

Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Долин В.В.

Институт геохимии окружающей среды

РАЗВИТИЕ ГЕОХИМИИ ТЕХНОГЕНЕЗА ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ

Одновременное загрязнение наземных и водных экосистем на обширной территории вследствие Чернобыльской катастрофы инициировало интенсивное развитие кинетических представлений в изучении геохимических и биогеохимических процессов, что обогатило геохимию техногенеза рядом новых концептуальных разработок, касающихся самоочищения окружающей среды. В основу прогнозирования радиоэкологического состояния экосистем и эколого-геохимического картирования загрязненных территорий положена геохимическая концепция формирования радионуклидов, в соответствии с которой процессы водной миграции токсикантов протекают синхронно с их трансформацией в почвах.

Техносфера — современное эволюционное состояние биосферы

Биосфера — единственная область земной коры, занятая жизнью. Только в ней, в тонком наружном слое нашей планеты, сосредоточена жизнь; в ней находятся все организмы, всегда резкой, непроходимой гранью отделенные от окружающей их косной материи [1]. В.И. Вернадский выделил основные формы биогенной миграции, связанные с веществом живого организма, определяющиеся четырьмя факторами:

- генетическими свойствами живого организма,
- интенсивностью биогенного тока атомов,
- техникой жизни живых организмов,
- а также изменениями в положении атомов вследствие внесения в биосферу новых соединений.

Последний по своему эффекту является наиболее мощным фактором биогенной миграции, который впоследствии был положен А.Е. Ферсманом в основу теории техногенеза [2].

Биосфера, эволюционное развитие которой происходило в течение нескольких миллиардов лет, только за последние столетия подверглась наиболее активному воздействию техногенной нагрузки. Антропогенное преобразование окружающей среды происходило вследствие создания материальных условий (благ) для развития цивилизации. Переход человека к скотоводству и земледелию вызвал изменение состава растительного покрова, а последующее развитие промышленности и, соответственно, энергетики — к образованию мощных техногенных потоков химических элементов в литосфере, гидросфере и атмосфере. Вся история человечества сопровождается концентрированием одних и рассеиванием других химических элементов в окружающей среде.

Основные потоки техногенных веществ возникают в результате хозяйственной деятельности человека. Отторжение естественных угодий ведет к формированию новых агробиогеоценозов, облик ландшафтов изменяется под влиянием горной и металлургической промышленности. Развитие промышленности приводит к возрастанию энергопотребления и необходимости наращивания энергетических мощностей, требует новых, все более мощных, источников энергии.

В результате антропогенеза был создан ряд веществ (искусственных изотопов и органических соединений), не существующих в природе либо не присущих геохимической среде. Антропогенный фактор привел к определенным изменениям биосферы, как глобальным, например климатическим, так и локальным — появлению новых либо мутации существующих биологических видов. Опыт минувших исследований показал, что поведение химических элементов техногенного происхождения в окружающей среде коренным образом отличается от их естественных аналогов, что привело к образованию техногенных аномалий [3].

Развивая учение Э. Леруа и П. Шардена о ноосфере, еще в начале прошлого столетия В.И. Вернадский отмечал, что биосфера переходит в новое эволюционное состояние, когда умственная деятельность человека становится решающим фактором ее

развития. Характерной чертой этой эволюции является то, что главной геологической силой становится человек [1]. К концу прошлого — началу нынешнего столетия прогнозы В.И. Вернадского оправдались: антропогенное преобразование биосферы по своей интенсивности сравнялось, а в некоторых случаях превышает мощность естественных геологических процессов. Ученый не успел раскрыть до конца понятие ноосферы как сферы разума, но, вероятно, он полагал, что ноосфера — это не только область проникновения в суть природы через ее познание, и не только область деятельности человека во взаимодействии с природой, но и направленная также на ее сохранение. Он был уверен, что человечеству хватит разума бережно относиться к дому, в котором оно живет. Мы же сегодня пожираем несущие конструкции своего дома ради необходимой нам жизненной энергии, и, в конечном итоге, продуцируем отходы.

Техногенез, движущей силой которого является антропогенный фактор, ведет к трансформации биосферы в техносферу. В процессе эволюции биосферы вследствие антропогенной деятельности наблюдается нарушение одного из основных геохимических принципов — о неизменности биосферы и геохимических циклов химических элементов, сформировавшихся в течение геологического времени. Таким образом, современный период антропогенной эволюции биосферы определяется интенсивным развитием техносферы, которая является промежуточной стадией между биосферой и ноосферой:

Биосфера $\xrightarrow{\text{техногенез}}$ *Техносфера* $\xrightarrow{\text{ноогенез}}$ *Ноосфера*

Научная общественность ясно осознала угрозу существования человечества около 40 лет тому назад: в 1970 г. Римский клуб выпустил книгу «Пределы роста». В последние годы уже не только ученые, но и политики забили тревогу по этому поводу.

Главной чертой минувшего столетия является развитие энергоемких технологий, что обусловило необходимость наращивания энергетических мощностей и, соответственно, истощение ресурсов ископаемого топлива.

Газ и нефть будут полностью исчерпаны в текущем столетии, уголь — в следующем. При сохранении современной структуры ядерной энергетики запасов урана хватит на 100 лет. Ресурсы энергии больших рек практически исчерпаны, альтернативные источники энергии — солнечная и ветровая, — никогда не смогут скомпенсировать неизбежные потери современных энергетических ресурсов. Альтернативные виды топлива, производимого из рапса или других масличных культур, также не смогут стать заменой нефти и газа.

Обращение с отходами — это вторая мировая проблема после поиска экологически безопасных энергетических источников. В настоящее время только в Украине накоплено около 2,5 млрд. т отходов [4]. Уменьшение объемов отходов сопровождается увеличением затрат энергии. Однако уменьшение объемов отходов не может быть беспредельным, сколько бы энергии мы на это не затрачивали. Стало быть, нужно стремиться пользоваться такими источниками энергии, отходы которых в наименьшей степени влияют на состояние биосферы.

Таким образом, переход от техногенеза к ноогенезу прежде всего определяется глобальным внедрением замкнутого безотходного производственного цикла, а также приведением уже накопленных отходов в состояние, которое вписывается в природные биогеохимические циклы.

Совершенно очевидно, что необходимо расширять подходы к биогеохимическим исследованиям, которые уже сегодня выходят далеко за пределы изучения влияния живого вещества на формирование химического состава земной коры [5]. Развитие нового направления научных исследований — *биогеохимии ноосферы*, изучающей взаимное влияние живого и неживого вещества на формирование химического и ценотического состава биосферы, становится актуальным в условиях становления человека как главной геологической силы планеты.

Стратегическими задачами в этом направлении является определение критериев перехода количественных характеристик в качественные — отражение изменений химического состава зоны аэрации и присущих ей организмов, вызванных развитием

техногенеза, — в ценотическом составе биогеоценоза. Глобальная задача современности — это определение пределов емкости биосферы к побочным продуктам техногенной деятельности, ее способности к самоочищению с учетом синергетических эффектов. В будущем — именно это будет определять жизнь Человечества на Земле.

Чернобыльская катастрофа, как отражение проблем техногенеза

Наиболее негативными проявлениями техногенной нагрузки на окружающую среду являются последствия аварий и катастроф на потенциально опасных объектах промышленного производства. 26 апреля 2011 г. исполняется четверть века со дня крупнейшей техногенной катастрофы на четвертом энергоблоке Чернобыльской АЭС. Эта глобальная трагедия привела к загрязнению искусственными радионуклидами около 1,5 млн. км² земного шара, практически полностью охватив Европу; радиоактивные выпадения достигли Великой Британии, Японии, Арктики и Средиземноморья. В результате аварии из реактора было выброшено свыше 3×10^{18} Бк радионуклидов, половина из которых приходится на благородные газы, до 4×10^{17} — ^{131}I , 7×10^{16} — ^{137}Cs , 7×10^{15} — ^{90}Sr [6].

Согласно официальным данным, за время «холодной войны» на пяти ядерных полигонах — Невада (США), Новая Земля (Россия), Семипалатинск (Казахстан), атолл Муруроа (Франция), Лобнор (Китай) — была произведена большая часть из 2059 ядерных взрывов, в результате которых в окружающую среду поступило $9,5 \times 10^{17}$ Бк ^{137}Cs , $5,8 \times 10^{17}$ — ^{90}Sr , $5,6 \times 10^{18}$ — ^{131}I [7, 8].

Следует отметить, что оценки выброса радиоактивности как вследствие Чернобыльской катастрофы, так и глобальных выпадений весьма различаются (до 10 раз). Исходя из приведенных данных, можно сделать вывод, что выброс радионуклидов вследствие Чернобыльской катастрофы составляет приблизительно десятую часть глобальных выпадений вследствие ядерных испытаний почти за 40 лет в течение 1945–1981 гг. (Последнее ядерное испытание было проведено КНДР в мае 2009 г.)

Вследствие Чернобыльской катастрофы образовалась локальная зона, объединившая в себе наиболее характерные черты техносферы, в том числе обострение главной проблемы современного периода — емкости биосферы к побочным продуктам человеческой деятельности, ее буферных, защитных свойств в условиях техногенеза. Авария привела к загрязнению более 145 тысяч квадратных километров территории Украины, Республики Беларусь и Российской Федерации, с плотностью загрязнения ^{137}Cs превышающей $37 \text{ кБк} \times \text{м}^{-2}$. В результате Чернобыльской катастрофы пострадало около 5 миллионов человек, загрязнению радиоактивными нуклидами подверглись около 5 тысяч населенных пунктов Республики Беларусь, Украины и Российской Федерации. Из них в Украине — 2218 поселков и городов с населением около 2,4 млн. человек. Чернобыльская авария привела к беспрецедентному облучению населения вышеназванных стран. По уникальности структуры: пространственной, временной, профессионально-возрастной, а также по сочетанию внешнего и внутреннего облучения, она не имеет аналогов во всей истории техногенных катастроф.

С другой стороны в выводах Чернобыльского форума было указано, что «из более чем 700 тысяч аварийных работников и 5 миллионов жителей загрязненных регионов Беларуси, России и Украины большинство получило небольшие уровни облучения, сравнимые с природным фоном, без видимых последствий для здоровья». Основным последствием Чернобыльской катастрофы МАГАТЭ считает «тяжелую социально-экономическую депрессию пострадавших районов Беларуси, России и Украины и серьезные психологические проблемы их населения и аварийных работников» [9]. Эти выводы противоречат медико-статистическим данным, представленным Украиной в МАГАТЭ и опубликованным в Национальном докладе Украины. Данные, представленные Институтом эндокринологии и обмена веществ АМН Украины им. акад. В.П. Комисаренко, свидетельствуют о ежегодном росте количества зафиксированных случаев рака щитовидной железы у детей [10]. Анализ этих результатов ведет к выводу о том, что число заболевших, которым на момент аварии не исполнилось 18 лет, увеличивается ежегодно,

в среднем, на 19 человек, 14 из них — пострадавшие, которым на момент аварии не исполнилось 14 лет [11].

В результате аварии на ЧАЭС в зоне отчуждения и безусловного (обязательного) отселения сосредоточены значительные количества радиоактивных материалов, в том числе и радиоактивных отходов (РАО).

По состоянию на 2003 г. общее количество РАО в Зоне отчуждения (без объекта «Укрытие» (ОУ)) составляло около 2,8 млн. м³. Из них в ПЗРО и ПВЛРО находится свыше 2,0 млн. м³ РАО общей активностью около $7,4 \times 10^{15}$ Бк. Общая активность радиоактивных веществ в природных объектах Зоны отчуждения (в поверхностном слое грунта, донных отложениях водоемов, растительности и др.) составляет свыше $8,5 \times 10^{15}$ Бк. Общий объем радиоактивно-загрязненных материалов, сосредоточенных в Зоне отчуждения, достигает 11 млн. м³.

Большинство чернобыльских РАО хранятся в условиях, не отвечающих требованиям современных норм радиационной безопасности. Для большинства хранилищ РАО Зоны отчуждения (за исключением ПЗРО «Буряковка» и «Подлесный») наблюдается интенсивная миграция радионуклидов за пределы хранилищ. Это является следствием отсутствия адекватной системы инженерных барьеров, периодического подтопления части ПВЛРО и биогенного выноса радионуклидов.

Возможности и подходы в отношении захоронения РАО чернобыльского происхождения следует рассматривать в контексте всей проблемы обращения с РАО в Украине. В соответствии с требованиями украинского законодательства краткосуществующие РАО могут захораниваться в поверхностных хранилищах, а долгосуществующие — подлежат захоронению «только в твердом состоянии, в стабильных геологических формациях, с обязательным переводением их во взрыво-, пожаро-, ядернобезопасную форму, которая гарантирует локализацию отходов в пределах горного отвода недр» [12].

Всего в Украине подлежат захоронению от 3,3 до 4,6 млн. м³ РАО. Из них от 2,9 до 4,2 млн. м³ имеют чернобыльское происхождение и находятся в Зоне отчуждения. Их доля составляет приблизительно 90% по объему и приблизительно 10–15% по активности от общих объема и активности РАО в Украине. Большая часть отходов (до 97–98%) могут быть захороненными в поверхностных хранилищах и только приблизительно 75 000 м³ РАО относятся к типу долгосуществующих и, следовательно, должны захораниваться в геологическом хранилище [10].

В ОУ и на его промплощадке сосредоточено от 400 000 до 1 740 000 м³ РАО общей активностью приблизительно $4,1 \times 10^{17}$ Бк. Более чем 10% от общего объема РАО ОУ являются высокоактивными отходами (ВАО). В процессе эксплуатации ОУ, в том числе и при осуществлении мероприятий по преобразованию ОУ в экологически безопасную систему образуются значительные объемы твердых РАО, которые в настоящее время захораниваются на ПЗРО «Буряковка».

В ОУ происходит постоянное накопление воды атмосферного, грунтового, конденсационного и технологического происхождения. В результате взаимодействия воды с радиоактивными материалами образуются жидкие РАО (ЖРО). Из доступных помещений ОУ ежегодно откачивается до 900 м³ ЖРО, которые транспортируются в систему переработки и хранения жидких РАО на ЧАЭС.

Не менее важной представляется дальнейшая судьба саркофага. До окончательного решения проблемы преобразования объекта «Укрытие» в экологически безопасную систему последствия Чернобыльской катастрофы нельзя считать ликвидированными. В Украине и на международном уровне были приложены беспрецедентные усилия по выработке комплексного подхода относительно решения проблемы преобразования ОУ в экологически безопасную систему. Эти усилия воплощены в ряде нормативных документов, концептуальных проектов, тендерных мероприятий и т.п. К сожалению за 25 лет, прошедших после катастрофы, не выработано однозначного научно и технически обоснованного решения относительно того, какие мероприятия по преобразованию объекта необходимо реализовать, по крайней мере, в ближайшие 30 лет. Более того, отсутствие в настоящее время

технологий и технических средств по обращению с топливосодержащими материалами и высокоактивными отходами, равно как и отсутствие в Украине хранилища для захоронения долгосуществующих отходов в стабильных геологических формациях, дает основание для опасений, что в ближайшие 50 лет проблема решена не будет.

Сооружение конфайнмента предусматривает демонтаж нестабильных строительных конструкций объекта «Укрытие». После этого единственным барьером, который будет препятствовать распространению открыто лежащих ядерноопасных делящихся материалов, станет арочная конструкция конфайнмента. Частичное решение этой проблемы заключается в необходимости разработки технологий контейнеризации топливосодержащих материалов, а также создания инфраструктуры и хранилища для промежуточного контролируемого их хранения, вплоть до захоронения в стабильных геологических формациях [13].

Таким образом, ключевой проблемой после Чернобыльской катастрофы стала безопасность ядерного энергетического комплекса. Авария на 4 энергоблоке Чернобыльской АЭС привела к образованию в центральной части Европы локальной Зоны отчуждения, в которой основные проблемы техносферы — энергия и отходы — сочетаются с опасностью для существования человека.

Концепция самоочищения экосистем от радиоактивного загрязнения

Рацион сельского населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях, в значительной степени состоит из продуктов питания местного производства (картофель, молоко). В формировании современных доз облучения пероральное поступление радионуклидов играет ведущую роль. Доля, приходящаяся на облучение, обусловленное пероральным поступлением, уже в 1988 г. возросла до 80 % (рис. 1).

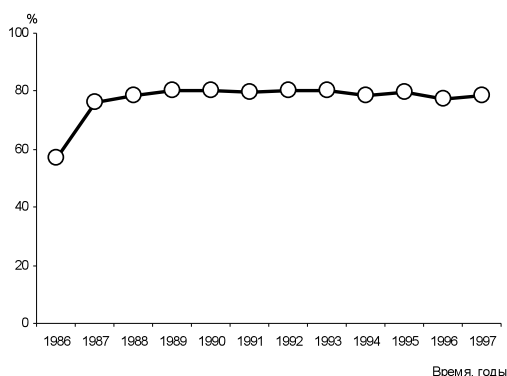


Рис. 1. Доля перорального поступления радионуклидов в формировании суммарной дозы облучения сельского населения Украины: рассчитано по данным [17].

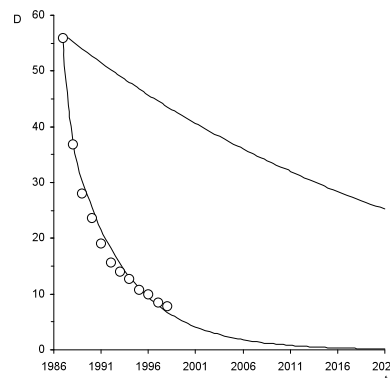


Рис. 2. Темпы снижения дозовых нагрузок на сельское население Украины: D — суммарная (от различных источников) нормированная на $1 \text{ кБк} \times \text{м}^{-2}$ годовая доза облучения, $\text{мкЗв} \times \text{год}^{-1}$; точками обозначены экспериментально-расчетные данные [17]; верхняя кривая отражает динамику распада дозообразующих радионуклидов.

Это определяет исключительную роль трофического звена «почва — растение» в формировании дозовых нагрузок и дает основания для концептуального пересмотра понятия *самоочищения экосистемы*. Таким образом, с точки зрения экологической безопасности самоочищение экосистемы должно включать все природные процессы, которые приводят к выведению загрязнителя за пределы трофической цепи.

В классической отечественной теории геохимии ландшафтов самоочищение рассматривается как вынос техногенных веществ за его пределы [14], либо естественное разрушение загрязнителя в среде в результате природных физических, химических и биологических процессов. Аналогичный подход принят Международной организацией по стандартизации с введением терминов «естественное истощение» (*natural attenuation*) и

«естественная биоремедиация» (*intrinsic bioremediation*), объединяющих все естественные процессы, включая химические, физические и биологические, ведущие к уменьшению концентрации загрязнителя в почвах или грунтовых водах [16].

Исследования процессов загрязнения экосистем, проведенные после аварии на ЧАЭС, показали, что в отличие от представлений, сложившихся в геохимии, ведущую роль в самоочищении трофических цепей играют процессы пролонгированной фиксации загрязнителя в почвах, не обязательно сопровождающиеся разрушением либо выведением радионуклидов за пределы ландшафта [17].

Следовательно, изучение процессов биогенной миграции радионуклидов в экосистемах загрязненных территорий должно быть связано с динамикой процессов иммобилизации радионуклидов в почвах и их выносом из почв. Наиболее опасными в медико-биологическом отношении дозообразующими радионуклидами являются ^{137}Cs и ^{90}Sr . Единственным процессом, приводящим к полному выведению радионуклида из экосистемы, является радиоактивный распад. Поэтому естественно использовать скорость физического распада этих радионуклидов в качестве основного критерия оценки процессов самоочищения. Многолетняя динамика дозовых нагрузок на сельское население Украины свидетельствует о значительном (на порядок) превышении темпов снижения дозовых нагрузок [18] по сравнению со скоростью физического распада дозообразующих радионуклидов (рис. 2).

Латеральное перемещение радионуклидов чернобыльских выпадений на равнине заметно не проявилось. Оно отмечено лишь на склоновых участках сопряженных ландшафтов. Если в первые годы после аварии в речную систему с поверхностным стоком поступало не более 1 – 1,5% от запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs на водосборах, то в дальнейшем, по мере вертикального погружения радионуклидов и стабилизации радиационной обстановки оно снижалось до 0,01 – 0,001%.

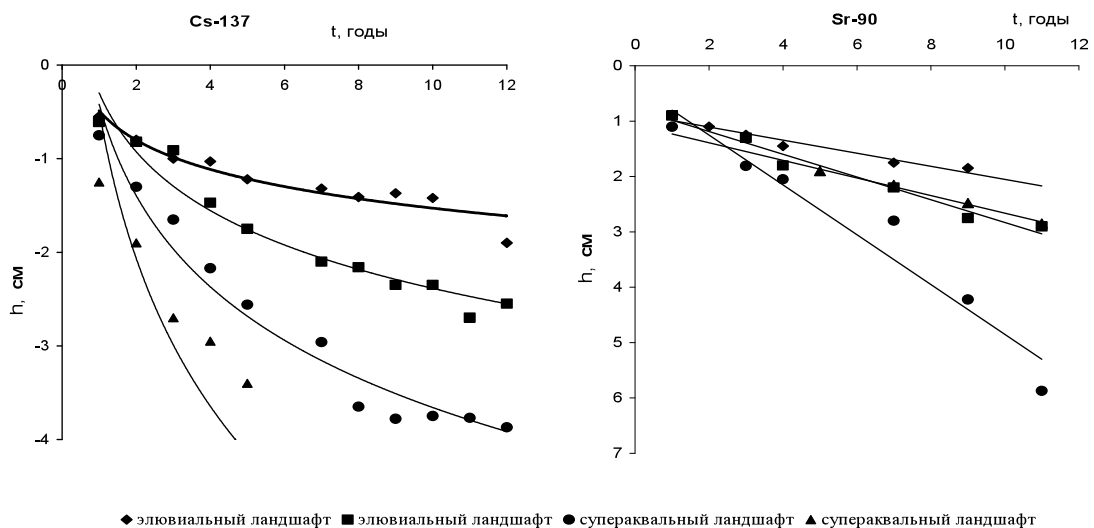


Рис. 3. Интерполяция зависимости положения глубины полумиграции ^{137}Cs и ^{90}Sr от времени в почвах Зоны отчуждения [18].

Центр запаса ^{137}Cs погружается пропорционально логарифмической зависимости от времени (рис. 3). Период полувыведения ^{137}Cs из условного 10-см слоя почвы варьирует от сотен до тысяч лет, т.е. этот радионуклид остается в слое ризосферы на время, превышающее период полураспада.

Более заметную роль в понижении гамма-излучения играют процессы радиальной миграции ^{137}Cs за счет поглощения в почве части его излучения, обращенного к земной поверхности. Радиальная миграция ^{137}Cs ведет к образованию защитного экрана самой почвы и к уменьшению внешнего облучения. Показано, что мерой защитного слоя почвы, отражающего все разнообразие профильного распределения ^{137}Cs , является расстояние от поверхности до глубины центра запаса.

Динамика вертикальной миграции ^{90}Sr соответствует линейной зависимости глубины полумиграции от времени (рис. 3). Скорость вертикальной миграции ^{90}Sr в большинстве типов почв можно оценить в среднем в $0,3 \text{ см} \times \text{год}^{-1}$, а период его полувыведения из 10-см слоя почвы — примерно в 30 лет, то есть он сопоставим с периодом полураспада радионуклида.

Следствием вертикальной миграции радионуклидов является также выведение их из корнеобитаемого слоя почвы.

Формообразование техногенных радионуклидов в почвах

После выпадения на земную поверхность радионуклиды включаются в процессы абиогенной трансформации, ведущие к образованию наиболее доступных для растительности мобильных (водорастворимых и обменных) форм (рис. 4).

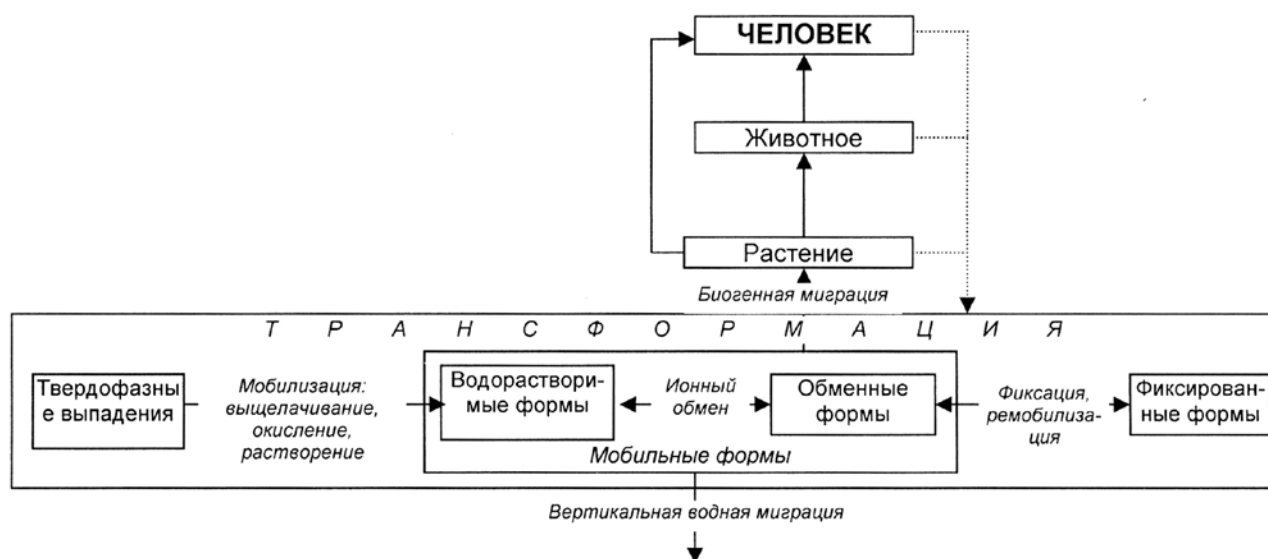


Рис. 4. Биогенные и абиогенные процессы формообразования и миграции радионуклидов

В процессе корневого питания в области ризосферы (около 1 мм вокруг корня растения) создается кислая среда (по некоторым данным рН достигает 3 и даже 1). При таких значениях рН большинство тяжелых металлов вместе с питательными веществами достаточно быстро аккумулируются растением.

Среди процессов абиогенной трансформации вещества в почвах выделяют следующие:

- физико-химическое разложение вещества природного или техногенного происхождения, поступающего в почву извне;
- сорбционные процессы, приводящие к перераспределению вещества в ионной и молекулярной форме между твердой, жидкой и газообразной фазами почвы.

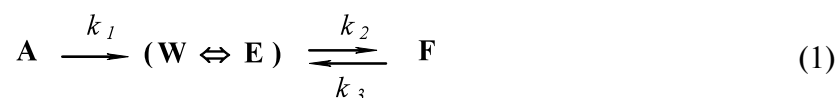
Водорастворимые формы радионуклидов (W) в почвах находятся в равновесии с ионообменными (E) формами и в сумме составляют мобильную форму, способную к водной миграции и усвоению растительностью [17]. Фиксированные формы (F) надолго выводят радионуклиды из обменных и миграционных процессов. К фиксированным формам принадлежат радионуклиды, включенные в кристаллическую решетку минералов, необменно связанные с нерастворимым в воде органическим веществом почвы. Радионуклиды, входящие в состав топливных частиц, сохранившихся в почве, также представляют собой консервативную форму. Радиоцезий, плутоний и америций, характеризующиеся способностью образовывать фиксированные формы в почве, потенциально могут стать объектом природного самоочищения наземных экосистем через изъятие преобладающей части их активности из процессов водной миграции и транслокации в растительность.

Содержание мобильных форм радионуклидов в почвах в начальный послеаварийный период было значительно ниже равновесного. Со временем, по мере высвобождения

радионуклидов из твердофазных частиц происходит приближение соотношения мобильных и фиксированных форм радионуклидов к равновесному, которое должно установиться после полного разрушения частиц. В период, когда равновесие между мобильными и фиксированными формами радионуклидов не достигнуто, более информативными являются кинетические параметры формообразования радионуклидов в почвах.

Кинетика формообразования техногенных радионуклидов в почвах

Формообразование техногенных радионуклидов в почвах рассматривается как совокупность последовательных процессов мобилизации, иммобилизации и ремобилизации [17]:



где: **A**, **W**, **E**, **F** — исходная твердофазная, водорастворимая, обменная и фиксированная форма соответственно; k_1 , k_2 , k_3 — константы скорости мобилизации, иммобилизации и ремобилизации.

Если доля активности радионуклида в твердой фазе составляет α , то аналитическое решение для мобильной формы радионуклида **M** имеет вид:

$$M = A_0 \left[\frac{\alpha(k_1 - k_3)}{-k_1 + k_2 + k_3} (e^{-k_1 t} - e^{-(k_2 + k_3)t}) + \frac{k_3}{k_2 + k_3} (1 - e^{-(k_2 + k_3)t}) + (1 - \alpha)e^{-(k_2 + k_3)t} \right] \quad (2)$$

где: A_0 — начальная активность радионуклида; t — время после аварии, годы; k_1 , k_2 , k_3 — константы скорости мобилизации, иммобилизации и ремобилизации соответственно, год⁻¹, α — доля твердой фазы в общей активности радионуклида в радиоактивных выпадениях.

Для параметризации уравнения (2) Чернобыльская авария создала идеальные условия. Сравнительно короткий во времени «импульсный» выброс обеспечил фиксированную дату начальной точки отсчета чисто техногенного загрязнения разнообразных ландшафтов Украинского Полесья и благодаря высокой чувствительности радиометрических методов анализа послужил созданию обширного полигона для исследования кинетики радиогеохимических процессов.

Константа скорости мобилизации (k_1) является универсальной величиной для конкретной загрязненной почвы и типа радиоактивного выпадения, поскольку она определяется химическими процессами взаимодействия матрицы твердофазных носителей активности с почвенным раствором. Константы скорости иммобилизации (k_2) зависят от физико-химических свойств почвы. В дерново-подзолистых почвах Зоны отчуждения, Народичского района и Беларуси k_2 ¹³⁷Cs примерно одинаковы (табл. 1).

Активность мобильной формы ⁹⁰Sr в поставарийный период постоянно возрастала, а доля мобильной формы ¹³⁷Cs достигла максимума в течение первых 1-2 лет и затем снижалась вследствие преобладания скорости иммобилизации над мобилизацией (рис. 5 и рис. 6). Прогноз миграционной способности ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, построенный на основе кинетической модели трансформации, давал надежный ориентир в планировании контрмер в зоне влияния аварии на ЧАЭС, а достоверность прогнозирования радиоэкологической обстановки на основе концепции формообразования ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs была подтверждена независимыми данными радиоэкологического мониторинга.

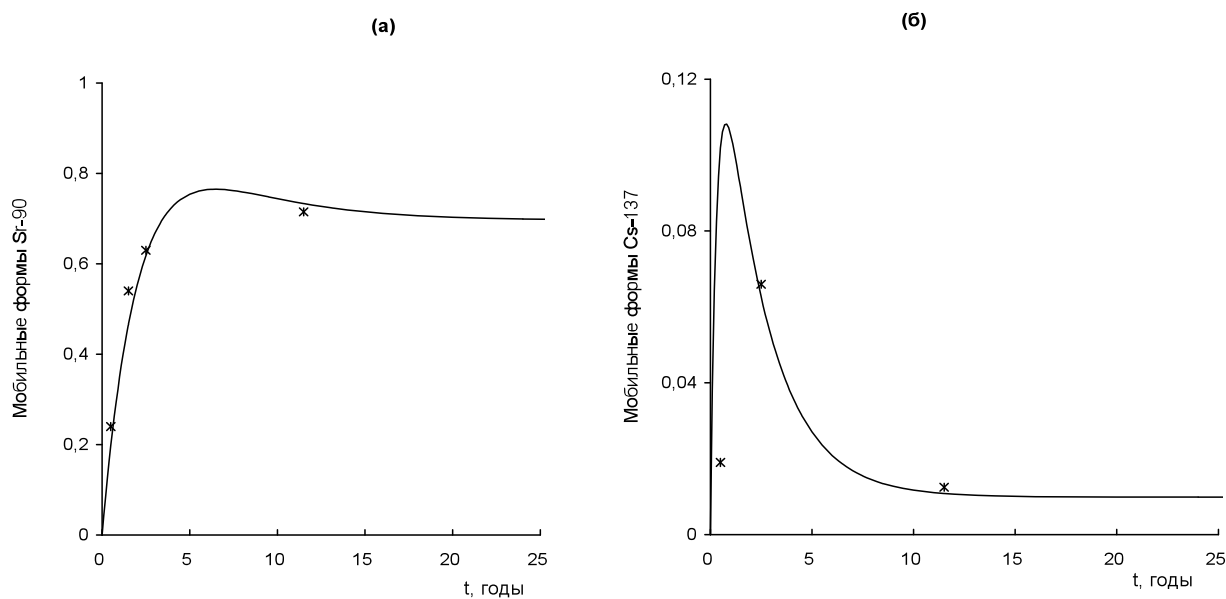


Рис. 5. Динамика мобильных форм ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в дерново-подзолистой почве площадки «Чистогаловка». Константы скорости мобилизации k_1 , иммобилизации k_2 и ремобилизации k_3 : для ^{90}Sr $k_1=0,1$, $k_2=0,05$, $k_3=0,125$; для ^{137}Cs $k_1=0,1$; $k_2=1,4$, $k_3=0,011$

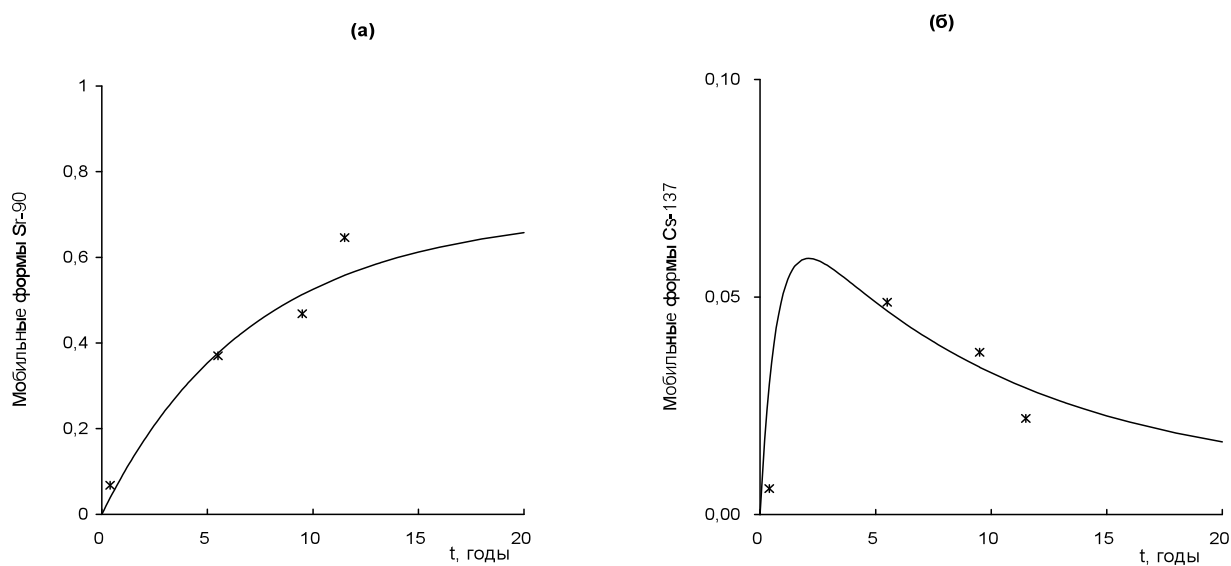


Рис. 6. Динамика мобильных форм ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в дерново-подзолистой почве площадки «Беневка»: для ^{90}Sr $k_1=0,45$, $k_2=0,07$, $k_3=0,16$; для ^{137}Cs $k_1=0,45$; $k_2=3$, $k_3=0,03$.

Кинетические параметры трансформации плутония и америция в дерново-подзолистых почвах оказались близкими к ^{137}Cs (табл. 1), несмотря на различия химического состава их иммобилизованных (фиксированных) форм.

Таблица 1. Константы скорости мобилизации (k_1), иммобилизации (k_2) и ремобилизации (k_3) радионуклидов в почвах Зоны влияния аварии на ЧАЭС, год⁻¹

| Тип почвы | α | k_1 | ^{90}Sr | | ^{137}Cs | | Pu (сумма изотопов) | | | ^{241}Am | |
|--|----------|--------------------|----------------------|-----------|-------------------|------------------------|---------------------|------------------------|--------------------|--------------------------|--|
| | | | k_2 | k_3 | k_2 | k_3 | k_2 | k_3 | k_2 | k_3 | |
| Зона отчуждения (5-25 км от ЧАЭС) | | | | | | | | | | | |
| Дерново-подзолистые почвы | 1 | 0,2 (0,1-0,33) | 0,04 (0,01-0,08) | 0,09-0,99 | 1,6 (0,42-2,5) | 0,01-0,16 | 0,97 (0,5-1,6) | 0,043 (0,0135-0,05) | 0,97 (0,21-1,8) | 0,0655 (0,0225-0,099) | |
| Дерновые почвы | 1 | 0,2 (0,14-0,45) | 0,05 (0,02-0,08) | 0,1-1,8 | 4 (3-5) | 0,3 (0,02-1,1) | 1,5 | 0,07 | 1,2 | 0,07 | |
| Торфяные почвы | 1 | 0,3 (0,2-0,4) | 0,35 (0,04-0,6) | 0,12-2,4 | 3,4 (2,7-7,0) | 0,14 (0,03-0,95) | 3 | 0,012 | 2,3 | 0,036 | |
| Народичский полигон (80 км от ЧАЭС) | | | | | | | | | | | |
| Дерново-подзолистые почвы | 0,8 | 0,3 (0,23-0,4) | 0,035 (0,01-0,06) | 0,54-0,99 | 1,85 (1,7-2,0) | 0,029 (0,017-0,041) | Н.о. | Н.о. | Н.о. | Н.о. | |
| Дерновая почва | 0,8 | 0,2 | 0,02 | 0,98 | 3 | 0,045 | Н.о. | Н.о. | Н.о. | Н.о. | |
| Торфяная почва | 0,8 | 0,45 | 0,1 | 1,5 | 3,5 | 0,088 | Н.о. | Н.о. | Н.о. | Н.о. | |
| Республика Беларусь (> 200 км от ЧАЭС) | | | | | | | | | | | |
| Дерново-подзолистые почвы | 0,4 | 0,7 (0,4-0,9) | 0,03 (0,02-0,05) | 0,57-2,4 | 1,65 (1,2-2,2) | 0,027 (0,019-0,036) | Н.о. | Н.о. | Н.о. | Н.о. | |

Примечание: в скобках указаны предельные значения; Н.о. — не определялось

Сопряженность трансформационных и миграционных процессов в почвах

Выползание кривых зависимости глубины полумиграции (рис. 3) и мобильных форм ^{137}Cs от времени ко второму десятилетию (рис. 5, 6) свидетельствует о торможении нисходящих потоков ^{137}Cs в почвах вследствие уменьшения доли его мобильных форм, выравнивания нисходящих и восходящих потоков. Таким образом, почву можно рассматривать как своеобразный сорбционный геохимический барьер на путях миграции ^{137}Cs .

Практически постоянная скорость вертикальной миграции ^{90}Sr в послеаварийные годы для большинства типов почв (рис. 3) согласуется с преобладанием мобильной формы ^{90}Sr и минимальной иммобилизацией радионуклида. Постепенному выносу ^{90}Sr из ризосферы, снижающему его поступление в растения, благоприятствует промывной режим, кислая или нейтральная реакция почв, маломощность гумусового слоя, характерные для почв Полесья.

Биогенная миграция радионуклидов в почвах связана с жизнедеятельностью животных и растительных организмов. Почвенная мезофауна и микроорганизмы способствуют ускорению трансформационных процессов, а деятельность мезофауны способствует выравниванию вертикального распределения радионуклидов наряду с диффузией в пористой среде. Растения, поглощая радионуклиды через корневую систему, включают их в восходящий поток системы почва — растение. При отмирании растений происходит возврат радионуклидов в почву путем минерализации растительных остатков. Восходящие и нисходящие потоки радионуклидов обеспечивают их биогеохимический круговорот.

Мобильная форма является промежуточным продуктом в рассмотренной выше схеме трансформации радионуклидов в почвах (1). С другой стороны, мобильная форма является материальным носителем радиоактивности в процессах биогенной и абиогенной миграции. Как показали многолетние наблюдения в луговых ландшафтах Киевского и Житомирского Полесья, динамика биогенной и абиогенной водной миграции радионуклидов, потока радионуклидов из почвы в растительность, выраженная коэффициентом перехода, синхронна динамике содержания их мобильных форм в почве, т.е. динамике трансформации.

Важным следствием сопряженности и синхронности процессов трансформации и водной миграции согласно концепции формообразования является возможность реконструкции и прогноза загрязненности потока корневого питания (и трофических цепей), которая определяется параметрами кинетической модели трансформации радионуклида в почве [20].

Барьерная модель деконтаминации потока корневого питания (и трофических цепей)

Комплекс представлений, включающий приоритет мобильных форм радионуклидов в корневом питании и абиогенной водной миграции, пропорциональность содержания радионуклидов миграционных потоков содержанию мобильных форм, сопряженность миграционных и трансформационных процессов, получил наименование концепции формообразования [20].

Концепцию самоочищения природной среды на базе формообразования можно сформулировать в следующем виде [21]:

- движущей силой трансформации является термодинамическая неравновесность первоначальной техногенной формы нахождения элементов в наружной оболочке Земли
- трансформация техногенных форм нахождения элементов сопровождается образованием промежуточного продукта — мобильной формы, содержание которой синхронно определяет интенсивность биогенной и абиогенной водной миграции,
- содержание мобильной формы как функции времени, прошедшего от момента поступления техногенной формы элемента на земную поверхность, определяется кинетической моделью трансформации,
- синхронность миграционных и трансформационных процессов позволяет судить о динамике миграции, строить прогноз самоочищения природной среды по параметрам кинетической модели трансформации загрязнителя.

Теоретическое обоснование деконтаминации трофических цепей за счет процесса иммобилизации токсиканта в почве, вывода его из биологического круговорота благодаря иммобилизации составило новую главу в геохимии техногенеза — самоочищение природной среды. Поскольку ^{137}Cs находится в почве преимущественно в необменно сорбированном состоянии, почву можно рассматривать как сорбционный геохимический барьер, а комплекс геохимических закономерностей, позволяющий проводить прогнозирование или реконструирование поступления ^{137}Cs в трофические цепи — как модель деконтаминации растительности.

Синхронность динамики биогенной миграции радионуклидов и динамики мобильных форм при поправке на динамику выноса радионуклидов позволяют рассматривать параметры трансформации радионуклидов в почвах согласно кинетической модели как геохимический хронометр при реконструкции и прогнозе загрязнения начального звена трофических цепей.

Выведение ^{137}Cs из биологического круговорота вследствие иммобилизации на геохимическом барьере не исключает его вклада в дозу внешнего облучения, которое обеспечивает этот радионуклид, оставаясь в почве.

Соотношение мобильных и фиксированных форм элемента (радионуклида) определяет вклад каждого из геохимических процессов (водной миграции и иммобилизации) в самоочищение экосистем. ^{90}Sr и ^{137}Cs , как оказалось, являются крайними членами ряда элементов в проявлении указанных процессов самоочищения. ^{137}Cs характеризуется минимальными способностями к водной миграции и эффект самоочищения осуществляется за счет иммобилизации радионуклида. Большая часть активности ^{90}Sr , напротив, находится в мобильной форме и эффект самоочищения осуществляется за счет миграции радионуклида, возможности иммобилизации в минеральных почвах минимальны. Логично предположить, что загрязнители, имеющие иные геохимические свойства, располагаются между этими двумя крайностями, т.е. в самоочищении природной среды от них сочетаются оба механизма — миграция и иммобилизация.

Биогеохимические потоки радионуклидов в луговых экосистемах

Для оценки интенсивности биогеохимического потока радионуклидов в системе «почва-растение» удобно использовать геохимический коэффициент перехода ГКП, представляющий собой отношение содержания загрязнителя в растительности, собранной с 1 м^2 почвы (Ψ_p) к плотности загрязнения этой площади:

$$ГКП = \frac{\Psi_p [Бк \times \text{м}^{-2}]}{\Psi_n [Бк \times \text{м}^{-2}]} \quad (3)$$

Характеризуя балансовое распределение загрязнителя, эта величина автоматически учитывает продуктивность биомассы. Абсолютные значения $ГКП$ ($n \times 10^{-2}$ – $n \times 10^{-5}$) отражают реальную долю радионуклидов, включаемую в биогеохимические циклы.

Анализ результатов многолетнего мониторинга состояния радиоактивно загрязненных экосистем Киевского и Житомирского Полесья свидетельствует о выраженной ландшафтной дифференциации $ГКП$. Значения $ГКП$ ^{137}Cs возрастают с приростом биомассы и ухудшения условий дренирования почв. $ГКП$ ^{90}Sr возрастает в противоположном ряду.

Скорость самоочищения начального звена трофической цепи в сухих лугах на дерново-подзолистых почвах в 14 раз превышает скорость физического распада ^{137}Cs , а доля мобильной формы радионуклида, включающейся в миграционные процессы, составляет 25 %. На переувлажненных лугово-болотных почвах мобильные формы радионуклида в полном объеме включаются в процессы биогенной миграции

Для ^{90}Sr характерны противоположные тенденции. Скорость самоочищения несколько уменьшается в ряду от переувлажненных до сухих лугов. В этом же ряду значительно возрастает доля мобильной формы радионуклида, включающаяся в миграционные процессы: от 4 до 62 %.

Балансовый подход применим для оценки интенсивности потока ^{137}Cs из почвы в молоко коров, рассчитанного для пастбищ Народичского района Житомирской обл. Константы скорости биогеохимических потоков в системах «почва-молоко коров» и «почва-луговая растительность» практически совпадают в одинаковых ландшафтно-геохимических условиях. При этом доля мобильных форм ^{137}Cs , переходящая из почвы в молоко в 20 раз меньше, чем для системы «почва-растительность» и составляет 1 – 6 %. В процессы биогенной миграции в высшие звенья трофической цепи включается 5 – 10 % радионуклида из потока в растительность [22].

Мерой влияния отдельных геохимических процессов на исключение радионуклидов из потока корневого питания растений как начального звена трофической цепи могут служить параметры скорости этих процессов (табл. 2). Сравнение констант скорости геохимических процессов, способствующих естественной деконтаминации ежегодной продукции растительности наземных экосистем показывает, что в поставарийный период ведущая роль принадлежит процессу иммобилизации радиоцезия, скорость которой, в среднем, на порядок превышает скорость радиоактивного распада.

Таблица 2. Период полуочищения наземных экосистем и их компонентов

| Процесс | ^{137}Cs | | | ^{90}Sr | | |
|---|-------------------|-------------------|-------------|------------------|-------------------|-------------|
| | $T_{1/2}$, лет | k , год $^{-1}$ | k/λ | $T_{1/2}$, лет | k , год $^{-1}$ | k/λ |
| Физический распад | 30 | 0,0231 | 1 | 29 | 0,0239 | 1 |
| Латеральная миграция | > 1000 | 0,0005 | 0,02 | > 300 | 0,0015 | 0,06 |
| Иммобилизация | 0,1-1,5 | 0,45–7,0 | 19,5-300 | 1,15-69 | 0,01-0,6 | 0,42-25 |
| Нисходящая миграция | 70–>300 | 0,001-0,01 | 0,043-0,43 | 25–45 | 0,015-0,028 | 0,65-1 |
| Биогеохимическая миграция в луговую траву | 2–10 | 0,07-0,32 | 3,0-13,9 | ~ 2 | 0,29-0,38 | 12,5-16,5 |
| Биогеохимическая миграция в молоко коров | 2–10 | 0,07-0,32 | 3,0-13,9 | Не опр. | Не опр. | Не опр. |

Примечание: Не опр. – не определялось

В деконтаминации трофических цепей относительно радиостронция трансформационные процессы иммобилизации в минеральных почвах не играют существенной роли. В первые годы после аварии на территориях с преимущественным выпадением распыленного топлива благодаря процессам мобилизации происходило увеличение активности ^{90}Sr в ежегодной продукции биомассы наземных экосистем. В дальнейшем деконтаминация ежегодной продукции наземных экосистем определялась высокой миграционной способностью радиостронция в почвах Полесья; период полувыведения радионуклида из ризосферы, сопоставим с периодом его полураспада.

Полученные результаты позволяют оценить периоды полувыведения радионуклидов из экосистемы и трофической цепи вследствие процессов абиогенной трансформации, абиогенной и биогенной миграции. Приведенные в табл. 2 данные явно демонстрируют различие между самоочищением ландшафта, как выведением радионуклида за пределы трофической цепи, и природным истощением (*natural attenuation*), как очищением

абиогенной компоненты ландшафта. Последнее происходит благодаря трем основным процессам: радиоактивный распад, латеральная и вертикальная миграция радионуклидов и определяется для ^{137}Cs физическим распадом, а для ^{90}Sr — происходит вдвое быстрее, чем распад. Самоочищение луговых экосистем от радионуклидов происходит в 3–10 раз быстрее распада, что обусловлено процессами абиогенной трансформации, в частности фиксации ^{137}Cs в почвенном поглощающем комплексе, и ионного обмена при биологическом поглощении ^{90}Sr .

Балансовое распределение радионуклидов в лесных экосистемах

Биогеохимические потоки радионуклидов в лесных биогеоценозах характеризуются значительно более сложными закономерностями, что связано с многоярусным строением экосистемы, различными временными периодами, биологическими особенностями жизненных циклов растительности и т.п. Основная часть ^{137}Cs (82–97%) в лесоболотных экосистемах Украинского Полесья содержится в минеральных слоях почвы и лесной подстилке, 0,3–16% — в моховом, менее 0,002% — в лишайниковом, 0,05–0,5 — в травяном и кустарниковом ярусах, 0,01–0,05% — в ярусе микромицетов, 0,3–5% — в древесном ярусе [23]. По усредненным для различных эдафотопов значениям балансового распределения ^{137}Cs в экосистемах сосны обыкновенной в ближней зоне ЧАЭС (Янов, Новошепеличи, Толстый Лес, Копачи) около 13,5% включено в процессы биогеохимической миграции (современный опад и древесное покрытие), более 85 % иммобилизовано в почве и разложившихся слоях лесной подстилки. В современные биогеохимические циклы в экосистеме сосны включено менее 3% ^{241}Am (рис. 7).

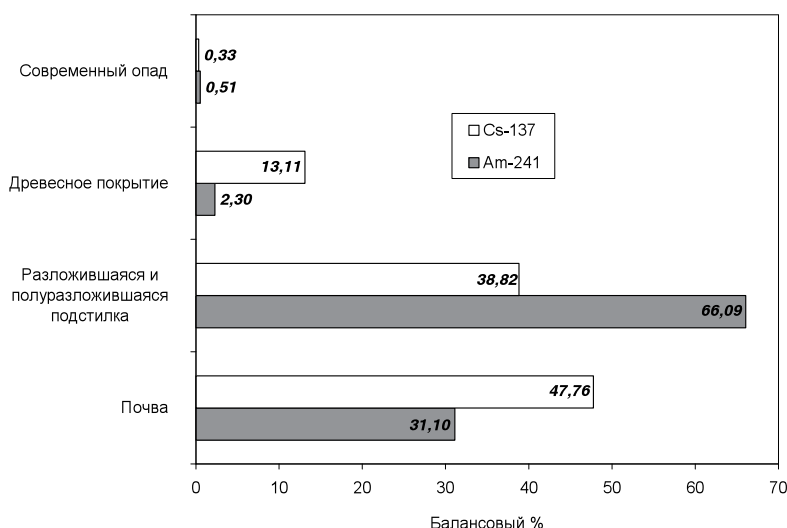


Рис. 7. Усредненные показатели балансового распределения ^{137}Cs и ^{241}Am в экосистеме сосны (*Pinus silvestris L.*) ближней зоны ЧАЭС

Начиная с 1990 — 1991 г. загрязнение сосны определяется корневым путем поступления радионуклидов. Геохимический коэффициент перехода ^{137}Cs в древесину сосны экспоненциально возрастает по отношению к динамике мобильной формы. Загрязнение сосны и скорость вовлечения ^{137}Cs в процессы биогеохимической миграции в пределах геохимически сопряженных ландшафтов при одинаковой плотности загрязнения почвы возрастают соответственно приросту биомассы в зависимости от ландшафтно-геохимических условий. Скорость самоочищения лесных экосистем возрастает в противоположном ряду и для большинства экотопов определяется скоростью радиоактивного распада. Период биологического полуочистения сосны ($T_{1/2(\text{биол.})}$) в зависимости от ландшафтно-геохимических условий составляет 15-250 лет [22].

В процессе горения графитовой кладки аварийного энергоблока в составе аэрозолей горячих частиц и в виде газовой эмиссии было выброшено около $1,12 \times 10^{14}$ Бк

радиоуглерода. В биотических ярусах сосновой экосистемы (включая разложившиеся слои подстилки) содержится около 95% углерода, в том числе 75% — в древесном ярусе. Балансовое распределение радиоуглерода аварийного выброса и глобальных выпадений существенно отличается. Биотические компоненты биогеоценоза обеднены радиоуглеродом глобальных выпадений. В древесном ярусе содержится менее 55% глобального ^{14}C . Радиоуглерод аварийного выброса ЧАЭС значительно менее биодоступен: менее 30% его содержится в древесном ярусе и до 30% — в минеральных слоях почвы в виде горячих частиц (рис. 8).

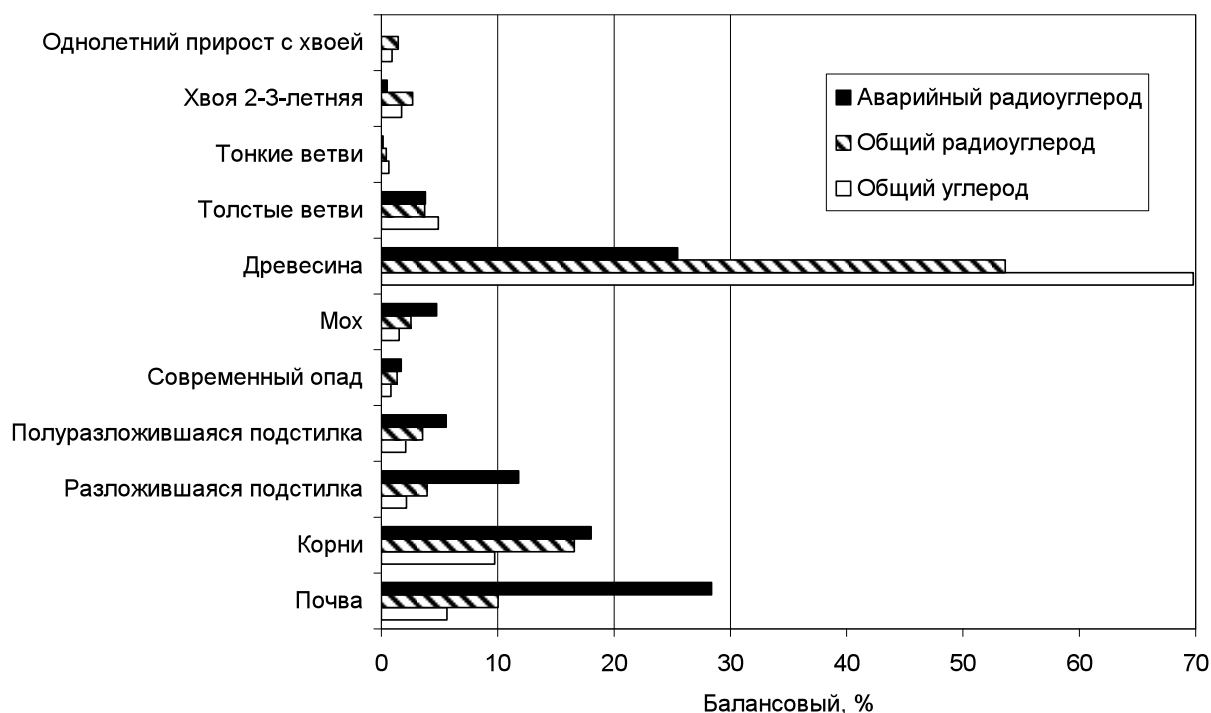


Рис. 8. Баланс изотопов углерода в экосистеме сосны ближней зоны ЧАЭС

В подстилке различной степени разложения ^{14}C аварийных выпадений представлен преимущественно твердофазными выпадениями, разлагающимися в окислительных условиях при температуре свыше 900°C . Цикличность современной эмиссии $^{14}\text{CO}_2$ в экосистеме сосны ближней зоны ЧАЭС ограничена нижними ярусами лесного биогеоценоза (почва — подстилка — мох). Современное поступление ^{14}C в биотические ярусы определяется процессами корневого питания [24].

Изучение ассимиляции изотопов углерода микромицетами (*Acremonium*, *Arthrinium*, *Aurebasidium*, *Cladosporium*, *Paecilomyces*, *Phialophora*, *Scopulariopsis*), выделенными из загрязненных почв Зоны отчуждения ЧАЭС, показало, что при добавлении реакторного графита, как единственного источника углерода, в среде Чапека происходит активный рост мицелия: в течение 60 суток биомасса мицелия возрастает в 30 раз. При этом содержание ^{14}C в субстрате и биомассе уравнивается (табл. 3) [25].

Коэффициент накопления ^{14}C в биомассе мицелия достигал 110 в контрольном эксперименте, что объясняется высокой биодоступностью углерода из источника, использованного в субстрате. Кн ^{14}C мицелием из смеси инертного и облученного графита не превышал 2; интенсивность накопления несколько снижается при использовании в субстрате только облученного графита. Последнее может быть связано со снижением биологической активности мицелия под влиянием высоких радиационных полей: в составе облученного графита активность ^{137}Cs достигала $1,4 \times 10^7$ Бк \times г $^{-1}$.

Таблица 3. Накопление ^{14}C *Cladosporium Cladosporiodes* (Fres.) de Vries: по данным [25]

| Источник углерода | ^{14}C , Бк \times г $^{-1}$ | | K_H |
|--|---|------------------------|-------|
| | Субстрат | Сухая биомасса мицелия | |
| Сахароза 20 г \times дм $^{-3}$ (контроль) | 0.22 | 24.1 | 110 |
| Смесь облученного и инертного графита | 2 100 | 3 700 | 1.76 |
| Облученный графит | 32 000 | 36 000 | 1.13 |

Динамика форм нахождения радионуклидов в поверхностных водных системах

Наряду с рисками распространения радиоактивности за пределы отчужденных терри-торий вследствие частичного разрушения объекта «Укрытие» либо из пунктов локализации РАО, вынос радионуклидов водным путем через речную систему Днепра занимает ведущее место [26]. При этом наблюдается стойкая тенденция к уменьшению ежегодного выноса радионуклидов в каскад Днепровских водохранилищ.

Рассмотрение среднегодовой динамики концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде р. Припять позволяет выделить два периода самоочищения водных масс (рис. 9):

- в период активной стадии аварии процессы самоочищения определялись преимущественно твердофазной формой выпадения радионуклидов, поэтому скорость самоочищения водных масс была почти на порядок выше, чем в последующие годы;
- начиная с 1989 г. процессы выноса радионуклидов через гидросеть Чернобыльской зоны отчуждения определяются скоростью их мобилизации в почвах водосборов. Скорость самоочищения водных масс в современный период почти в 5 раз превышает скорость распада соответствующих изотопов. Вынос ^{137}Cs преимущественно определяется гидрологическим режимом рек. Вынос ^{90}Sr в значительной степени зависит от водного режима грунтов и, в меньшей степени, от водности года.

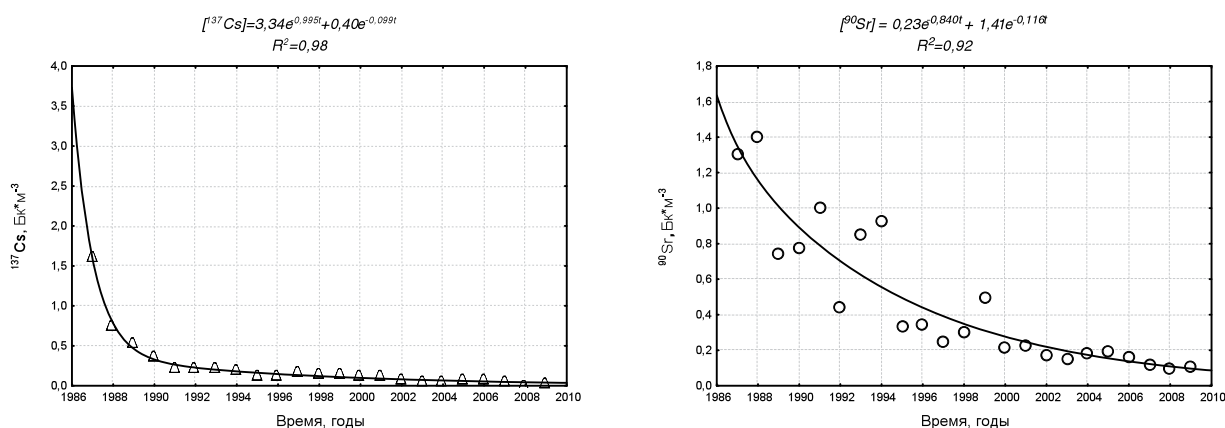


Рис. 9. Многолетняя динамика концентрации радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде р. Припять (по данным ГСНПП «Экоцентр»)

Наряду со снижением загрязнения водных масс наблюдается трансформация радионуклидов в сторону увеличения доли условно растворенных и уменьшения взвешенных форм. Скорость этой трансформации по величине соответствует скорости мобилизации радионуклидов в почвах (см. табл. 1), что свидетельствует о едином геохимическом механизме водной миграции радионуклидов в окружающей среде.

По нашим оценкам ежегодный вынос с Украинской и Белорусской территории в Ки-евское водохранилище составляет соответственно 6×10^{11} ^{137}Cs и 7×10^{12} ^{90}Sr Бк в

условно растворенной форме. Изучение эволюции форм нахождения радионуклидов в поверхностных водных системах позволяет оценить общий вынос в Черное море в 20 ТБк ^{137}Cs и 200 ТБк ^{90}Sr . При этом ^{137}Cs прочно удерживается твердой фазой донных отложений, а ^{90}Sr практически полностью вынесен из донных осадков речной системой Днепра [22].

На фоне увеличения водности реки Припять отмечается тенденция к уменьшению местного стока с территории Зоны отчуждения. Природные процессы восстановления болот дополняются техногенной аккумуляцией стока, что выражается в уменьшении водоотдачи с водосбора по сравнению с доаварийным периодом. Болота, как биогеохимические барьеры, должны удерживать значительную долю радиоактивных выпадений. Однако по мере увлажнения территории Зоны отчуждения интенсивные дождевые осадки стали почти без потерь стекать в реку. Естественные процессы заболачивания, усиленные мероприятиями по аккумулярованию стока, привели к чрезмерному увлажнению водосборов, нарушению их удерживающих функций в многоводные периоды и вымыванию ^{90}Sr из ранее суходольных участков. В периоды паводков наблюдаются залповые сбросы поверхностных вод, обогащенных радионуклидами и органическими веществами, что в свою очередь ухудшает общее экологическое состояние поверхностного стока. [19]. Естественное восстановление присущих этой территории болотных биогеоценозов происходит значительно быстрее, чем активное антропогенное преобразование ландшафтов в течение последнего столетия.

Развитие ядерной энергетики после Чернобыльской катастрофы

По данным Всемирной ядерной ассоциации [27] в настоящее время в мире функционирует 441 ядерных энергоблоков общей мощностью 371 ГВт(эл.) \times год $^{-1}$, что составляет около 17% мирового производства электроэнергии. Ведущее место по использованию ядерной энергии занимают Франция (75%), Украина (48%), Швеция (47%), Южная Корея (43%).

Анализ развития ядерной энергетики в мире свидетельствует об истощении возможностей современных технологий для удовлетворения мировых потребностей в энергии (рис. 10). С одной стороны наращивание мощностей за счет количества ядерных реакторов лимитируется социально-экологическими и экономическими факторами. С другой — как самый первый реактор в Обнинске в 1954 г., так наиболее современные строящиеся, которые планируется ввести в эксплуатацию до 2019 г. основываются на одном и том же процессе деления ядер тяжелых элементов.

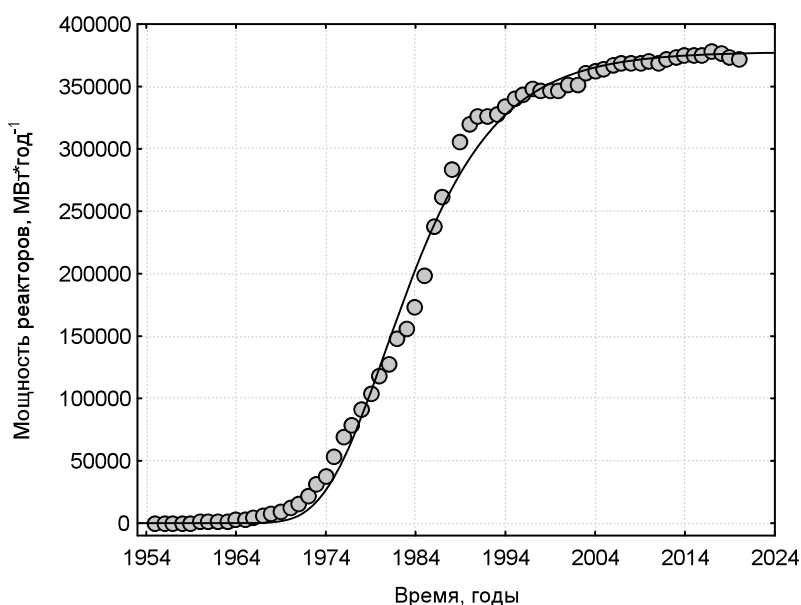


Рис. 10. Тенденция развития ядерной энергетики мира

Экспоненциальное развитие, сдерживаемое возможностями технологии, факторами социального, экономического и экологического характера, описывается кривой вида:

$$P = e^{k_1(1-e^{-k_2t})}, \quad (4)$$

где P — общая мощность реакторов АЭС с учетом выведенных из эксплуатации, МВт (эл.)×год⁻¹, k_1 и k_2 — константы скорости развития ядерной энергетики, отражающие объективные и субъективные факторы эволюции (возрастание мировых потребностей в энергии, демографию, рост благосостояния, технологические ограничения, экономическую целесообразность, общественное мнение и т. п.), год⁻¹. При этом достоверность аппроксимации составляет 99 %. Форма кривой вполне соответствует законам диалектики, современным представлениям о развитии общества и фактически представляет собой линейную развертку витка спирали развития [28].

Выполаживание кривой развития ядерной энергетики в начале третьего тысячелетия ведет к выводу, что дальнейшее развитие ядерной отрасли в паритете с возрастающей потребностью в энергии возможно лишь при условии «технологического скачка».

Возможно, такой «скачок» будет сделан с введением в эксплуатацию реакторов IV поколения. Но в этом случае изменяются, главным образом, конструкционные особенности, а процесс, даже основанный на ториевом топливе, остается тот же. Вполне вероятно, что таким скачком может стать реализация проекта ИТЕР — международного экспериментального термоядерного реактора, который планируется запустить в 2019 г.

Интересно отметить, что крупнейшие ядерные аварии в Три-Майл Айленд (1979) и Чернобыле (1986) с разрушением активной зоны не привели к изменению темпов развития ядерной энергетики. Это дает основания полагать, что и катастрофа в Фукусиме (2011) существенно не изменит положение дел. Все эти аварии развивались по одному сценарию: перегрев активной зоны — образование и взрыв водорода — неконтролируемая ядерная реакция — мелтдаун. И лишь конструкционные особенности аварийных реакторов определяли экологические последствия аварий.

Тем не менее, Чернобыльская катастрофа кардинальным образом изменила отношение к ядерной энергетике в целом. Под давлением общественности, а также в связи с конструкционными недостатками, в мире законсервировано строительство 55 блоков общей мощностью около 50 ГВт, в том числе в США — 19, Украине — 10 (сюда относятся также 5 и 6 блоки ЧАЭС), России — 8. Австрия, Беларусь, Куба, Италия, Северная Корея, Польша, Филиппины отказались от размещения объектов ядерной энергетики на своей территории и законсервировали начатое строительство АЭС.

Если системно рассмотреть влияние на биосферу всех ныне известных источников энергии (имеются в виду те, которые обеспечивают получение необходимого количества энергии), то, как ни парадоксально это звучит после Чернобыля, наиболее приемлема — ядерная энергетика.

Выбросы загрязняющих веществ в атмосферу предприятиями ядерного топливного цикла сравнительно малы, и, главным образом, связаны с добычей и переработкой минерального сырья. На много порядков больше объемы выбросов химических загрязнителей в процессе штатной эксплуатации тепловых электростанций: оксидов углерода, азота, серы и других веществ, многие из которых являются канцерогенами. С этим связаны экологические проблемы как региональные — ухудшение здоровья населения урбанизированных территорий, так и глобальные — изменение климата в результате парникового эффекта.

Атомная отрасль, занимающая второе место по потреблению воды, по объему загрязнения гидросферы сбросами сточных вод — занимает одно из последних мест.

Масштабы техногенного нарушения земель в атомной отрасли в результате разработки месторождений и переработки урановых руд — на порядок меньше, чем в любой другой топливно-энергетической отрасли.

Воздействие предприятий ядерного топливного цикла на окружающую среду, как правило, отождествляют с радиационным воздействием, противопоставляя ядерную энергетику другим топливно-энергетическим отраслям. Однако, радиационное

воздействие вообще свойственно многим сферам деятельности, а угольная энергетика, в частности, оказывает несравненно большее радиационное воздействие на окружающую среду, чем ядерная. Рассчитанный нами по данным [29] суммарный выброс нормируемых радионуклидов АЭС Украины составляет $(1,45-10,3) \times 10^{10}$, ТЭС — $(1,5-8,0) \times 10^{11}$ Бк \times год⁻¹. Причем в выбросах ТЭС преобладают долгоживущие изотопы U-Th ряда.

Деятельность предприятий ядерной энергетики как в Украине, так и в мире несравненно более строго регламентируется и контролируется, чем деятельность во всех других сферах (вероятно, только военная отрасль в этом отношении может сравниться с ядерно-энергетической).

История атомной энергетики в Украине начинается со строительства первого блока Чернобыльской АЭС с ядерным реактором РБМК-1000, который был сдан в эксплуатацию в сентябре 1977 г. В настоящее время на четырех действующих АЭС Украины эксплуатируется 15 блоков общей мощностью 13,8 ГВт (эл.) \times год⁻¹.

Энергетической стратегией Украины на период до 2030 г. [30] предусмотрено доведение мощности АЭС до 29,5 ГВт в результате строительства 10 новых и заменой 9 эксплуатируемых в настоящее время энергоблоков. При этом планируется строить ВВЭР того же (возможно несколько улучшенного) типа, что и ныне работающие. Предполагается создание собственного уранового топливного цикла и увеличение добычи урана. В Украине запасов ²³⁵U достаточно для внутреннего использования в течение не менее 100 лет. При использовании быстрых реакторов четвертого поколения запасов ²³⁸U может хватить на тысячелетия. При условии освоения уран-ториевого цикла запасов тория в Украине (в несколько раз больше, чем урана) может хватить на многие тысячелетия. Ориентация на использование бесперспективных реакторов уходящего поколения не сулит привлекательного будущего ни ядерной энергетике, ни экономике Украины [31]. Динамика развития ядерной энергетики мира (рис. 10), представленной в преобладающем большинстве водяными реакторами различных типов, свидетельствует, что такой путь развития ядерно-энергетической отрасли Украины является тупиковым.

При оценке возможных альтернатив ядерной энергетике во главу угла обычно ставят радиационное воздействие на живую природу и человека. При этом практически нет каких-либо аргументов, подтверждающих негативные последствия радиационного воздействия объектов ядерной энергетики на живое вещество, кроме последствий крупных аварий, таких, как авария на ЧАЭС 1986 года. Нисколько не умаляя трагических масштабов Чернобыльской катастрофы, проведем следующее сравнение. Вследствие облучения полностью погибло около 100 га лесонасаждений, тогда как на порядок больше ежегодно гибнет вследствие лесных пожаров. Более того, вышеизложенные результаты эколого-геохимических и биогеохимических исследований свидетельствуют о полном восстановлении за 20 – 25 лет экосистем Чернобыльской зоны отчуждения, подвергнутых летальными и сублетальными уровнями облучения. Ежегодно вследствие воздействия техногенных и неблагоприятных естественных факторов гибнет около 10 тыс. га лесных насаждений [4]. Только в Житомирской области около 15 тыс. га заповедных дубрав в настоящее время находится в стадии усыхания вследствие химического загрязнения.

Наиболее деликатный вопрос — о человеческих жертвах и рисках, как аргументах за и против ядерной энергетики. Преклоняясь пред памятью погибших при ликвидации Чернобыльской катастрофы и умерших от радиоактивного облучения в последующие годы, вспомним о неумолимой статистике жертв угольной отрасли...

Ядерная энергетика становится приоритетным сектором экономики Украины. Следует предусмотреть диверсификацию ядерных технологий, отдавая предпочтение тем, которые допускают эволюционный переход к технологиям четвертого поколения. Это даст возможность до 2030 г. заложить основы развития в нашей стране двухуровневой ядерной энергетики, когда энергетические реакторы работают в сопряжении с реакторами-трансмутаторами, обеспечивающими выжигание нежелательных изотопов [31], и, вероятно, может стать начальной фазой ноогенеза в энергетической отрасли.

Заключение

Созданный вследствие Чернобыльской катастрофы уникальный техногенный маркер инициировал интенсивное развитие геохимии и биогеохимии техногенеза, что нашло отражение в новых концептуальных разработках в области самоочищения окружающей среды.

В основу прогнозирования радиоэкологического состояния экосистем и экологогеохимического картирования загрязненных территорий положена геохимическая концепция формообразования техногенных радионуклидов, в соответствии с которой процессы водной миграции токсиканта протекают синхронно с его трансформацией в почвах. Константы скорости формообразования радионуклидов в почвах являются критериями биогенной и абиогенной водной миграции, самоочищения наземных и поверхностных водных систем от радиоактивного загрязнения. Изменение форм нахождения радионуклидов в речной воде происходит синхронно с их формообразованием в почвах водосборов. Совпадение динамики трансформации радионуклидов в суходольных и поверхностных водных системах свидетельствует о едином геохимическом механизме водной миграции загрязнителя в окружающей среде. Темпы снижения нормированных дозовых нагрузок на сельское население Украины на порядок превышают скорость радиоактивного распада дозообразующих радионуклидов, что главным образом обусловлено геохимическими процессами самоочищения наземных экосистем.

Результаты 25-летних эколого-геохимических исследований в Чернобыльской зоне отчуждения позволяют сделать вывод о сравнительной устойчивости современного эволюционного состояния биосферы, которая характеризуется стабильностью биогеохимических потоков и незначительным количеством техногенного вещества, вовлекаемого в биогеохимические циклы.

На современном этапе биогеохимические исследования выходят далеко за пределы изучения влияния живого вещества на формирование химического состава земной коры. Развивается новое направление в биогеохимии, изучающее взаимное влияние живого и неживого вещества на формирование химического и ценотического состава биосферы в условиях становления человека как внушительной геологической силы.

Как минимум дважды в истории нашей планеты биосфера была практически уничтожена, что привело к вымиранию доминирующих видов. Вследствие бомбардировки астероидами в юрском периоде вымерли динозавры, в период глобального похолодания — мамонты. Оправдывая прогнозы В.И. Вернадского, человек сегодня стал главной геологической силой. Однако, пользоваться этой силой человек научился не в полном объеме, что определяет угрозу деградации и возможного уничтожения цивилизации вследствие техногенной деятельности. Но, даже если человечество уничтожит себя, биосфера впоследствии восстановится до стабильного состояния.

Человечество в целом всегда жило и до сих пор живет сегодняшним днем. Даже тот самый «золотой миллиард сытых», к которому вроде бы относится Украина, свое благосостояние создает путем преобразования биосферы в неорганизованную свалку мусора. Если темпы производства и накопления отходов будут сохраняться, то будущее нашей техногенной цивилизации измеряется одним-двумя столетиями. Альтернатива такому бездарному концу — в нашей действительной, а не декларативной разумности. Наша беда в том, что научный прогресс служит удовлетворению потребностей сегодняшнего дня, и мы практически ничего не

предпринимаем для предотвращения трагической развязки. Главным приоритетом научных исследований должна стать экологическая стабилизация биосферы.

Основные пути преодоления противоречий между техносферой и ноосферой заключаются в глобальном внедрении замкнутого производственного цикла и доведения уже накопленных отходов до состояния, которое вписывается в природные биогеохимические циклы. Нам необходимо выиграть время до тех пор, когда мы сумеем создать безотходные технологии получения энергии. Пока что наиболее приемлемое, что у нас есть — ядерная, а в будущем — термоядерная энергетика. Они, увы, не безотходны. Развитие в Украине двухуровневой ядерной энергетике может стать начальной фазой ноогенеза в энергетической отрасли.

1. Вернадский В.И. Избранные труды. Т. 5: Работы по биогеохимии. — М.: Изд-во АН СССР, 1960. — 422 с.
2. Ферсман А.Е. Избранные труды. Т.4: Геохимия. — М.: Изд-во АН СССР, 1958. — 588 с.
3. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. — М.: Высшая школа, 1988. — 328 с.
4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2004 році. — К.: Мінприроди України, 2005. — 227 с.
5. Орлов А.С., Безуглова О.С. Биогеохимия. — Ростов н/Д: Феникс, 2000. — 320 с.
6. Чернобыльская катастрофа / В.Г. Барьяхтар (гл.ред.) — К.: Наук. думка, 1995. — 559 с.
7. Информ. бюл. ЦОИ: Спецвыпуск. — М., 1993. — № 9. — 98 с.
8. Булатов В.И. Россия радиоактивна. — Новосибирск: ЦЭРИС, 1996. — 272 с.
9. Балон М.И. Чернобыльский Форум: основные выводы и рекомендации // Тр. Междунар. конф. Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий. — С-Пб.: Гидрометеиздат, 2006. — Т.1. — С. 69-70.
10. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее: Национальный доклад Украины. — К.: Атика, 2006. — 232 с.
11. Собонович Э.В., Долин В.В. Геоэкологические проблемы преодоления последствий Чернобыльской катастрофы в Украине // Радиация и Чернобыль: ближайшие и отдаленные последствия / под ред. Е.Ф. Конопли. — Гомель: РНИУП «Институт радиобиологии», 2007. — с. 53-60.
12. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами».
13. Объект «Укрытие»: 1986 — 2006 / Ключников А.А., Краснов В.А., Рудько В.М., Щербин В.М. — Чернобыль, 2006. — 168 с.
14. Л.Л. Малишева. Геохімія ландшафтів. — К.: Либідь, 2000. — 472 с.
15. Реймерс Н.Ф. Охрана природы и окружающей человека среды: Словарь-справочник. — М.: Просвещение, 1992. — 320 с.
16. ISO 11074-4. Soil quality — Vocabulary — Part 4: Terms and definitions related to the rehabilitation of soils and sites. — Geneva, 1999. — 22 p.
17. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Роль процессов иммобилизации радионуклидов в естественной реабилитации загрязненных экосистем — Минералогический журнал. — 1996. — Т.18, №4. — С.63-72.
18. Ретроспективно-прогнозні дози опромінення населення та загальнодозиметрична паспортизація 1997 р. населених пунктів України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1986-1997 рр. Збірка 7 / Под ред. И.А.Лихтарева. — К.: МЧС Украины, 1998. — 155 с.
19. Геохимия техногенных радионуклидов / Под ред. Э.В.Собоновича, Г.Н.Бондаренко. — К. — Наукова думка. — 2002. — 332 с.
20. Бондаренко Г.Н. Сопряженность трансформационных и миграционных процессов в почвах — Минералогический журнал. — 2004. — т.26. — № 2. — С. 39—46.
21. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Эколого-геохимическая модель деконтаминации окружающей среды — Збірник наукових праць ІГНС, 2006, випуск №13, С.15—27.
22. Долин В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи / За ред. Е.В. Собоновича. — К.: Наукова думка, 2004. — 221 с.
23. Орлов О.О., Долин В.В. Биогеохимия цезия —137 у лісоболотних екосистемах Українського Полісся / За ред. Е.В. Собоновича. — К.: Наукова думка, 2010. — 198 с.
24. Distribution of Carbon isotopes in forest ecosystems within the Chernobyl Exclusion Zone / J.T. Morris, V.V. Dolin, M.M. Kovalyukh et al. // Final Project Report: CRDF Award # UB1-2500-KV-03. — Kyiv, 2006. — 25 p.
25. Собонович Э.В., Скрипкин В.В., Жданова Н.Н. и др. Трансформация реакторного графита чернобыльского аварийного выброса в биогеохимических системах / Доп. НАН України. -1996. - № 11. — С. 173-176.
26. Холоша В.І., Проскура М.І., Іванов Ю.О. та ін. Радіаційна і екологічна вагомість природних та техногенних об'єктів Зони відчуження // Бюл. екологічного стану Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 1999. — № 13. — С. 3—8.
27. World Nuclear Association: Nuclear Database: <http://www.world-nuclear.org/NuclearDatabase/Default.aspx?id=27232> / Accessed 28.07.2010
28. Абдеев Р.Ф. Философия информационной цивилизации. - М.: ВЛАДОС, 1994. - 336 с.
29. Коваленко Г.Д., Рудя К.Г. Радиоэкология Украины. — К.: Издательско-полиграфический центр «Київський університет», 2001. — 167 с.
30. Энергетична стратегія України на період до 2030 року. Схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 15 березня 2006 р. N 145-р. — К., 2006. — 129 с.

31. Патон Б.Є., Бакай О.С., Бар'яхтар В.Г., Неклюдов І.М. Про стратегію розвитку ядерної енергетики в Україні. – К.: НАН України, 2008. – 61 с.

Соботович Е.В., Бондаренко Г.М., Долін В.В. РОЗВИТОК ГЕОХІМІЇ ТЕХНОГЕНЕЗА ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Однчасне забруднення наземних і водних екосистем на великій території внаслідок Чорнобильської катастрофи ініціювало інтенсивне вивчення кінетики геохімічних і біогеохімічних процесів, що збагатило геохімію техногенезу низкою нових концептуальних розробок стосовно самоочищення навколишнього середовища. В основу прогнозування радіоекологічного стану екосистем та еколого-геохімічного картування забруднених територій покладено геохімічну концепцію формоутворення радіонуклідів, згідно якої процеси водної міграції токсикантів протікають синхронно з їх трансформацією в ґрунтах.

Sobotovich E.V., Bondarenko G.N., Dolin V.V. DEVELOPMENT OF THE GEOCHEMISTRY ON TECHNOGENESIS AFTER CHORNOBYL CATASTROPHE

Simultaneous contamination of vast areas of terrestrial and aquatic ecosystems in consequence of the Chernobyl catastrophe initiated an intensive development of kinetic concepts in geochemistry and biogeochemistry of artificial pollution. The geochemistry of technogenesis has been enriched with a number of new conceptual ideas regarding to the environmental self-recovery. The prediction of radioecological evolution of ecosystems and the environmental-geochemical mapping of contaminated areas is based on the concept of geochemical speciation of radionuclides. According to this concept the aquatic migration of toxicants occurs synchronously to their transformation in soils.