таблица 3. Сравнение результатов модельных расчетов и экспериментальных измерений суммарной ультрафиолетовой радиации в районе Карадага (полдень)

	Суммарная радиация, (Вт/м^2)											
	Месяцы											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
(Q_A+Q_B) эксп. данные КНИГО	24,6	37,2	50,4	60,7	69,1	68,8	68,5	65,0	49,7	41,1	31,0	19,2
$(Q_A+Q_B)_T$ расчетные данные [10]	22	32	46	57	66	68	68	62	52	40	27	20

Величины суммарной радиации, полученные расчетным путем, были сопоставлены с потоками суммарной УФР (Q_A+Q_B), осредненной за 1990–2000 гг. в полуденные часы в Карадаге. Как видно из табл.3, экспериментальные суммы (Q_A+Q_B) довольно близки к расчётным значениям $(Q_A+Q_B)_T$.

Были получены зависимости УФР-А и УФР-В от высоты Солнца и получены уравнения регрессии (рис.1 и 2). Так как законы, отображающие зависимости Q_A и Q_B от высоты Солнца, разные при более низких и более высоких ее значениях, были найдены оптимальные высоты, на которых по обоим уравнениям получены одинаковые значения Q_A (Q_B). Для Q_A это значение 35°, для Q_B — 30°. Рассчитанные коэффициенты корреляции для Q_A при высоте Солнца менее 35° составили — 0,987, более 35° — 0,976; для Q_B при высоте Солнца менее 30° — 0,973, более 30° — 0,962.

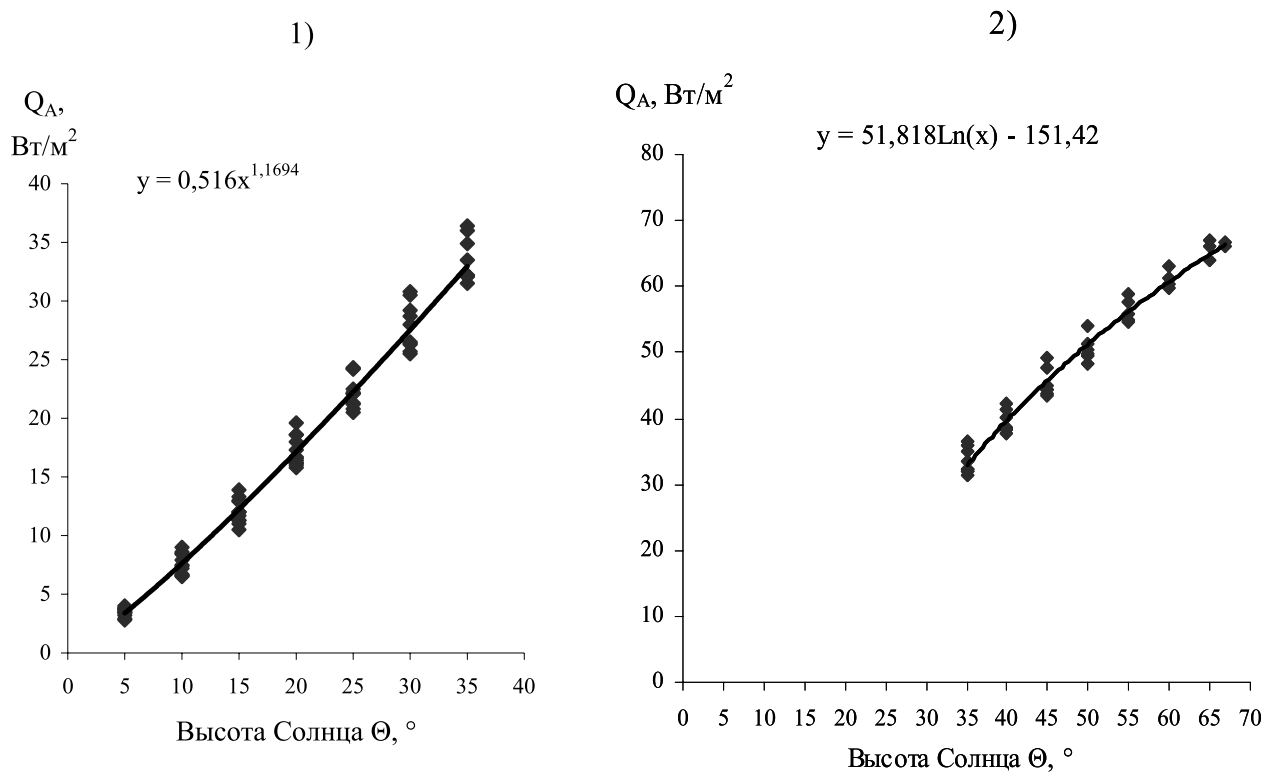


Рис.1. Зависимость Q_A от высоты Солнца: *при высоте Солнца менее 35° (1) и выше 35° (2)*

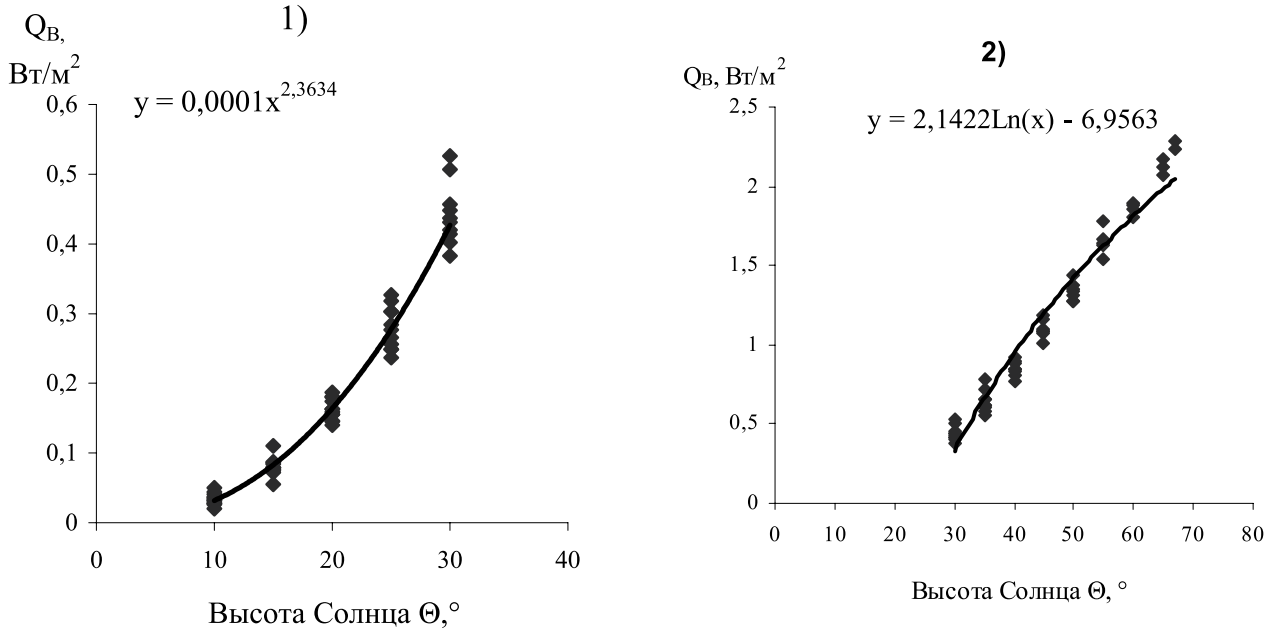


Рис.2. Зависимость Q_B от высоты Солнца: *(1) — при высоте Солнца менее 30°; (2) — выше 30°*

Выводы

В результате систематизации и обобщения данных измерений УФР в диапазонах 315–400 нм и 280–315 нм получены среднемесячные значения суммарной УФР в зоне Карадага при ясном небе для разных высот Солнца. Значения суммарной УФР можно трактовать как климатические нормы, что дает возможность в дальнейшем использовать их при решении вопросов, связанных с изучением воздействия ультрафиолетовой радиации на биологические процессы в районе Карадагского природного заповедника.

1. Руководство по метеорологическим приборам и методам наблюдений: Издание 6. Часть I. Измерение метеорологических переменных. Глава 7 — измерение радиации.7.6. Измерение ультрафиолетового (УФ) излучения. — ВМО, N 8, с. 1.7–21 — 1.7–26.
2. Гущин Г.П. Методика, метрология и некоторые результаты измерения ультрафиолетовой радиации в спектральных диапазонах УФ-А и УФ-В. — Метеорология и гидрология, 1999, N 12, с.102–110.
3. Анисимов В.К. Напряжение ультрафиолетовой радиации Солнца на различных высотах над уровнем моря. — Метеорология и гидрология, 1937, N 8, с. 96–101.
4. Полякова Е.А. Некоторые результаты экспериментального изучения ультрафиолетовой радиации Солнца. — Метеорология и гидрология, 1938, N 9–10, с. 14–22.
5. Белинский В.А., Гараджа М.П., Меженная Л.М., Незваль Е.И. Ультрафиолетовая радиация Солнца и неба. — М.: Изд-во МГУ, 1968. — 228 с.
6. Grasnik K.H. Einige Bemerkungen zu der Erdboden erreichenden UV-Strahlung. — Abhand. Meteorol. Dienst DDR, 1985, Bd. 18, N 134, S. 47–50.
7. Peeling J. The solar ultraviolet-B enviroment at Dhahran, Saudi Arabia. – Arabian journal. scie. and eng., 1984, v. 9, N 4, p. 373–380.
8. Reiter R., Munzert K., Sladkovic R. Results of 5-jear concurrent recordings of lobal, diffuse and UV-radiation at three levels (700, 1800 and 3000 m a.s.l.) in the orthern Alps. – Arch. Met. Geophys. Bioklimatol., 1982 , Ser. B, Bd. 30, S. 1–28.
9. The ultraviolet radiation environment of Antarctica: Mc Murdo station during september — october 1987. — J. Geophys. Res., 1989, vol. 94, N D6, p. 8491–8496.
10. Белинский В.А. Меженная Л.М. Расчёт элементов ультрафиолетового климата Карадага на основании радиационной модели атмосферы — Труды УкрНИГМИ, 1967, вып. 65, с. 58–69.

Гущина Е.Г., Гущин Г.К. СУМАРНА УЛЬТРАФІОЛЕТОВА РАДІАЦІЯ ЗА ДЕСЯТИРІЧНИЙ ПЕРІОД В ЗОНІ КАРАДАГСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

Наведено усереднені дані спостережень за ультрафіолетовою радіацією (УФР) в діапазонах УФР-А і УФР-В, проведених в Карадагській науково-дослідній геофізичній обсерваторії за період 1990–2000 роки.

Guschina E.G., Guschin G.K. INTEGRAL ULTRAVIOLET RADIATION FOR TEN YEARS IN THE ZONE OF KARADAG NATURAL RESERVE

The averaged observation data of ultraviolet radiation (UVR) in the range of UVR-A and UVR-B in Karadag Research Geophysical Observatory for the period 1990 to 2000 is given.

УДК 504.064.

Коніцула Т.Я.
Національний авіаційний університет, м. Київ

ЕКОЛОГІЧНЕ ЗОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ РАЙОНУ ВЕЛИКОГО МІСТА

На основі результатів проведеного дослідження, на прикладі Шевченківського району м. Києва, визначено і окреслено території з різним рівнем екологічної небезпеки з врахуванням особливостей впливу геоекологічних факторів.

Вступ

Урбанізація є невід'ємною рисою сучасної цивілізації і обумовлює утворення міських або районних урболандшафтів. Основна теза геохімії ландшафту визначає, що одне й те ж джерело техногенного забруднення навколишнього середовища (завод, автомагістраль і т.п.) на відповідних територіях, при тих чи інших мікрокліматичних та інших ландшафтних умовах, по різному себе виявляє [1]. Тому шляхи компенсації негативних наслідків урбанізації повинні бути диференційовані в залежності від геоландшафтних та урболандшафтних факторів кожного окремого району.

Для підвищення ефективності регулятивного впливу органів місцевого самоврядування у сфері охорони навколишнього природного середовища автором визначені різнорідні геоекологічні фактори, що характеризують стан довкілля території району великого міста (на прикладі Шевченківського району м.Києва). До них відносяться техногенні, геоландшафтні (геохімічні, ландшафтно-геоморфологічні, метеорологічні та ін.), урболандшафтні та соціальні фактори.

Результати та їх обговорення

До системи показників для оцінювання геоекологічних факторів, у контексті їх впливу на стан довкілля урбанізованих територій, автор відносить 27 чинників. Вибір методів математичної обробки та аналізу показників, що розглядаються, випливає з необхідності встановити зв'язок, ступінь взаємодії, взаємовпливу, незалежних один від одного за походженням, геоекологічних факторів зі здоров'ям людини в умовах міської агломерації, оскільки нас цікавить передусім не екологічний стан навколишнього середовища взагалі, а екологічні умови життєдіяльності мешканця великого міста (екологія людини).

Важливого значення набуває моделювання та оцінювання поширення впливу пріоритетних геоекологічних факторів на стан здоров'я населення району, на основі чого визначено зони техногенно-екологічної небезпеки та безпечного проживання на дослідженій території.

При визначенні зон екологічної безпеки та небезпеки спиралися на показник захворюваності дитячого населення по територіальних лікарняних дільницях, але враховували його не як головним, а з усією сукупністю досліджених геоекологічних факторів. Для окреслення зон екологічного неблагополуччя до уваги приймались такі територіальні дільниці, де сукупність геоекологічних факторів істотно впливає на обраний критерій захворюваності та її показник перевищує середній по району.

Зони екологічної небезпеки окреслюють території, які розташовані вздовж головних магістралей центральної частини району, прилягають до промислових об'єктів машинобудування, хімічної, поліграфічної, харчової промисловості та об'єктів теплопостачання.

Екологічну ситуацію погіршує та ускладнює збільшення транспортних потоків та наближення автотранспортних магістралей до житлових зон. Утворюються техногенні дорожні ландшафти, що обумовлюють постійне техногенне навантаження як на житлову забудову (територіальні лікарняні дільниці) так і на сусідні ландшафтні ділянки.

На екологічну ситуацію центральної частини району дуже впливають соціально-планувальні прорахунки забудови району: відсутність розривів між житловими та промисловими зонами, неврахування рельєфних та мікрокліматичних особливостей між

територіальними селітебними ділянками центральної частини району та його околицями. У центральній частині району зі щільною периметральною забудовою та введенням в дію нових забудов коливання швидкості вітру (тобто її зменшення) ускладнює винос та швидке розсіювання, зміну масопереносу забруднюючих речовин, що підсилює антропогенне навантаження в житлових зонах. Існуючу екологічну ситуацію у цих зонах слід характеризувати, як вкрай напружену. Згідно звітів промпідприємств по формі «2-ТП повітря», фактичні викиди в атмосферу, тобто навантаження на кожну територіальну лікарняну дільницю, складають від 10 до 568 т/рік забруднюючих речовин.

Для зон екологічної небезпеки характерні віддаленість житлових забудов від рекреаційних об'єктів, недостатнє озеленення [2]. За визначеними показниками до цього рівня екологічної небезпеки наближаються 26 територіальних лікарняних дільниць району.

У зоні екологічної небезпеки рівень захворювання хворобами органів дихання перевищує середній районний показник захворюваності у 1,6 рази, а рівень захворюваності хворобами крові (в тому числі анемією) домінує в 1,7 рази над середнім районним показником на 15 територіальних лікарняних дільницях району.

Зони помірної екологічної небезпеки Шевченківського району розташовані в межах селітебної (старої) забудови району «Нивки», що характеризується як «спальний район» з приватною та середньо висотною забудовою, частини мікрорайону «Татарка» та прилеглі території до вул. Хрещатик. Незважаючи на віддаленість від промислових об'єктів на відстань більш 1км, території даних зон традиційно відіграють роль адміністративно-громадських центрів. Однак наявність головних автомагістралей, з врахуванням урболандшафтних факторів, сприяє акумуляції техногенних забруднень.

Помірне техногенне навантаження спричиняють викиди забруднюючих речовин від промислових об'єктах в обсягах від 2 до 211 тонн на рік. Зони помірної екологічної небезпеки зумовлюють переважно середній рівень захворюваності дітей та захворюваності по окремих класах хвороб.

Позитивне значення для даних дільниць відіграє висота рельєфу (150–170 м над рівнем моря), що при відповідних мікрокліматичних умовах та адміністративних заходах сприяє вентиляції дільниць і, відповідно, більш ефективному розсіюванню забруднюючих речовин. До цих зон відносяться 7 територіальних лікарняних дільниць мікрорайону «Нивки», що розташовані в селітебній зоні та прилягають до рекреаційно-паркової мережі парків «Нивки», «Дубки» та 10 лікарняних дільниць, прилеглих до мікрорайонів «Татарки», вул. Хрещатик.

Зони екологічної безпеки розміщуються в межах ландшафтних ділянок мікрорайону «Татарка». Ця частина району (території 8 лікарняних дільниць) представлена яружно-балковим рельєфом. Цей мікрорайон прилягає до рекреаційних зон — «Реп'яхів яр», урочище «Юрковиця», гора «Щекавиця». Рекреаційна зона позитивно впливає на стан навколишнього середовища і є показником екологічного благополуччя. Дільниці відрізняються розмежованою приватною та середньовисотною забудовою. Для цієї території характерна відсутність значних профільних промпідприємств та автомагістралей. Однак при обгрунтуванні загального техногенного навантаження на територіальні дільниці (в радіусі 1км) слід враховувати викиди забруднюючих речовин промпідприємств з суміжного Подільського району. Однак завдяки ландшафтно-рельєфним умовам розташування промпідприємств Подільського району (висота якого складає 99-100 м над рівнем моря), викиди забруднюючих речовин суттєвого впливу на мікрорайон «Татарка» (висота якого складає 135–183 м над рівнем моря) майже не чинять. Показник захворюваності по лікарняних дільницях у 1,2–1,4 рази менше за середній по району.

Отже, виділивши зони екологічного неблагополуччя та встановивши джерела забруднення, шляхи міграції техногенних забруднюючих елементів, можна більш обгрунтовано приступати до розробки рекомендацій по впровадженню природоохоронних заходів, які максимально дозволили б локалізувати і ліквідувати несприятливі ситуації та сприяли б обмеженню небажаних архітектурно-планувальних рішень.

Висновки та рекомендації

1. Досліджено взаємозв'язок впливу особливостей ландшафтно-рельєфних умов на стан довкілля урбанізованих територій, що в свою чергу обумовлює рівень захворюваності дитячого населення на цих ділянках.

2. Картографічне моделювання геоекологічних факторів, з урахуванням захворюваності дитячого населення, дозволяє окреслити в межах району зони з різним рівнем екологічної безпеки. Це є по суті базою нового методичного підходу, що дозволить більш обгрунтовано приступати до розробки завдань, рекомендацій та впровадженню природоохоронних заходів щодо прогнозування ризику майбутніх та ліквідації існуючих несприятливих ситуацій [3].

3. Отримані результати можуть бути використані при визначенні зон екологічної безпеки та небезпеки району як підґрунтя для вибору основних природоохоронних заходів з метою покращення екологічного стану, а саме:

- для зон екологічної небезпеки — оздоровлення навколишнього середовища шляхом максимального обмеження росту техногенних навантажень промислового комплексу (за результатами еколого-економічної оцінки проведення переорієнтації, перебазування виробництва або його ліквідації);
- для зон помірної екологічної небезпеки — забезпечення належного (безпечного) стану довкілля, шляхом організації детального районного моніторингу та координації спостережень за геоекологічними факторами, розробки відповідних регулюючих заходів щодо автотранспортних потоків, обмеження небажаних планувальних рішень;
- для зон екологічної безпеки — дотримання такого способу життя, який мінімізував би негативні прояви, завдяки обмеженню нових техногенних навантажень, зокрема, на ділянках зі спеціальним режимом використання (рекреаційні, заповідні території тощо). Цьому сприяють регулювання забудови, підвищення рівня благоустрою території, що забезпечує належний рівень геоекологічного стану.

1. Алексеенко В.А. Ландшафтно-геохимические исследования и окружающая среда // В.А. Алексеенко. — Ростов : Изд-во Ростов. ун-та,1989. — 121 с.
2. Небел Б. Наука об окружающей среде. Как устроен мир?:// в 2 т. Б. Небел.– М.: Мир, 1993. Т.1. — 1993. — 424 с.; Т.2 — 1994. — 340 с.
3. Барановський В.А. Еколого географічний аналіз і оцінювання території України на основі картографічного моделювання (теорія, методика, практика): автореф. дисер. на здобуття наук. ступ. доктора географ. наук // В.А. Барановський. — К., 2001. — 34 с.

Коницула Т.Я. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ЗОНИРОВАНИЕ ТЕРРИТОРИЙ РАЙОНА БОЛЬШОГО ГОРОДА

На основе результатов проведенного исследования в границах района (на примере Шевченковского района г. Киева) определены территории различного уровня экологической безопасности с учетом влияния геоэкологических факторов и заболеваемости детского населения.

Konitsula T. ECOLOGICAL ZONING OF THE TERRITORIES IN A BIG CITY

Upon the results of the conducted research within a district boundaries there were determined territories of a different ecological safety rate with a consideration to influence of geo-ecological factors and morbidity of the children population.

УДК 621.039.74+681.3.06

Злобенко Б.П., Кучковський В.П., Спасова Л.В.
Інститут геохімії навколишнього середовища

ЗАСТОСУВАННЯ ПАКЕТУ МОДЕЛЕЙ WSA ДЛЯ СТВОРЕННЯ АВТОМАТИЗОВАНОГО РОБОЧОГО МІСЦЯ ІНЖЕНЕРА-ДОЗИМЕТРИСТА СПЕЦКОМБІНАТУ «РАДОН»

У статті розглянуто можливість застосування спеціалізованих засобів моделювання на базі пакету моделей WSA для створення автоматизованого робочого місця інженера-дозиметриста. Автоматизоване робоче місце інженера-дозиметриста спецкомбінату «РАДОН» розраховане на роботу у складі локальної обчислювальної системи сховища, інтегрованої у систему інформаційної підтримки діяльності МНС України «МНС-Інформ». Модуль програми WSA був розроблений в Інституті геохімії навколишнього середовища. Проведена робота є основою для створення повнофункціонального робочого місця інженера-дозиметриста, обладнаного відповідними програмними та технічними засобами.

Переважна більшість накопичених нині в Україні радіоактивних відходів (РАВ) класифікуються як низько- та середньоактивні, які мають зберігатися або підлягають захороненню, головним чином, у приповерхневих сховищах. Існуючі в Україні сховища РАВ (типу «Радон»), побудовані на початку 60-х років, не відповідають сучасним вимогам безпеки і являють собою потенційні джерела радіоактивного забруднення навколишнього природного середовища.

У складі ДК Українське державне об'єднання «Радон» для зберігання РАВ функціонують Державні міжобласні спецкомбінати, які фактично є пунктами захоронення радіоактивних відходів (ПЗРВ), що складаються з набору сховищ для відповідних видів відходів і допоміжних споруд.

Система інформаційної підтримки діяльності ДК УкрДО «Радон» «РадЕко» є підсистемою організаційно-технологічної системи МНС України «МНС-Інформ». Систему «РадЕко» розроблено з урахуванням можливостей її подальшого розширення та інтеграції з іншими системами. Вона містить центральне сховище інформації, у якому є і інформація з усіх ПЗРВ [1, 2]. Інформаційне сховище системи організоване на базі СУБД Informix.

Оцінки безпеки сховищ РАВ ґрунтуються на аналізі імовірної міграції радіонуклідів через багатобар'єрну систему сховищ. Як свідчить міжнародний досвід, міграцію радіонуклідів визначають характеристики РАВ та упаковок відходів, конструкція сховищ, властивості бар'єрів, фізико-хімічні процеси, що протікають у системі бар'єрів тощо. При цьому може домінувати будь-який з можливих механізмів переносу, що дозволяє для опису міграції використовувати спрощені моделі, що враховують найважливіші фізико-хімічні процеси і параметри, які впливають на вихід радіонуклідів із сховища.

Такий підхід використовується у пакеті програм Waste Safety Assessment (WSA) DUST/GWSCREEN для проведення чисельних оцінок безпеки приповерхневих сховищ, включаючи кількісні розрахунки профілю міграції радіонуклідів, максимальні забруднення в ґрунті і ґрунтових водах, а також оцінку доз за рахунок проникнення радіонуклідів у водоносні горизонти [3–6].

На територіях ПЗРВ службою дозиметричного контролю організується моніторинг стану сховищ РАВ, що включає контроль концентрації радіонуклідів у ґрунтових водах та доз на поверхні ґрунту. Для наочного відображення даних моніторингу з метою спрощення аналізу динаміки зміни концентрацій та виявлення випадків перевищення допустимих значень на ПЗРВ створюються локальні обчислювальні системи з розрахунком на інтеграцію у систему «РадЕко».

Дану публікацію присвячено розробці спеціалізованих засобів моделювання на базі пакету моделей WSA для створення автоматизованого робочого місця (АРМ) інженера-дозиметриста ДМСК «Радон» як одного з компонентів локальної обчислювальної системи ПЗРВ.

Враховуючи можливість негативного впливу ПЗРВ на людину та навколишнє природне середовище, на його території організується та проводиться моніторинг, основною метою якого запобігання забрудненню території зони спостереження внаслідок аварій на ПЗРВ або інших причин.

Однією з найважливіших задач моніторингу є прогнозування радіаційного стану підземної гідросфери в умовах різних сценаріїв експлуатації ПЗРВ і розвитку техногенних процесів. При цьому основним методом відслідковування міграції радіонуклідів з підземними водами є відбір і лабораторне дослідження проб води із свердловин.

На рисунку 1 представлено план території типового ПЗРВ, на якому зображено існуючі споруди та контрольні свердловини (1Н-10Н), з яких здійснюється відбір проб ґрунтових вод.

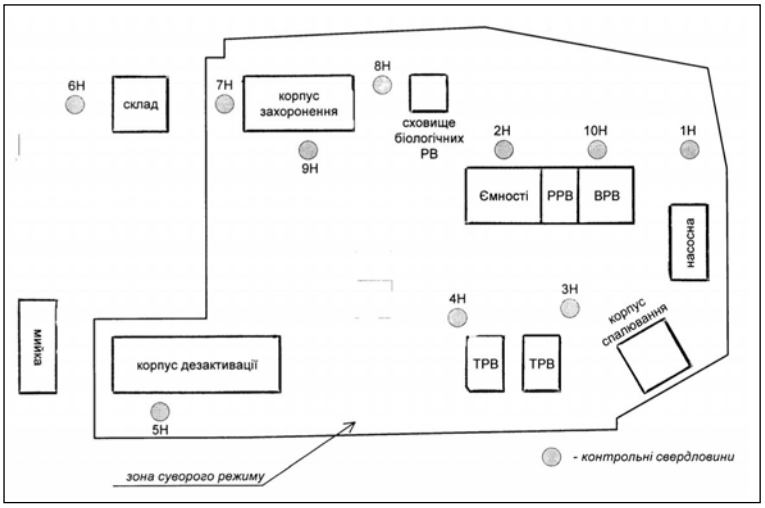


Рис. 1. План території типового ПЗРВ

В залежності від типу спостережуваного об'єкту та його можливого впливу на навколишнє природне середовище може змінюватись перелік контрольованих характеристик. Інженер-дозиметрист в контрольних свердловинах періодично здійснює відбір проб, які аналізують в лабораторії на наявність відповідного набору радіонуклідів, після чого він же вводить результати аналізів у базу даних. Якщо активність в якійсь із контрольних свердловин перевищує задані граничні значення, інженер-дозиметрист має оцінити ймовірність забруднення територій навколо санітарної зони сховища і можливі наслідки цього забруднення. На основі отриманих оцінок будуть прийняті рішення щодо заходів зі зменшення виходу радіонуклідів із сховища. Тому, окрім введення даних і перегляду даних моніторингу стану сховища, інженер-дозиметрист повинен мати змогу застосовувати відповідні засоби моделювання для оцінки ймовірності такого забруднення та його наслідків. За результатами моделювання відповідальні особи приймають рішення щодо контрзаходів у випадку аварійних ситуації. Загальну схему системи наведено на рисунку 2.

Центральне сховище інформації системи «РадЕко» містить усі дані, необхідні для роботи, включаючи дані з усіх ПЗРВ щодо поводження з РАВ. До складу локальних обчислювальних систем кожного ПЗРВ входять локальні бази даних (БД), призначені для зберігання інформації, що має відношення до певного ПЗРВ. Інформація з локальних баз даних періодично передається до центрального сховища засобами синхронізації даних. АРМ інженера-дозиметриста входить до складу локальної обчислювальної системи ПЗРВ.

ЗАГАЛЬНА СХЕМА СИСТЕМИ

Рис. 2. Схема функціональної структури

АРМ інженера-дозиметриста призначене для автоматизації таких функцій:

- введення у базу даних результатів аналізу проб ґрунтових вод (концентрацій контрольних радіонуклідів) на певну дату для всіх контрольних свердловин і всіх радіонуклідів;
- побудова таблиць і графіків концентрацій радіонуклідів в ґрунтових водах для спостереження за динамікою зміни концентрацій;
- доступ до даних, необхідних для створення моделей сховищ (дані щодо конструкції сховищ, характеристик відходів, властивостей радіонуклідів, гідрології майданчика тощо);
- автоматизація процесу моделювання задач, пов'язаних з оцінкою безпеки сховищ РАВ, за допомогою пакету моделей DUST/GWSCREEN.

Як зазначалося вище, інженер-дозиметрист відбирає з контрольних свердловин проби ґрунтових вод, які аналізуються на наявність контрольних радіонуклідів. Після цього інженер-дозиметрист уводить аналітичні дані безпосередньо в комп'ютер, без застосування паперових документів, а також створює таблиці моніторингу, які містять значення концентрацій окремо для кожного контрольного радіонукліда за певний період часу. На графіках, побудованих на основі цих таблиць, відображується допустима концентрація відповідного радіонукліда, що дає змогу легко виявляти випадки перевищення допустимих концентрацій. Значення допустимих концентрацій для кожного радіонукліда разом з іншими властивостями радіонуклідів знаходяться в БД.

Локальні обчислювальні системи ПЗРВ переважно складаються із звичайних офісних персональних комп’ютерів (ПК) під керуванням операційної системи Microsoft Windows, з'єднаних мережею Ethernet. Програмне забезпечення АРМ інженера-дозиметриста не вимагає будь-якого спеціального програмного або технічного забезпечення, оскільки АРМ створюватиметься на основі компонентів готових локальних обчислювальних систем ПЗРВ. Тому основними вимогами до АРМ інженера-дозиметриста будуть такі:

- можливість інтеграції в систему «РадЕко»;
- робота під керуванням ОС Windows на звичайних офісних ПК;
- автоматизація введення та контролю даних моніторингу з виділенням значень, що перевищують гранично допустимі концентрації;
- прозорий доступ до даних про ПЗРВ для проведення розрахунків;
- підтримка засобів моделювання на основі пакету моделей DUST/GWSCREEN;

– підтримка засобів експорту даних до програм роботи з електронними таблицями та графіками (як мінімум, до програми Microsoft Excel);
– зручний інтерфейс, розрахований на роботу непідготовленого користувача.

Для вирішення питань інформаційного забезпечення необхідно мати такий перелік первинних та вихідних даних:
– дані виміру концентрацій радіонуклідів в ґрунтових водах;
– вхідні дані для моделей сховищ.

Вхідні дані для моделей сховищ являють собою вхідні дані для моделей DUST і GWSCREEN, їх отримує інженер-дозиметрист шляхом допоміжних розрахунків на основі даних про ПЗРВ, одержаних з БД. Дані про ПЗРВ включають:
– загальні дані про ПЗРВ;
– дані про властивості радіонуклідів;
– дані про конструкцію сховищ ПЗРВ;
– дані про відходи;
– дані про контрольні свердловини;
– гідрологічні дані.

Вихідні дані являють собою результати моніторингу активності відходів і поділяються на дві групи:
– таблиці концентрації радіонуклідів в ґрунтових водах;
– вихідні дані моделей DUST і GWSCREEN (таблиці концентрацій та потоків активності, таблиці доз тощо).

Інформаційне забезпечення АРМ інженера-дозиметриста складається з:
– таблиць концентрацій радіонуклідів в ґрунтових водах;
– загальних даних про ПЗРВ;
– даних про властивості радіонуклідів;
– даних про конструкцію сховищ ПЗРВ;
– даних про відходи, включаючи активність радіонуклідів;
– даних про контрольні свердловини;
– гідрологічних даних;
– вхідних даних для моделі кінцевих різниць DUST;
– вхідних даних для багатокоміркової моделі DUST;
– вхідних даних для моделі GWSCREEN;
– таблиць концентрацій активності;
– таблиць потоку активності;
– таблиць виходу активності;
– таблиць доз.

Усі дані, що стосуються ПЗРВ та моніторингу активності, зберігаються у БД системи. До цих даних відносяться таблиці концентрації радіонуклідів в ґрунтових водах, загальні дані про ПЗРВ, властивості радіонуклідів, конструкцію сховищ, відходи, контрольні свердловини та гідрологічні дані.

Дані кожного ПЗРВ зберігаються у локальній БД відповідного ПЗРВ та в центральному сховищі інформації системи «РадЕко», де зберігається вся інформація. Інформаційне сховище системи «РадЕко» періодично поповнюється новими даними з локальних баз даних кожного ПЗРВ. В основному до інформаційного сховища «РадЕко» передаються дані моніторингу стану кожного ПЗРВ, хоча можливі і зміни інших даних (наприклад, про конструкцію сховищ). Зміна даних, що стосуються окремого ПЗРВ, відбувається тільки за допомогою відповідних засобів локальної обчислювальної системи цього ПЗРВ, тоді як решта користувачів інформаційного сховища «РадЕко» можуть здійснювати тільки перегляд даних про ПЗРВ, без можливості їх зміни. Це дозволяє забезпечити цілісність даних з одночасним наданням можливості вільного користування даними у всій системі.

Серед додаткових переваг схеми локальна БД та центральне сховище інформації слід зазначити такі:
– збільшення швидкості доступу та обробки даних в локальних обчислювальних системах ПЗРВ за рахунок того, що доступ до даних здійснюється через локальну мережу;

– можливість використання як локального сервера БД відносно недорогого комп'ютера завдяки відносно невеликій кількості даних у локальній БД;
– можливість гнучкого розподілення даних по різним БД, коли на місцях знаходяться тільки оперативні дані, а решта можуть бути завантажені з або до центральної БД;
– можливість застосування засобів резервного копіювання даних системи «РадЕко», що спрощує організацію локальних обчислювальних систем ПЗРВ.

Вхідні та вихідні дані моделювання зберігаються у вигляді файлів безпосередньо на робочих місцях інженера-дозиметриста. Ці дані не становлять інтерес для системи в цілому, оскільки призначені в основному для інженера-дозиметриста. При необхідності, інженер-дозиметрист може представити результати моделювання іншим співробітникам ПЗРВ як вхідної інформації для подальшого аналізу або розрахунків, але ці дані не виходять за межі локальної обчислювальної мережі ПЗРВ.

Концептуальну схему БД локальної обчислювальної системи ПЗРВ наведено на рисунку 3.

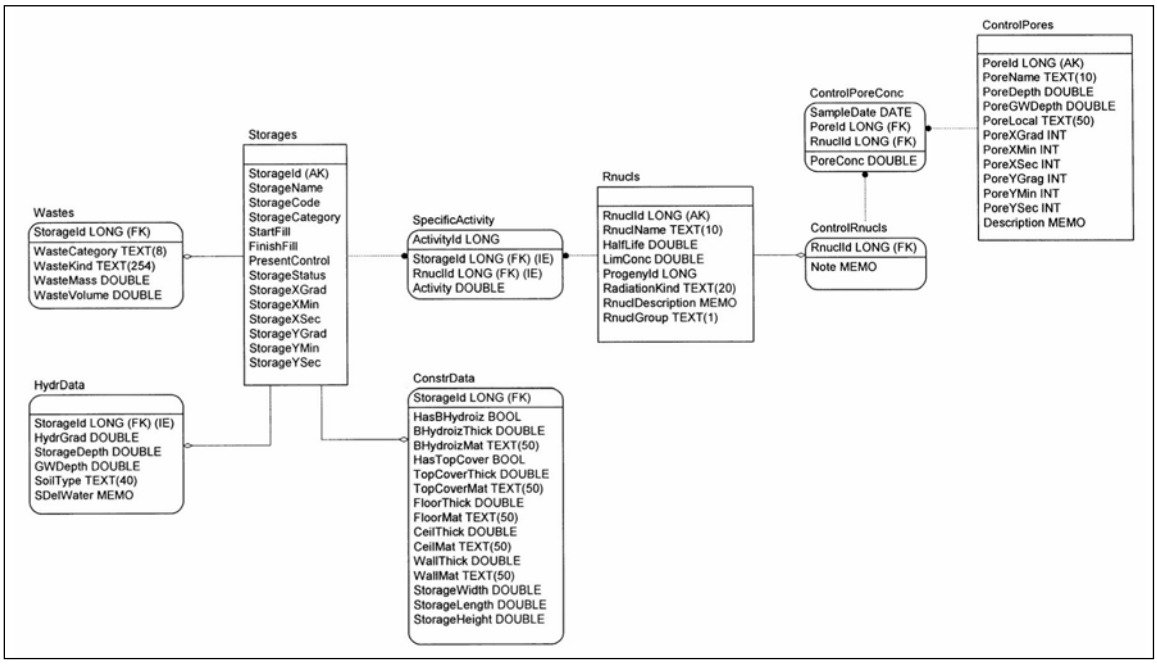


Рис. 3. Концептуальна схема бази даних локальної обчислювальної системи ПЗРВ

У таблиці 1 наведено стислі описи полів локальної бази даних.

Таблиця 1. Поля локальної бази даних

Назва поля	Опис
Storages	Загальні дані про сховища ПЗРВ
Wastes	Дані про вміст відходів для кожного сховища
SpecificActivity	Дані про питому активність радіонуклідів в кожному сховищі
HydrData	Гідрологічні дані кожного сховища
ConstrData	Дані про конструкцію кожного сховища
ControlPores	Дані про контрольні свердловини ПЗРВ
Rnucls	Дані про радіонукліди
ControlRnucls	Перелік контрольних радіонуклідів
ControlPoreConc	Дані моніторингу концентрації контрольних радіонуклідів в пробах грунтових вод з контрольних свердловин

Фізична структура БД майже ідентична логічній структурі, за винятком деяких додаткових таблиць, що використовуються для синхронізації даних. Фізична структура БД наведена на рисунку 4.

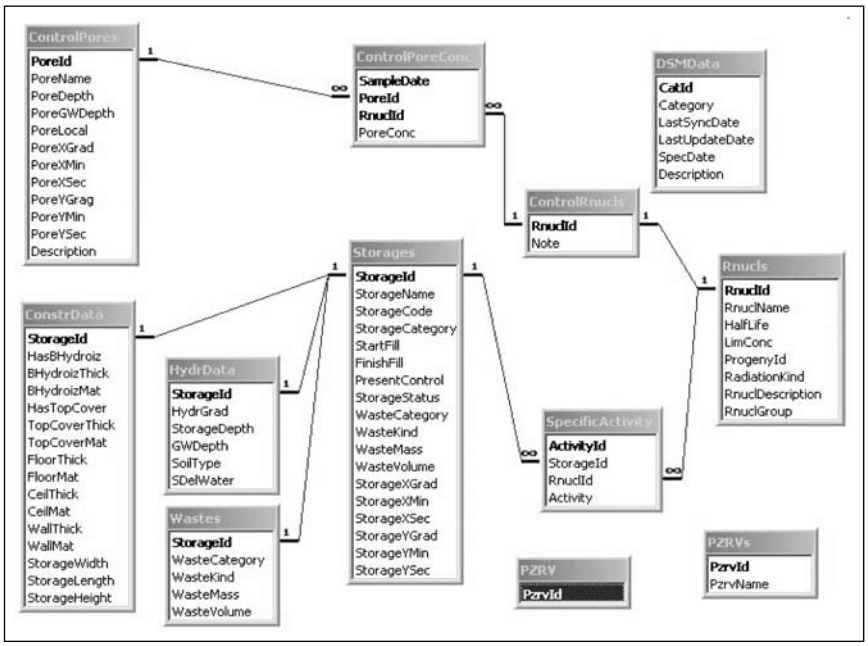


Рис. 4. Фізична структура бази даних

Структуру даних моделювання для моделей DUST і GWSCREEN наведено відповідно на рисунках 5 і 6.

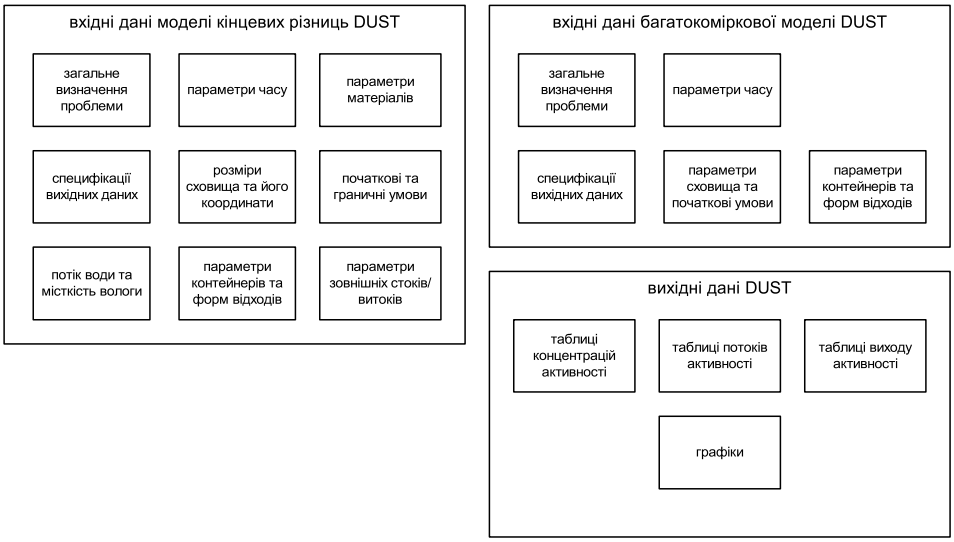


Рис. 5. Структура даних моделювання для моделі DUST

Опис полів таблиць з даними моделювання в даній статті не наводиться. За додатковою інформацією можна звернутись до документації до програми WSA [5].

Опис атрибутів таблиць БД системи наведено у таблицях 2–10.

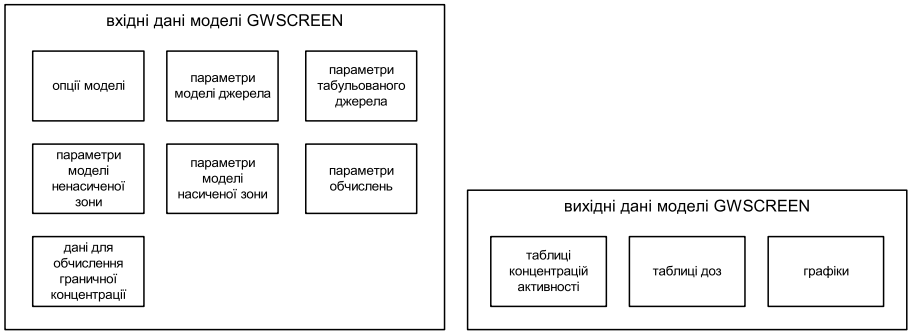


Рис. 6. Структура даних моделювання для моделі GWSCREEN

Таблиця 2. Атрибути таблиці Wastes (Відходи)

Назва атрибуту	Опис	Тип даних
StorageId	ідентифікатор сховища	ціле
WasteCategory	категорія відходів	текст (8)
WasteKind	тип відходів	текст (254)
WasteMass	маса відходів, кг	подвійне
WasteVolume	об'єм відходів, $м^3$	подвійне

Таблиця 3. Атрибути таблиці Storages (Сховища)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
StorageId	ідентифікатор сховища	ціле
StorageName	назва сховища	текст (30)
StorageCode	код сховища	текст (10)
StorageCategory	категорія сховища	текст (5)
StartFill	дата початку заповнення сховища	дата
FinishFill	дата кінця заповнення сховища	дата
PresentControl	наявність контролю за станом сховища	мемо
StorageStatus	статус сховища	текст (50)
StorageXGrad	х-координата сховища (градуси-хвилини-секунди)	ціле
StorageXMin		ціле
StorageXSec		ціле
StorageYGrad	у-координата сховища (градуси-хвилини-секунди)	ціле
StorageYMin		ціле
StorageYSec		ціле

Таблиця 4. Атрибути таблиці SpecificActivity (Питома активність)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
ActivityId	ідентифікатор питомої активності	ціле
StorageId	ідентифікатор сховища	ціле
RnuclId	ідентифікатор радіонукліда	ціле
Activity	активність відповідного радіонукліда, Бк	подвійне

Таблиця 5. Атрибути таблиці HydrData (Гідрологічні дані)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
StorageId	ідентифікатор сховища	ціле
HydrGrad	гідравлічний нахил, м/км	подвійне
StorageDepth	глибина сховища, м	подвійне
GWDepth	глибина залягання ґрунтових вод, м	подвійне
SoilType	тип ґрунту	текст (40)
SDelWater	наявність системи видалення поверхневих та ґрунтових вод	мемо

Таблиця 6. Атрибути таблиці ConstrData (Конструкційні дані)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
StorageId	ідентифікатор сховища	ціле
HasBHydroiz	наявність гідроізоляції основи	двійкове
BHydroizThick	товщина гідроізоляції основи, м	подвійне
BHydroizMat	матеріал гідроізоляції основи	текст (50)
HasTopCover	наявність верхнього перекриття	двійкове
TopCoverThick	товщина верхнього перекриття, м	подвійне
TopCoverMat	матеріал верхнього перекриття	текст (50)
FloorThick	товщина підлоги, м	подвійне
FloorMat	матеріал підлоги	текст (50)
CeilThick	товщина стелі, м	подвійне
CeilMat	матеріал стелі	текст (50)
WallThick	товщина стін, м	подвійне
WallMat	матеріал стін	текст (50)
StorageWidth	ширина сховища, м	подвійне
StorageLength	довжина сховища, м	подвійне
StorageHeight	висота сховища, м	подвійне

Таблиця 7. Атрибути таблиці RNucls (Дані про радіонукліди)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
RnuclId	ідентифікатор радіонукліда	ціле
RnuclName	назва радіонукліда	текст (10)
HalfLife	період напіврозпаду, років	подвійне
LimConc	допустима концентрація, Бк/дм^3	подвійне
ProgenyId	ідентифікатор дочірнього радіонукліда	ціле
RadiationKind	вид випромінювання	текст (20)
RnuclDescription	опис радіонукліда	мемо
RnuclGroup	група радіонукліда	текст (1)

Таблиця 8. Атрибути таблиці ControlRNucls (Перелік контрольних радіонуклідів)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
RnuclId	ідентифікатор радіонукліда	ціле
Note	примітка	мемо

Таблиця 9. Атрибути таблиці ControlPores (Дані про контрольні свердловини ПЗРВ)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
PoreId	ідентифікатор контрольної свердловини	ціле
PoreName	назва контрольної свердловини	текст (10)
PoreDepth	глибина контрольної свердловини, м	подвійне
PoreGWDepth	глибина залягання ґрунтових вод, м	подвійне
PoreLocal	розташування контрольної свердловини	текст (50)
PoreXGrad	х-координата контрольної свердловини (градуси-хвилини-секунди)	ціле
PoreXMin		ціле
PoreXSec		ціле
PoreYGrad	у-координата контрольної свердловини (градуси-хвилини-секунди)	ціле
PoreYMin		ціле
PoreYSec		ціле
Description	опис контрольної свердловини	мемо

Таблиця 10. Дані для моніторингу концентрації контрольних радіонуклідів у пробах ґрунтових вод із контрольних свердловин (ControlPoreConc)

Назва атрибута	Опис	Тип даних
SampleDate	дата відбору проб	дата
PoreId	ідентифікатор контрольної свердловини	ціле
RNuclId	ідентифікатор контрольного радіонукліда	ціле
PoreConc	концентрація радіонукліда, Бк/дм^3	подвійне

Розробка АРМ інженера-дозиметриста є достатньо складним процесом. В даній роботі вирішено питання обробки даних моніторингу концентрацій радіонуклідів в ґрунтових водах та доступу до даних визначення параметрів моделей сховищ. Докладено максимальних зусиль для наочного відображення даних моніторингу з метою спрощення аналізу динаміки зміни концентрацій та виявлення випадків перевищення допустимих значень. В той же час, розробка більш ефективних спеціалізованих засобів моделювання на базі пакету моделей DUST/GWSCREEN потребує додаткових досліджень, що звичайно, не дозволяє говорити про можливість впровадження програмних засобів АРМ інженера-дозиметриста в експлуатацію. Крім цього, не розглядаються питання моніторингу доз, що необхідно для контролю стану територій ПЗРВ [7]. В контрольних свердловинах деяких ПЗРВ встановлено датчики активності радіонуклідів, що позбавляє необхідності в ручному пробовідборі. Дві вищеназвані функції не є основними в тому розумінні, що вони не впливають на архітектуру програмних засобів АРМ, але є необхідними для створення повноцінного робочого місця інженера-дозиметриста. Проведена робота дозволила створити основу програмного забезпечення АРМ інженера-дозиметриста та визначити основні задачі, над вирішенням яких слід працювати для отримання повнофункціонального робочого місця, обладнаного відповідними програмними та технічними засобами. Серед додаткових функцій, які повинні бути реалізованими, можна назвати такі:

- автоматизація процесу збору даних моніторингу концентрацій, а надалі, можливо, і даних моніторингу доз;
- автоматизація процесу створення моделей сховищ та аналізу результатів моделювання;
- підтримка інтерфейсу для підключення додаткових інструментів аналізу даних та прогнозування.

На сьогоднішній день в ОТС «МНС-Інформ» не прийнято остаточне рішення про механізм обміну даними між підсистемами, тому вирішення цього питання на рівні

системи «РадЕко» носить проміжний характер. Надалі, з остаточним вирішенням проблеми взаємозв'язків на рівні ОТС «МНС-Інформ», буде розроблено відповідне технічне рішення на рівні системи «РадЕко» [2]. Відповідно до змін в організації систем можуть знадобитися зміни в організації програмних та/або технічних засобів АРМ інженера-дозиметриста, але навряд чи ці зміни будуть принциповими. Розробка ОТС «МНС-Інформ» триває і по сьогоднішній день, підвищується якість та функціональність системи, що дає надію на те, що в найближчому майбутньому уряд України у своїй роботі буде спиратись на сучасні потужні інформаційні системи, призначенням яких є автоматизація рутинної роботи з метою визволення інтелектуальних ресурсів людини для творчості та побудови концепцій.

1. 24088287. РадЕко. І3.03.2. Система інформаційної підтримки діяльності УРЗН РадЕко (2 черга). Керівництво користувача. К., 1998.
2. 24088287. РадЕко.ПД.2. Система інформаційної підтримки діяльності УРЗН РадЕко (2 черга). Загальний опис. К., 1998.
3. Sullivan. Disposal units source term (DUST) data input guide. // NUREG/CR-6041, BHL-NUREG-52375. — 1993.
4. Rood A.S. GWSCREEN: A Semi-Analytical Model for Assessment of the Groundwater Pathway from Surface of Buried Contamination. Theory and Users Manual. Version 2.5. INEEL/EXT-98-00750. 5 — 52. — 1999.
5. Звіт про НДР «Адаптація та запровадження пакету розрахункових програм для оцінки безпеки при поводженні з РАВ» за договором № 13/204н-98 (заключний). — ДНЦ РНС. К.: 2000. 189 с.
6. Злобенко Б.П., Кучковський В.П., Спасова Л.В., Проскура М.І. Адаптація та запровадження пакету розрахункових програм для оцінки безпеки при поводженні з РАВ. Зб. наук. праць ІГНС НАН України. — Геохімія та екологія. — 2004. — №10. — С.56–62.
7. Отчет о выполнении проектно-изыскательских работ по организации мониторинга окружающей среды (воздух – грунт – вода) и определению целостности хранилищ отходов предприятия «Радон» в г. Киеве. — Гидромониторинг. — К.: 1995.

Злобенко Б.П., Кучковский В.П., Спасова Л.В. ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ПАКЕТА МОДЕЛЕЙ WSA ДЛЯ СОЗДАНИЯ АВТОМАТИЗОВАННОГО РАБОЧЕГО МЕСТА ИНЖЕНЕРА-ДОЗИМЕТРИСТА ГМСК «РАДОН»

В статье рассмотрена возможность применения специализированных средств моделирования на базе пакета моделей WSA для создания автоматизированного рабочего места инженера-дозиметриста. Автоматизированное рабочее место инженера-дозиметриста спецкомбината «РАДОН» рассчитано на работу в составе локальной вычислительной системы хранилища, интегрированной в систему информационной поддержки деятельности МЧС Украины «МЧС-Информ». Модуль программы WSA был разработан в Институте геохимии окружающей среды. Проведенная работа является основой для создания полнофункционального рабочего места инженера-дозиметриста, оборудованного соответствующими программными и техническими средствами.

Zlobenko B.P., Kuchkovskij V.P., Spasova L.V. APPLICATION OF WSA PACKAGE OF MODELS FOR A DOSIMETRIST'S WORKSTATION AT RADIOACTIVE WASTE STORAGE "RADON"

Ways of application of special simulars based on WSA package of models for creation of a dosimetrist's workstation are discussed. A dosimetrist's workstation at radioactive waste storage "Radon" is designed for work within the local computer system of the storage, which is integrated into the information support system of activities of ME of Ukraine "ME-Inform". The WSA unit was worked out at Institute of Environmental Geochemistry. This work is the basis for creation of a full-function dosimetrist's workstation equipped with relevant software and technical means.

УДК 621.039.75

Шевцов К.М., Яценко О.Н., Мурзина Т.А.
Государственное предприятие «Государственный научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности» (ГНТЦ ЯРБ)

МЕХАНИЗМЫ МЕЖДУНАРОДНОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ ЗАЩИТЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ПРИ ОБРАЩЕНИИ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ

Глобальный характер экологической безопасности обеспечивается целым рядом имеющихся в настоящее время международных договорно-правовых документов. В статье рассмотрены механизмы поддержания высокого уровня безопасности во всемирном масштабе при обращении с отработавшим топливом и радиоактивными отходами путем укрепления национальной законодательной базы и международного сотрудничества. В частности рассматривается «Объединенная конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами» (МАГАТЭ, 1997 г.), а также выполнение Украиной норм и требований Объединенной конвенции.

Введение

По данным Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) на сегодняшний день в мире накоплено более 185 тыс. тонн облученного ядерного топлива. По прогнозам к концу 2010 г. эти запасы достигнут 220 тыс. тонн. Известно, что разработка эффективных и безопасных для окружающей среды технологий переработки отработавшего ядерного топлива в настоящее время является одной из главных международных проблем в области ядерной и экологической безопасности. Они требуют достаточно больших финансовых и человеческих ресурсов, и тем не менее, не решают главной задачи, т.е. не могут гарантировать безопасности захоронения радиоактивных отходов на долговременную перспективу. В связи с этим возникает множество экологических, политических, правовых, организационно-правовых и экономико-правовых вопросов, требующих научного, законодательного, инженерно-технологического анализа и решения.

Виды международных правовых механизмов и их роль в обеспечении экологической безопасности

Очевидно, что предпосылкой обеспечения экологической безопасности является формирование политики в области экологии. Однако политические положения остаются нереализованными, если не сформированы соответствующие механизмы, обеспечивающие перевод принципов политики в правовые нормы. С этой точки зрения закон является обслуживающим инструментом политики, придавая ей конкретность и определенную степень постоянства через соответствующее законодательство.

В свою очередь, законодательно-правовые документы являются рамочной структурой, которая полезна только в том случае, если разработаны механизмы выполнения законодательных норм, включая меры принуждения. Последнее зависит от политического и социального контекста, в котором законы реализуются, и если конвенции, соглашения либо другие правовые инструменты, не будут поддержаны, например, национальными правительствами (через механизмы ратификации) а также международной общественностью, то они, вероятно, останутся неэффективными. Так как природа не признает государственных и административных границ, то усилия одного или нескольких государств, даже закрепленные в двухсторонних соглашениях, не смогут предотвратить экологического кризиса и дать какие-либо ощутимые результаты в данной области в случае крупных трансграничных аварий.

Роль международного законодательства в экологической области, как и во многих других, является двойной. Во-первых, необходимо создать нормы и правила, которые являются основанием для контроля безопасности и предотвращения нарушений по отношению к окружающей среде и здоровью населения; во-вторых, предложить меры и

условия выхода из ситуации, в которой нарушение произошло, несмотря на существующие нормы и правила.

В современном понимании принципы международных механизмов сотрудничества в области охраны окружающей среды были изложены в «Декларации по окружающей среде и развитию» в июне 1992 года в Рио-де-Жанейро (Бразилия). Подтверждая положения «Декларации Конференции ООН по проблемам окружающей среды», принятой в Стокгольме 16 июня 1972 г. [1], «Декларация...» 1992 года преследует цель дальнейшего развития и установления нового, справедливого глобального партнерства путем создания новых уровней сотрудничества между государствами, ключевыми секторами общества и людьми. Это способствует заключению международных соглашений, обеспечивающих уважение интересов всех и защиту целостности глобальной системы окружающей среды и ее развития.

До упомянутой Стокгольмской Конференции, международная деятельность в области окружающей среды была достаточно ограниченной. Однако согласно UNEP , с тех пор было разработано более 500 международных конвенций и других соглашений, связанных с окружающей средой; и более чем 300 многосторонних экологических соглашений (Multilateral Environmental Agreements). Сегодня правительства стран обязаны принимать во внимание более 65 глобальных и региональных экологических конвенций и соглашений. В этом контексте особенно стоит отметить следующие принципы международного экологического законодательства:

- во-первых, государства обязаны делать адекватные шаги для управления и регулирования источников серьезного глобального экологического загрязнения или трансграничного ущерба в пределах их территории или подлежащих их юрисдикции;
- во-вторых, государства обязаны сотрудничать друг с другом в смягчении экологических рисков.

Далее важно отметить еще два принципа. Первый принцип («загрязнитель платит») состоит в том, чтобы пострадавшая сторона получила компенсацию за нанесенный ей ущерб, вследствие загрязнения окружающей среды, причиненного в результате деятельности других стран в пределах их юрисдикции, или контролирующих окружающую среду в районах, находящихся за пределами действия их юрисдикции. Второй принцип «равного доступа и без дискриминации» заключается в том, чтобы международные проблемы решались в духе взаимного сотрудничества всех стран на основе равноправия.

Глобальный характер экологической безопасности обеспечивается целым рядом существующих в настоящее время международных договорно-правовых документов, имеющих как обязательный характер к исполнению (соглашения и конвенции), так и рекомендательный (кодексы поведения). Последние являются побудительными документами, базирующимися на общем стремлении к достижению высоких уровней безопасности в мире.

Для регулирования взаимодействия государств в области ядерной и радиационной безопасности и снижения уровня напряженности, связанного с использованием атомной энергии, под эгидой Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) был подготовлен и принят путем переговоров целый ряд международных правовых документов как обязательного, так и рекомендательного характера, охватывающих различные аспекты ядерной безопасности.

В документах МАГАТЭ обязательного характера (конвенции, соглашения, договора, протоколы) закреплены правила, обязательные для присоединившихся к ним сторон — как государств, так и международных организаций. Многосторонние соглашения разрабатываются путем официальной процедуры переговоров на международных форумах или в международных органах/организациях. Некоторые соглашения прямо предусматривают некоторый контроль и механизмы применения санкций.

Чернобыльская катастрофа 1986 года, носившая глобальный характер, террористические акты в США, показавшие уязвимость отдельных стран к угрозам, создаваемым, в частности, недостаточным контролем над ядерными материалами и технологиями, уси-

лили интерес отдельных стран к участию в данных соглашениях. Тем не менее, даже соглашения предшествующего десятилетия охватывали рад проблемных вопросов, связанных с риском применения ядерных устройств, включая «Конвенцию об ответственности в области ядерной энергии» (1960) [2] и «Венскую конвенцию о гражданской ответственности за ядерный ущерб» (1963) [3]. В связи с этим, необходимо отметить также «Договор о запрещении ядерных испытаний в атмосфере, открытом космосе и под водой» (Treaty Banning Nuclear Weapon Tests in the Atmosphere, in the Outer Space and Under Water). (1963). В «Венской Конвенции по физической защите ядерного материала» (1980) была сделана первая попытка установить стандарты защиты ядерного материала от многих угроз, включая ядерный терроризм (вступила в силу в 1987 г.) [4].

После Чернобыльской катастрофы, последствия которой ощущались в глобальном масштабе, сразу же были приняты две Конвенции — «Конвенция об оперативном оповещении о ядерной аварии» (1986) [5] и «Конвенция об оказании помощи в случае ядерной аварии или радиационной аварийной ситуации» (1986) [6], предусматривавшие широкое международное сотрудничество при наступлении таких событий.

Впоследствии были приняты «Конвенция о ядерной безопасности» (1994) [7] и «Объединенная конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами» (1997) [8], а также ряд других соглашений, обеспечивающих ядерную безопасность на международном уровне. К ним относятся, к примеру, «Правила безопасной перевозки радиоактивных материалов. Требования безопасности (Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material. Safety Requirements (1996, пересмотрены в 2003 г.).

В международных документах — «Конвенция о ядерной безопасности» и «Объединенная конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами» — предусматривается процедура международного контроля. В них предписывается подача на рассмотрение МАГАТЭ национальных докладов (с периодичностью один раз в три года), а также представление итогового доклада, в котором освещены все вопросы и выводы о проделанной работе. «Конвенция о физической защите ядерного материала» предусматривает рассмотрение вопросов о выполнении Конвенции путем участия стран-участников в конференции и подготовку соответствующего итогового протокола раз в пять лет, остальные конвенции — непроцедурные.

В последнее время, помимо вышеуказанных документов, все чаще используют менее формальные нормативные документы, главным образом, *необязательного* характера:

- *односторонние заявления* (обязательного и необязательного характера);
- *руководящие принципы и нормы* (необязательного характера);
- *резолюции* (необязательного характера);
- *политические заявления* (носят необязательный характер, но могут влиять на законодательные и административные решения внутри страны);
- *кодексы поведения* (необязательного характера).

И хотя нормы, указанные в документах, являются рекомендательными, они стали важным средством согласования международных подходов к вопросам безопасности; национальное законодательство в значительной мере совместимо с указанными нормами и часто разрабатывается с учетом этих норм.

В рамках МАГАТЭ были согласованы три Кодекса поведения, которые представляют собой документы необязательного характера, подготовленные государствами-членами для того, чтобы они служили для них руководящими материалами при разработке и согласовании политики, законов и регулирующих положений в области ядерной безопасности:

- Кодекс практики в области международного трансграничного перемещения радиоактивных отходов от 21.09.1990 г. [9];
- Кодекс поведения по обеспечению безопасности и сохранности радиоактивных источников от 08.09.2003 г. [10];

- Кодекс поведения по безопасности исследовательских реакторов от 08.03.04 г. [11].

При разработке национальной «регулирующей пирамиды», начиная от законов Украины «Об использовании ядерной энергии и радиационной безопасности» [12], «Об обращении с радиоактивными отходами» [13] и заканчивая отдельными вопросами обеспечения безопасности при захоронении РАО в геологических хранилищах [14], необходимо учитывать международные нормы и необходимость гармонизации национальных и международных норм ядерной безопасности.

Показательным примером реализации механизма международного мониторинга по обеспечению охраны окружающей среды в области ядерной безопасности является «Объединенная Конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами», 1997 года.

«Государственный научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности» (ГНТЦ ЯРБ) принимал активное участие в подготовке Национальных докладов о выполнении Украиной обязательств, которые вытекают из «Объединенной Конвенции о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами» [16] и в совещаниях Договаривающихся сторон по рассмотрению этих докладов.

Объединенная конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами от 05.09.1997 г.

Важным шагом в международном надзоре за ядерной безопасностью, предпринятым МАГАТЭ, стала разработка «Объединенной конвенции о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами». Это первый международный правовой документ, непосредственно посвященный безопасности обращения с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами. Она была принята 5 сентября 1997 г. и вступила в силу 18 июня 2001 г. От имени Украины подписана 27 сентября 1997 г. и вступила в силу 18 июня 2001 г.

Эта Объединенная конвенция по существу является побудительным документом. Она не ставит целью обеспечить выполнение обязательств путем применения контроля и санкций и базируется на общей решимости устанавливать, шире применять в национальной практике высокие уровни безопасности путем проведения регулярных совещаний Договаривающихся сторон. Объединенная конвенция определяет обязательства Договаривающихся сторон в отношении обеспечения безопасности обращения с отработавшим топливом, образующимся в результате эксплуатации ядерных установок, используемых в мирных целях, и безопасности обращения с радиоактивными отходами в тех случаях, когда радиоактивные отходы образуются в результате гражданской деятельности.

Положения Объединенной конвенции обязывают Договаривающиеся стороны принимать соответствующие меры для обеспечения минимизации образования радиоактивных отходов, связанных с обращением с отработавшим топливом (насколько это практически достижимо в соответствии с политикой, принятой в области топливного цикла). Для эффективной защиты отдельных лиц, общества в целом и окружающей среды разрабатываются пути применения на национальном уровне соответствующих методов защиты, утвержденных регулирующим органом в рамках национального законодательства.

Объединенная конвенция является необходимым элементом системы международного ядерного законодательства в части безопасного обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами и может служить основой для разработки национальных нормативных правовых актов, регламентирующих вопросы обеспечения безопасности при обращении с радиоактивными отходами.

Со времени вступления в силу Объединенной конвенции, состоялось Подготовительное совещание (10–12 декабря 2001 года) и три совещания по рассмотрению (3–14 ноября 2003 года, 15–24 мая 2006 года, 11–20 мая 2009 года). На Совещаниях был отмечен умеренный рост числа Договаривающихся сторон (Рис. 1).

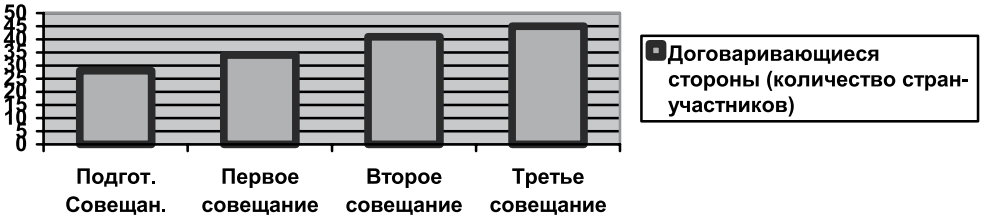


Рис.1. Динамика роста количества Договаривающихся сторон (стран-участников)

Планируется, что Четвертое Совещание договаривающихся сторон по рассмотрению, которое состоится в мае 2012 года, внесет дальнейший вклад в достижение и поддержание высокого уровня безопасности в области обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами во всем мире. Для выполнения этой цели странам следует включить следующие вопросы:

– разработка всеобъемлющей регулирующей основы;
– действительная независимость регулирующего органа;
– осуществление стратегий с четко определенными границами;
– финансирование для обеспечения надлежащего обращения с отходами;
– обучение и набор компетентных сотрудников;
– геологические хранилища для высокоактивных отходов.

Цель и структура Объединенной конвенции

Основными целями Объединенной конвенции являются: достижение и поддержание высокого уровня безопасности обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами путем укрепления национальных мер и международного сотрудничества; обеспечение эффективных средств защиты от потенциальной опасности на всех стадиях обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами для защиты отдельных лиц, общества в целом и окружающей среды от вредного воздействия ионизирующих излучений в настоящее время и в будущем; предотвращение аварий с радиологическими последствиями и смягчение этих последствий в том случае, если они произойдут на любой стадии обращения с отработавшим топливом или радиоактивными отходами.

Объединенная конвенция разработана таким образом, чтобы затронуть все вопросы, касающиеся безопасности обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами. Она включает общие требования к безопасности (каждая Договаривающаяся сторона в рамках своего национального законодательства принимает законодательные, регулирующие и административные меры необходимые для осуществления своих обязательств, вытекающих из Объединенной конвенции). К ним следует отнести:

- составление перечня существующих установок для безопасного обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами;
- проектирование новых предполагаемых установок и выбор площадок для их сооружения;
- оценка безопасности в процессе эксплуатации установок и обеспечение безопасности снятия с эксплуатации ядерной установки;
- соблюдение радиационной защиты, аварийные мероприятия в период эксплуатации;
- разработка обязательных положений, в которых оговариваются условия трансграничного перемещения радиоактивно опасных материалов;
- меры по обеспечению безопасного владения, переработки или захоронения изъятых из употребления закрытых источников.

С юридической стороны в Объединенной конвенции рассмотрены общие положения, касающиеся подготовки и проведения совещаний по рассмотрению, представлению докладов, разрешению разногласий, внесению поправок, и др.

Соблюдение Объединенной конвенции. Механизм международного контроля.

Объединенная конвенция обязывает участников подготавливать доклады о выполнении своих обязательств и представлять эти документы для «независимого авторитетного рассмотрения» всеми странами в рамках проводимых каждые три года совещаний Договаривающихся сторон.

Структура национальных докладов

Национальные доклады готовятся в соответствии с требованиями Руководящих принципов относительно формы и структуры национальных докладов INFCIRC/604/Rev1 [15]. Каждая Договаривающаяся сторона может представлять доклад, имеющий форму, объем и структуру, необходимые, по ее мнению для описания тех мер, которые она принимает для выполнения своих обязательств, вытекающих из Объединенной конвенции, однако, существуют обязательные требования, которых необходимо придерживаться при подготовке доклада:

- каждый доклад должен касаться всех аспектов обязательств, вытекающих из Объединенной конвенции;
- проводить четкое различие между требованиями, установленными в национальных регулирующих положениях (формальное соблюдение) и состоянием выполнения этих положений (фактическое соблюдение);
- вся информация Национальных докладов должна быть четко связана с конкретными статьями конвенции;
- в каждый Национальный доклад должна быть включена глава, содержащая выводы, которые Договаривающаяся сторона сделала из обсуждения ее национального доклада на предыдущем совещании по рассмотрению;
- вся информация, содержащаяся в докладе, должна быть оформлена в соответствии с требованиями INFCIRC/604/Rev1.

В Национальном докладе отражается:

- политика и практика — изложение национальной политики в области обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами, практическая деятельность в этой области;
- сфера применения — позиция Договаривающейся стороны относительно того, является ли переработка частью обращения с радиоактивными отходами, являются ли природные радиоактивные вещества радиоактивными отходами, и др.;
- инвентарные списки и перечни;
- законодательная и регулирующая система — содержится краткое описание законодательной и регулирующей системы, национальных требований безопасности, системы лицензирования, инспектирования, оценки и обеспечения исполнения и распределения обязанностей по вопросам безопасности обращения с отработавшим топливом и обращения с радиоактивными отходами;
- другие положения, касающиеся безопасности — ответственность обладателя лицензии, кадровые и финансовые ресурсы, обеспечение качества, радиационная защита в период эксплуатации, аварийная готовность, снятие с эксплуатации;
- безопасность обращения с отработавшим топливом — общие требования в отношении безопасности, существующие установки, выбор площадок для предлагаемых установок, проектирование и сооружение установок, оценка безопасности установок, эксплуатация установок, захоронение отработавшего топлива;
- безопасность обращения с радиоактивными отходами — общие требования в отношении безопасности, существующие установки, выбор площадок для предлагаемых установок, проектирование и сооружение установок, оценка безопасности установок, эксплуатация установок, меры ведомственного контроля после закрытия установки.

Процедура подачи Национальных докладов на рассмотрение

Согласно управленческим принципам Объединенной конвенции каждая её Сторона должна не позднее, чем за семь месяцев до совещания разместить на специализированной веб-странице Объединенной конвенции свой Национальный доклад о выполнении обязательств по данному документу (для Национальных докладов и предоставления вопросов и замечаний единым установленным языком является английский язык). После ознакомления с их содержанием, Стороны формулируют вопросы к Национальным докладам других стран и отвечают на вопросы, поставленные к их докладу. Не менее, чем за три месяца до совещания, вопросы должны быть представлены в МАГАТЭ, не менее, чем за месяц страны должны направить свои ответы на вопросы, полученные от других стран. На Третьем Совещании Договаривающихся стран к Национальному докладу Украины [16] поступило 100 вопросов от других стран-участников Объединенной конвенции, большинство вопросов сформулированы Австралией (18 вопросов), Францией (13), Канадой (12), Германией (10), Чешской Республикой (9) США (6); в свою очередь Украина предоставила свои вопросы к Национальным докладам многих стран-членов Конвенции, в частности: США, Российской Федерации, Франции, Японии, Словацкой Республике — всего 179 вопросов.

Для более эффективного обсуждения Национальных докладов во время совместных совещаний, Стороны Объединенной конвенции приняли решение проводить рассмотрение по группам стран. На последнем, Третьем Совещании Договаривающихся Сторон было создано 6 групп стран-участниц Объединенной конвенции. Украина вошла в 4-ю группу вместе с Аргентиной, Грецией, Великобританией, Чешской Республикой, Нигерией, Люксембургом и Австралией.

Каждая группа детально рассматривает Национальные доклады своих членов и обсуждает все тематические вопросы, охваченные этими докладами. Такие шаги обеспечивают получение надежной, выверенной информации о положении дел в каждой стране-участнике Объединенной конвенции, независимое определение проблемных и нерешенных вопросов для определенной страны и обобщение по группам стран (может оказаться, что проблема носит более общий характер).

Договаривающиеся стороны принимают на основе консенсуса и представляют общественности документ (Итоговый доклад) [17], в котором излагаются вопросы и выводы, сделанные во время совещаний Договаривающихся сторон. Хотя со времени проведения последнего Совещания по рассмотрению был достигнут значительный прогресс, осталось еще много нерешенных задач, а именно: осуществление национальных стратегий долгосрочного обращения с отработавшим топливом; выбор площадок для установок для захоронения отработавшего топлива, их сооружения и эксплуатации; обращение с отходами прежней деятельности; мониторинг изъятых из употребления закрытых источников; управление знаниями и людскими ресурсами, финансовые ресурсы для выполнения обязательств.

Выполнение Украиной обязательств Объединенной конвенции

Со времени вступления в силу Объединенной конвенции 18 июня 2001 года Украина является активным участником процессов и мероприятий, которые происходят в рамках конвенции. Первый, Второй и Третий Национальные доклады Украины были представлены Сторонам Объединенной конвенции на совещаниях по рассмотрению, комментарии и рекомендации Первого и Второго совещания реализованы в национальных планах действий. Цель Национального доклада — информирование о выполнении Украиной взятых на себя обязательств в области безопасности обращения с отработавшим ядерным топливом и с радиоактивными отходами. Национальные доклады являются коллективным трудом центральных органов исполнительной власти, ответственных за регулирование и обеспечение безопасности при обращении с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами, к ним относятся:

- Государственный комитет ядерного регулирования Украины;
- Министерство охраны здоровья;

- Министерство по вопросам чрезвычайных ситуаций и по вопросам защиты населения от последствий Чернобыльской катастрофы;
- Министерство топлива и энергетики;
- Министерство иностранных дел;
- Лицензиаты, среди которых:
  - Национальная атомная энергогенерирующая компания «Энергоатом»;
  - Государственное специализированное предприятие «Чернобыльская АЭС»;
  - Государственное специализированное предприятие «Комплекс»;
  - Государственные межобластные спецкомбинаты Украинского государственного объединения «Радон»;

В своем последнем Национальном докладе Украиной было доложено о выполнении рекомендаций, которые были сделаны на предыдущем Совещании по рассмотрению, а именно:

- состоянию сооружения нового безопасного конфаймента (НБК) на ЧАЭС — в данное время осуществляется разработка рабочего проекта НБК, выполняются подготовительные работы для его сооружения, конфайнмент будет состоять из оболочки типа «арка», рассчитан он на срок эксплуатации 100 лет;
- созданию комплекса предприятий «Вектор» для низко- и среднеактивных РАО — утвержденной Правительством Комплексной программой обращения с радиоактивными отходами (срок действия до 2010 рода) предусмотрено проектирование и сооружение второй очереди комплекса предприятий «Вектор», которая предназначена для переработки и долгосрочного хранения долгоживущих РАО;
- повышению уровня кадрового обеспечения регулирующего органа — увеличился годовой бюджет и численность регулирующего органа, созданы, завершено формирование новых территориальных органов;
- подготовке к перемещению отходов с предприятий ДК «УкрДО «Радон» в комплекс предприятий «Вектор» — Комплексной программой обращения с радиоактивными отходами предусмотрено техническое переоснащение и перепрофилирование ДМСК ДК «УкрДО «Радон» для сбора и временного контейнерного хранения РАО отечественных промышленных, медицинских, научных и др. предприятий и организаций.

Кроме того, в национальных планах развития законодательной и регулирующей базы были учтены рекомендации в части введения положений, касающихся возвращения производителю отработанных закрытых источников ионизирующего излучения, накопления финансовых ресурсов и разработки концепций для снятия с эксплуатации АЭС, а также планы по обращению с «историческими отходами».

Таким образом, Украина последовательно осуществляет необходимые мероприятия для достижения целей Объединенной конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами и, как Сторона Объединенной конвенции, полностью выполняет свои обязательства.

Выводы

Такие инструменты международного регулирования безопасности как «Объединенная конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами» являются эффективным средством для сотрудничества стран по поддержанию экологической безопасности.

Национальные доклады стран-участниц, большинство из которых представлено в открытом доступе, имеют огромное научно-методологическое значение, поскольку мировой общественности представляется уникальный материал — массивы верифицированных данных о состоянии безопасности по нескольким десяткам стран за определенный временной период. Унифицированные по форме их подготовки и подачи на рассмотрение, одни и те же виды данных по каждой стране, во временном разрезе за более чем

десятилетний период представлены в Национальных докладах стран-участников за 2002, 2005 и 2008 годы.

Согласно процедуре [17] каждая Договаривающаяся сторона (по состоянию на 31 декабря 2009 г. — 53 страны [18]) имеет возможность ознакомиться с Национальными докладами других стран-участниц, поставить вопросы к любой информации или данным, приведенным в их докладах и получить конкретный адресный ответ, который может быть уточнен на последующем совещании Сторон. Это дает возможность мировому сообществу управлять процессом обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами путем выработки общего решения. Последнее позволяет:

- достичь и поддерживать высокий уровень безопасности обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами во всем мире;
- укреплять и гармонизировать национальную законодательную базу;
- обеспечить, чтобы на всех стадиях обращения с отработавшим топливом и с радиоактивными отходами имелись эффективные средства защиты от потенциальной опасности;
- предотвращать аварии с радиологическими последствиями и смягчать их последствия.

Таким образом, данная Объединенная конвенция предоставляет достаточно эффективный механизм международного контроля в области безопасности обращения с отработавшим топливом и радиоактивными отходами.

Рассматривая тематику международного обеспечения ядерной безопасности в целом, необходимо учитывать также, что международные нормативно-правовые механизмы находятся в состоянии постоянного развития. Они отражают на уровне юридических документов как недостаточно урегулированные на сегодняшний момент вопросы, так и усовершенствование требований к обеспечению уровня ядерной безопасности, вследствие развития мирового научно-технического потенциала.

1. Декларация Стокгольмской конференции ООН по проблемам окружающей среды, 16 июня 1972 года (http://www.ecolife.org.ua/laws/inter/1972/04.php).
2. Convention on Third Party Liability in the Field of Nuclear Energy of 29th July 1960, as amended by the Additional Protocol of 28th January 1964 and by the Protocol of 16th November 1982 (http://www.oecdnea.org/html/law/nlparis_conv.html).
3. Венская конвенция о гражданской ответственности за ядерный ущерб (Vienna Convention on Civil Liability for Nuclear Damage), МАГАТЭ, 21 мая 1963 года (http://www.humanities.edu.ru/db/msg/14635).
4. Венская конвенция о физической защите ядерного материала (Vienna Convention on Civil Liability for Nuclear Damage), INFCIRC/274/Rev 1, МАГАТЭ, 1980 года (http://www.iaea.org/Publications/Documents/Infcircs/Others/Russian/infcirc274r1_rus.pdf).
5. Венская конвенция об оперативном оповещении о ядерной аварии (Vienna Convention on the Early Notification of a Nuclear Accident), МАГАТЭ, от 26 сентября 1986 года (http://chernobyl.undp.org/russian/incinfo.htm).
6. Венская конвенция об оказании помощи в случае ядерной аварии или радиационной аварийной ситуации (Vienna Convention on Assistance in the Case of a Nuclear Accident or Radiological Emergency), МАГАТЭ, от 26 сентября 1986 года (http://www.ca-econet.info/dogovory/34.htm).
7. Конвенция о ядерной безопасности INFCIRC/449 (Convention on Nuclear Safety), МАГАТЭ,от 17 июня1994 года (http://www.un.org/russian/ha/chernobyl/circ449.pdf).
8. Объединенная конвенция о безопасности обращении с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами INFCIRC/546 (Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management), МАГАТЭ,от 5 сентября 1997 года (http://www.un.org/russian/documen/convents /infcirc546.pdf.
9. Кодекс практики в области международного трансграничного перемещения радиоактивных отходов INFCIRC/386 (Code of Practice on the International Transboundary Movement of Radioactive Waste), МАГАТЭ, от 21 сентября 1990 года (http://www.iaea.org/Publications/Documents/Infcircs/Others/Russian/infcirc386_rus.pdf).
10. Кодекс поведения по обеспечению безопасности и сохранности радиоактивных источников (Code of Conduct on the Safety and Security of Radioactive Sources), МАГАТЭ, от 08 сентября 2003 года (http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Code-2004_web.pdf).
11. Кодекс поведения по безопасности исследовательских реакторов (Code of Conduct on the Safety of Research Reactors), МАГАТЭ, от 08 марта 2004 года (http://www.iaea.org/About/Policy/GC/GC48/GC48Documents/Russian/gc48-7_rus.pdf).
12. Закон Украины N39/95-ВР «Об использовании ядерной энергии и радиационной безопасности» от 08 февраля 1995 года (http://www.base.spinform.ru/ show_doc.fwx?Regnom=11321).

13. Закон Украины N255/95-ВР «Об обращении с радиоактивными отходами» от 30 июня 1995 года (http://www.base.spinform.ru/show_doc.fwx?Regnom=16908).
14. Е.В. Соботович, Б.П. Злобенко, Л.В. Спасова, А.О. Павленко, З.М. Алексєєва Про створення нормативно-правового акта, який регулюватиме питання безпеки при захороненні РАВ у геологічних сховищах //Збірник наукових праць ІГНС, Випуск 14, 2007 р.
15. Объединенная конвенция о безопасности обращении с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами. Руководящие принципы в отношении формы и структуры Национальных докладов. INFCIRC/604/Rev.1 от 26 июля 2006 года (http://www.iaea.org/Publications/Documents/Infcircs/2006/Russian/ infcirc604r1_rus.pdf)
16. Національна доповідь «Про виконання Україною зобов'язань, що випливають з Об'єднаної конвенції про безпеку поводження з відпрацьованим паливом та про безпеку поводження з радіоактивними відходами, 2008 р.
17. Объединенная конвенция о безопасности обращении с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами. Третье совещание Договаривающихся сторон по рассмотрению 11–20 мая 2009 года, Вена, Австрия. JC/RM3/02/Rev2 Итоговый доклад. (http://www-ns.iaea.org/downloads/rw/conventions/third-review-meeting/final-report-russian.pdf).
18. Список стран-участников «Объединенной конвенции о безопасности обращении с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами», 31декабря 2009 (http://www.iaea.org/Publications/Documents/Conventions/jointconv_status.pdf).

Шевцов К.М., Яценко О.М., Мурзіна Т.А. МЕХАНІЗМИ МІЖНАРОДНОГО РЕГУЛЮВАННЯ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ПРИ ПОВОДЖЕННЯ З РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ

Глобальний характер екологічної безпеки забезпечується цілим рядом наявних у даний час міжнародних договірно-правових документів. У статті розглянуто механізми підтримання високого рівня безпеки у світовому масштабі при поводженні з відпрацьованим паливом та радіоактивними відходами шляхом зміцнення національних заходів і міжнародного співробітництва. Зокрема розглядається «Об'єднана конвенція про безпеку поводження з відпрацьованим паливом і про безпеку поводження з радіоактивними відходами» (МАГАТЕ 1997 р.), а також виконання Україною норм і вимог Об'єднаної конвенції.

Shevtsov K.M., Yatsenko O.M., Murzina T.A. MECHANISMS OF INTERNATIONAL REGULATORY ENVIRONMENT PROTECTION THE TREATMENT OF RADIOACTIVE WASTE

The global nature of environmental security is ensured by a number of currently available international legal instruments. The article describes the mechanisms for maintaining a high level of safety worldwide in spent fuel and radioactive waste through strengthened national action and international cooperation. In particular consider «Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste» (IAEA 1997), as well as compliance by Ukraine standards and requirements of the Joint Convention.

ЗМІСТ

Семененко В.П., Соботович Э.В.
КОСМОЭКОЛОГИЯ И ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ЕЕ РАЗВИТИЯ..... 3

Марініч О.В, Бондаренко Г.М., Колябіна І.Л., Гудзенко В.О.
МИГРАЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ РАДИОНУКЛИДОВ УРАНОВОГО РЯДА
В ХВОСТОХРАНИЛИЩЕ «ДНЕПРОВСКОЕ»..... 10

Высотенко О.А., Кононенко Л.В., Кузенко С.В.
ФОРМООБРАЗОВАНИЕ СВИНЦА И ЦИНКА В ЧЕРНОЗЕМНОЙ ПОЧВЕ
И ПЕРЕХОД ИХ В РАСТИТЕЛЬНОСТЬ..... 20

Соботович Э.В., Скульский Н.А., Лысенко О.Б.
ПОВЕДЕНИЕ ИЗОТОПОВ УГЛЕРОДА, МАГНИЯ И ЖЕЛЕЗА
В БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ..... 27

Смирнова С.М., Долин В.В.
СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ НИКОЛАЕВСКОЙ
ГОРОДСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ..... 36

Демихов Ю. Н., Фомин Ю.А.
ДЕЙТЕРИЙ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ
УКРАИНСКОГО ЩИТА..... 45

Забулонов Ю.Л, Кадошников В.М., Литвиненко Ю.В.
О ВЛИЯНИИ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ НА УСТОЙЧИВОСТЬ КОЛЛОИДОВ
(НА ПРИМЕРЕ ГИДРОКСИДА ЖЕЛЕЗА)..... 63

Бондаренко М.Г.
ВИБІР МЕТОДУ ТА ЗАСОБУ МОДЕЛЮВАННЯ ДЛЯ ОЦІНКИ ЗАБРУДНЕННЯ
ҐРУНТУ АТМОСФЕРНИМИ ВИКИДАМИ ТЕПЛОВОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ..... 67

Стоколос М.О., Алєксєєва О.В.
ВИКОРИСТАННЯ НЕВЗАЄМНИХ ПАСИВНИХ ПРИСТРОЇВ
У СИСТЕМАХ РАДІОАКТИВНОГО ТА ХІМІЧНОГО КОНТРОЛЮ..... 74

Губіна В.Г., Горлицький Б.О.
ПРОБЛЕМА ЗАЛІЗОВМІСНИХ ВІДХОДІВ ГІРНИЧО-МЕТАЛУРГІЙНОГО
КОМПЛЕКСУ УКРАЇНИ — СИСТЕМНИЙ ПІДХІД..... 79

Розко А.Н., Федоренко Ю.Г., Туронок О.Ч., Дяченко Е.В.
СОРБЦИЯ ^{137}CS ЧАСТИЦАМИ КАОЛИНИТ-ПОЛИМЕРНЫХ КОМПОЗИТОВ..... 93

Вєрховцев В.Г., Лисиченко Г.В., Юськів Ю.В.
ОЦІНКА БЕЗПЕКИ ЗА НЕОТЕКТОНІЧНИМИ КРИТЕРІЯМИ
РАЙОНУ РОЗТАШУВАННЯ ХВОСТОСХОВИЩ РАДІОАКТИВНИХ
ВІДХОДІВ ДНІПРОДЗЕРЖИНСЬКОГО ПРОМИСЛОВОГО ВУЗЛА..... 98

Сафронов О.Н.
ГЕОЛОГО-ГЕОФІЗИЧНІ І СЕЙСМОТЕКТОНІЧНІ АСПЕКТИ
ОЦІНКИ СЕЙСМІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПРИ ПЛАНУВАННІ
РОЗМІЩЕННЯ ОСОБЛИВО ВАЖЛИВИХ ОБ'ЄКТІВ В УКРАЇНІ..... 109

Жолуденко О.О., Закорчевний М.В., Лисиченко О.Г., Сліпченко Б.В.
ГІДРОЛОГО-ГІДРОХІМІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ КАТАСТРОФІЧНОГО
ПАВОДКУ 2008 РОКУ НА Р. ДНІСТЕР..... 115

Альохіна Т.М., Іванченко В.В.
ПРИРОДА МІНЛИВОСТІ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ
ДОННИХ ОСАДКІВ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ..... 125

Вердиев Рафик
ОЦЕНКА ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА РЕКИ ГЯНДЖАЧАЙ..... 132

Лебедев С.Ю.
К ВОПРОСУ О РАСПРЕДЕЛЕНИИ РЕДКИХ ЭЛЕМЕНТОВ
В ДОННЫХ ОСАДКАХ ЧЕРНОГО МОРЯ..... 137

Гущина Е.Г., Гущин Г.К.
СУММАРНАЯ УЛЬТРАФИОЛЕТОВАЯ РАДИАЦИЯ ЗА ДЕСЯТИЛЕТНИЙ
ПЕРИОД В ЗОНЕ КАРАДАГСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА..... 141

Коніцула Т.Я.
ЕКОЛОГІЧНЕ ЗОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ РАЙОНУ ВЕЛИКОГО МІСТА..... 146

Злобенко Б.П., Кучковський В.П., Спасова Л.В.
ЗАСТОСУВАННЯ ПАКЕТУ МОДЕЛЕЙ РОЗРАХУНКУ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ
(WSA) ДЛЯ СТВОРЕННЯ АВТОМАТИЗОВАНОГО РОБОЧОГО МІСЦЯ
ІНЖЕНЕРА-ДОЗИМЕТРИСТА СПЕЦКОМБІНАТУ «РАДОН»..... 149

Шевцов К.М., Яценко О.Н., Мурзина Т.А.
МЕХАНИЗМЫ МЕЖДУНАРОДНОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ ЗАЩИТЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ
СРЕДЫ ПРИ ОБРАЩЕНИИ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ..... 159

Дизайн, макетування та друк ТОВ «САЛЮТІС»
Св-во про внесення до держ. реєстру: серія ДК, №2441, від 15.03.2006
м. Київ, вул. Північно-Сирецька, 3
тел./факс: 434-94-77, 434-85-66
e-mail: salutis@ukr.net

Підписано до друку: 23.12.2009.
Папір офсетний. Формат 60x84 1/8. Друк офсетний.
Гарнітура NewtonC, ум. друк. арк. 19,7. Замовлення № 19352.
Наклад 300 примірників.