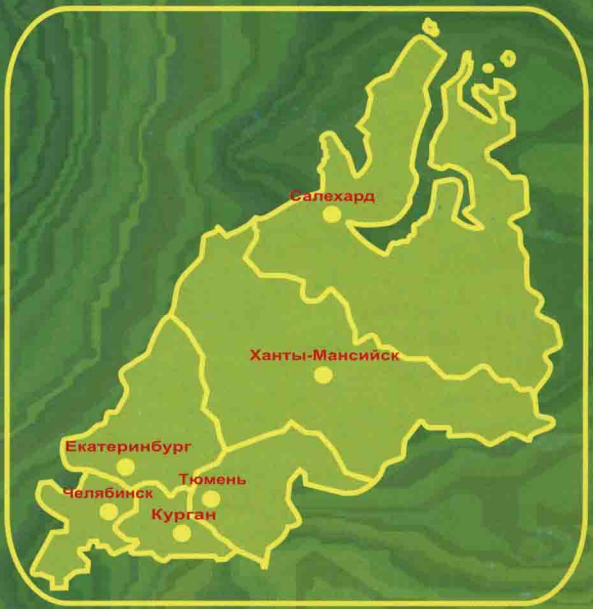
Международный Союз Радиоэкологов
Департамент гражданской защиты населения
Ханты-Мансийского автономного округа-Югры
Институт экологии растений и животных УрО РАН
Югорский государственный университет
Уральский научно-исследовательский
ветеринарный институт
Российская Экологическая Академия

# ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

## *Выпуск 9*

*Под редакцией*
***В.И. Мигунова***
***А.В.Трапезникова***




*г. Екатеринбург 2006*

Международный Союз Радиоэкологов
Департамент гражданской защиты населения
Ханты-Мансийского автономного округа-Югры
Институт экологии растений
и животных УрО РАН
Югорский государственный университет
Уральский научно-исследовательский
ветеринарный институт
Российская Экологическая Академия

# ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 9

Под редакцией
к.б.н. В.И. Мигунова,
д.б.н. А.В.Трапезникова

г. Екатеринбург, 2006

Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 9. Екатеринбург, 2006 г.

Под редакцией:
к.б.н. В.И. Мигунова, д.б.н. А.В.Трапезникова

ISBN 5-87122-026-X

# ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ДЛЯ "КРИТИЧЕСКИХ" ПОПУЛЯЦИЙ ГИДРОБИОНТОВ В ИМПАКТНЫХ РАЙОНАХ

В.Г. Цыцугина, Г.Г. Поликарпов
Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского
Национальной академии наук Украины,
Севастополь 99011, Украина, СНГ
<iur@ukrcom.sebastopol.ua>

Существующие подходы к оценке экологического риска основаны, главным образом, на использовании опубликованных данных о зависимостях "доза (концентрация) - эффект" [1] без учета адаптивных возможностей популяций. На наш взгляд, один из наиболее конструктивных и адекватных подходов к оценке экологического риска, в частности, для "критических" видов (популяций) должен состоять в определении адаптивного потенциала популяций и, прежде всего, в оценке потенциального снижения их эффективной величины. Существенное влияние на последнюю, наряду с флуктуацией численности и соотношением полов, может оказывать увеличение дисперсии репродуктивного вклада особей при антропогенном загрязнении. Проведенные нами экспериментальные и полевые цитогенетические исследования позволяют предложить критерии оценки экологического риска для природных популяций (видов) в биотопах, подвергающихся радиоактивному и химическому загрязнению.

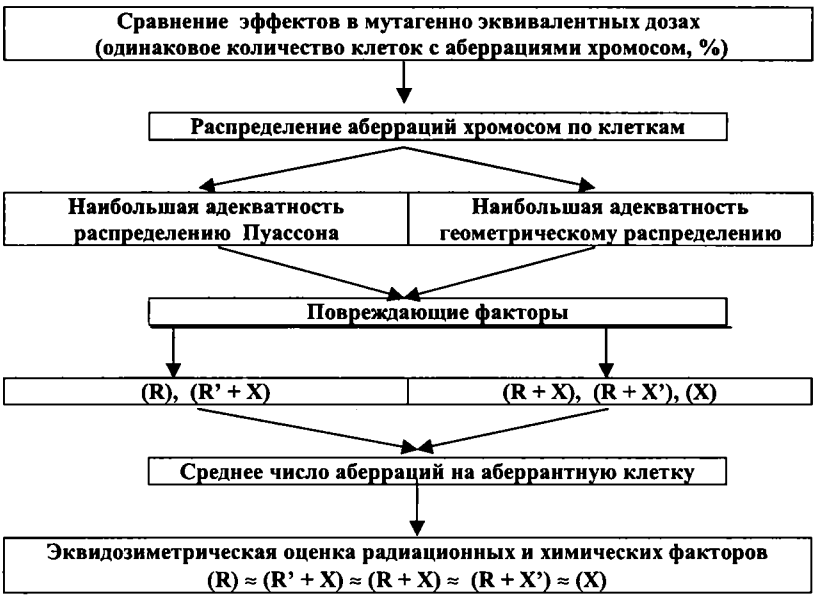
На рис. 1 приведен алгоритм оценки экологического риска для "критических" популяций (видов) гидробионтов. Идентификацию таких популяций мы предлагаем проводить на основе видовых и популяционных характеристик [2]. Критериями "критических" популяций могут служить высокая чувствительность к повреждению половых клеток и всех ста-

Рис. 1. Алгоритм оценки экологического риска антропогенного загрязнения для "критических" популяций (видов) гидробионтов.

дий онтогенеза, низкая плодовитость, протекание всего жизненного цикла в одном, наиболее "критическом" биотопе, низкая скорость размножения, генетическая изоляция, существование критических периодов в жизни популяций.

После определения в биоценозе "критических" популяций (видов) необходимо идентифицировать факторы, которые

могут оказывать неблагоприятное воздействие, для принятия затем адекватных мер защиты. Предложенные нами методические приемы (сравнение цитогенетических эффектов в мутагенно эквивалентных дозах, анализ поклеточного распределения аберраций хромосом и тяжести повреждения аберрантных клеток), могут быть использованы для идентификации и эквидозиметрической оценки радиационных, химических и сочетанных эффектов в природных популяциях гидробионтов (рис. 2) [3].




Примечание: R - радиоактивное загрязнение,
X - химическое загрязнение,
R', X' - большая эффективность радиоактивного или химического загрязнения при сочетанном действии

Рис. 2. Идентификация и эквидозиметрическая оценка радиационных, химических и сочетанных эффектов в природных популяциях гидробионтов.

Важное значение для оценки экологического риска имеет также характер воздействия - острый или хронический. При хроническом воздействии может происходить кумуляция доз и концентраций загрязнителей. Залповые выбросы поллютантов в критические периоды в жизни популяций могут иметь для них фатальное значение. Так, например, период массового весеннего размножения черноморских амфипод и, возможно, танаид и кумовых ракообразных, можно рассматривать как критический, так как после окончания размножения происходит гибель рачков старших возрастных групп, а народившееся потомство, определяющее дальнейшую судьбу популяций, отличается наиболее высокой чувствительностью к повреждению по сравнению с потомством, появляющимся летом и осенью [4].

Большую роль в повреждении играют сопутствующие загрязнению природные факторы среды, которые могут оказывать модифицирующее воздействие. В качестве примера приведем результаты нашего цитогенетического исследования ракообразных и червей в районах выхода гидротермальных источников с повышенным содержанием естественных радионуклидов на греческом острове Икария в Эгейском море [5]. В клетках гидробионтов в этих районах были обнаружены повышенный уровень хромосомного мутагенеза, мультиаберрантные клетки и пикноз ядер (рис. 3). Мощности доз внешнего гамма-излучения в этих районах составляют, в основном, 0.05 - 0.21 мкГр/ч, но могут доходить до 1 мкГр/ч. Сделано предположение, что генотоксические эффекты в клетках гидробионтов индуцированы комплексным влиянием pH (5.3 - 6.0), высокой температуры воды (26°C - 33°C) и естественных радиоэлементов.

Плодовитость играет важнейшую роль в обеспечении адаптивного потенциала. Низкая плодовитость в сочетании с высокой чувствительностью половых клеток и эмбриональ-

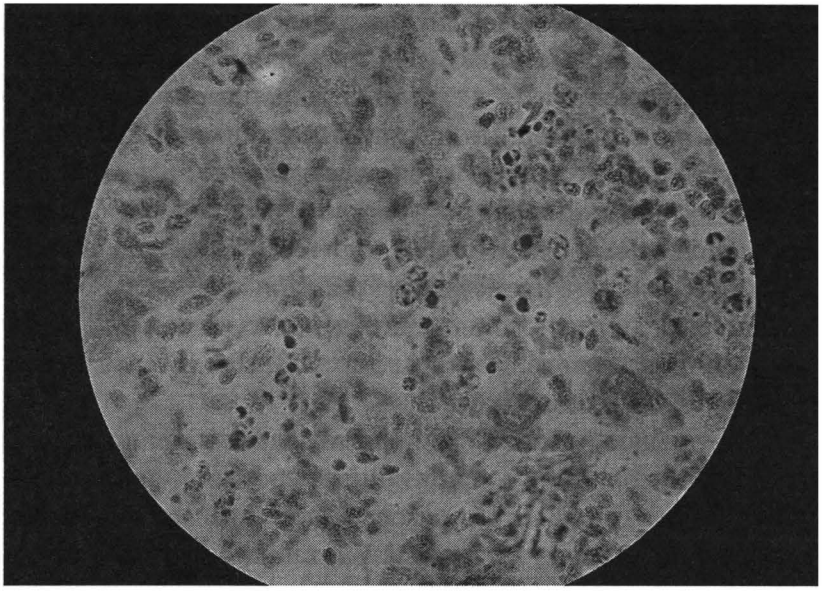


Рис. 3. Пикноз ядер в клетках Nais communis из водоема на о. Икария.

ных стадий развития, а также относительно длительным периодом гаметогенеза, способствующим увеличению накопленной дозы или концентрации загрязнителя, могут значительно влиять на дисперсию репродуктивного вклада отдельных особей. А чем больше дисперсия репродуктивного вклада, тем меньше эффективная численность популяции, т.е. меньше количество особей, определяющих генетическую структуру последующих поколений [6]. Уменьшение эффективной величины популяций ведет к снижению их наследственной изменчивости и адаптивных возможностей.

В качестве примера, в табл. 1 приведены наши экспериментальные данные о репродуктивном вкладе отдельных особей бентосных ракообразных с высокой и низкой плодовитостью при разных мутагенно эквивалентных дозах ионизирующего излучения и химических мутагенов. В генетичес-

ких исследованиях при сравнении эффективности мутагенов, имеющих разный механизм действия, измеряют дозу (мутагенно эквивалентную) в единицах хорошо определяемого показателя, например, по количеству сцепленных с полом леталей или по количеству концевых делеций [7]. В нашем случае мутагенно эквивалентную дозу целесообразно измерять по среднему для выборки количеству клеток с аберрациями хромосом (в процентах) [3]. В табл. 1 приведено сравнение репродуктивного вклада отдельных самок при четырех мутагенно эквивалентных дозах 5, 8, 10 и 13-15% клеток с аберрациями хромосом.

Для оценки репродуктивного вклада мы использовали число (%) эмбрионов со спонтанным уровнем хромосомного мутагенеза (до 2% клеток с аберрациями хромосом [8]) как критерий полноценного потомства, так как эмбрионы с более высоким уровнем мутагенеза, по-видимому, менее жизнеспособны. Например, согласно [9] и нашим данным [10] уродливые эмбрионы имеют больше аберраций хромосом по сравнению с нормальными. Исходя из данных о числе (%) эмбрионов со спонтанным уровнем хромосомного мутагенеза и средней плодовитости самок, мы рассчитали число эмбрионов со спонтанным количеством аберраций хромосом на одну самку (табл. 1). В таблице видно, что увеличение дисперсии репродуктивного вклада и, следовательно, снижение эффективной численности популяций и их наследственной изменчивости можно ожидать при мутагенно эквивалентных дозах 5-8%, если размножаются мелкие самки (0.9 и 0.25 полноценных эмбрионов на одну самку). Мутагенно эквивалентная доза 10% клеток с аберрациями хромосом является "критической" для потомства как мелких, так и крупных самок (эмбрионы со спонтанным мутагенезом отсутствуют).

Таблица 1. Репродуктивный вклад отдельных особей ракообразных при разных мутагенно эквивалентных дозах

| Мутаген | Мутагенно эквивалентная доза (среднее количество клеток с аберрациями хромосом,%) | Вид | Средняя плодовитость самок (количество яиц) | Количество эмбрионов со спонтанным мутагенезом (%) в выборке | Количество эмбрионов со спонтанным мутагенезом на одну самку |
|---|---|---|---|---|---|
| $^{90}Sr$ | 5 | *Gammarus olivii* | 40 | 19 | 7.6 |
| $^{137}Cs$ | | *Gammarus olivii* | 5 | 20 | 1.0 |
| $Pb^{(2+)}$ | | *Gammarus olivii* | 40 | 28 | 11.2 |
| $Pb^{(2+)}$ | | *Gammarus olivii* | 5 | 18 | 0.9 |
| Хлорфен | | *Gammarus olivii* | 40 | 20 | 8.0 |
| $Pb^{(2+)}$+хлорфен | | *Gammarus olivii* | 40 | 30 | 12.0 |
| $^{137}Cs$+хлорфен | | *Gammarus olivii* | 5 | 22 | 1.1 |
| $^{90}Sr$ | | *Idothea baltica* | 20 | 20 | 4 |
| $^{90}Sr$ | 8 | *Gammarus olivii* | 40 | 5 | 2 |
| $^{90}Sr$ | | *Gammarus olivii* | 5 | 5 | 0.25 |
| $^{90}Sr$+$^{137}Cs$+ +$Pb^{(2+)}$+хлорфен | | *Gammarus olivii* | 40 | 5 | 2.0 |
| $^{90}Sr$ | | *Idothea baltica* | 40 | 8 | 3.2 |
| γ-излучение | 10 | *Gammarus olivii* | 40 | нет | нет |
| γ-излучение | | *Gammarus olivii* | 5 | нет | нет |
| γ-излучение+ $Pb^{(2+)}$+хлорфен | | *Gammarus olivii* | 40 | нет | нет |
| $^{90}Sr$ | 13-15 | *Gammarus olivii* | 40 | нет | нет |
| $^{90}Sr$ | | *Gammarus olivii* | 5 | нет | нет |

Таким образом, определение дисперсии репродуктивного вклада на основе анализа качества потомства дает возможность оценивать потенциальное снижение эффективной величины популяции и ее адаптивного потенциала. По-видимому, существенное снижение эффективной величины популяции и, следовательно, возрастание экологического риска становится уже возможным, если на одну самку будет приходиться менее одного полноценного потомка.

## Литература


1. Jones D., Domotor S., Higley K., Kocher D., Bilyard G. Principles and issues in radiological ecological risk assessment // J. Environ. Radioactivity. - 2003. - 60. - P. 19 - 39.

2. Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Идентификация "критических" видов гидробионтов в связи с проблемой оценки экологического риска // Доп. НАН України.- 2005. - №7. - С.196 - 200.

3. Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Методология изучения эквивалентности действия радиоактивного и химического загрязнения на природные популяции гидробионтов // Гидробиол. ж.- 2004. - 40, №5. - С.78 - 89.

4. Tsytsugina V.G., Polikarpov G.G. Peculiarities of generative structure of hydrobionts populations and their radiosensibility / Proc. of IUR Topical meeting. Mol. - Belgium 01 - 05 June 1998. - P.3 - 11.

5. Цыцугина В.Г., Флору Х., Поликарпов Г.Г. Мультиаберрантные клетки и пикноз ядер у гидробионтов из района с повышенным содержанием естественных радионуклидов // Морской. Экологический. Журнал. - 2005. - IV. - №1. - С.84 -90.

6. Crow J.E., Kimura M. / An introduction to population genetics theory - New-York: Harper and Row, 1970. - 430 p.

7. Ауэрбах Ш. Проблемы мутагенеза / Под ред. Н.И. Шапиро. - М. Мир, 1978. - 463 с.

8. Tsytsugina V.G. Chromosome mutagenesis in populations of aquatic biota in Black Sea, Aegenean Sea and Danube and Dnieper Rivers, 1986-1989// Proceedings of Seminar on Comparative Assesment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl (Luxembourg, 1 - 5 October, 1990), 2. -1991. - P.895 - 904.

9. Ромашов Д.Д. Беляева В.Н. О сохранении радиационных повреждений хромосом в эмбриогенезе рыб // Генетика.- 1966.- №4.- С. 4-15.

10. Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Оценка ожидаемого снижения адаптивных возможностей популяций ракообразных при разном уровне повреждающего воздействия // Морской Экологический Журнал. 2006.- V.- №1.- С. 92-98.

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь 99011 Проспект Нахимова, 2

e-mail vtsy@ibss.iuf.net

iur@ukrcom.sebastopol.ua

тел. 55-00-79

23-34-55

54-66-29

# ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ АЭС РФ

Ю.А. Егоров

Развитие промышленности, энергетики, транспорта, сельского хозяйства, особенно во второй половине прошлого века, привело к далеко неблагоприятному, а во многих районах мира к катастрофическому ухудшению условий жизни людей, нарушению нормального функционирования природных систем сокращению видового разнообразия растений и животных. Не миновало это и Россию: более 15% ее территории, причем наиболее населенной, находится в состоянии, которое для жизни людей, существования природных комплексов нельзя считать благоприятными [1-4]. Практически 85% населения России дышат воздухом, содержание опасных для здоровья человека веществ в котором выше допустимого санитарно-гигиеническими нормативами, почти половина населения потребляет загрязненную выше допустимого теми же нормативами воду. Значительные территории России (также многонаселенные) признаны территориями экологического бедствия.

Одобренная в 2002 г. Правительством РФ Экологическая доктрина Российской Федерации [5] определяет сложившуюся к настоящему времени ситуацию с окружающей нас средой как экологический кризис, ставящий под угрозу возможность устойчивого развития человеческой цивилизации, т.е. возможность существования человечества в не очень далекой перспективе. Это очень серьезная оценка современных условий нашей жизни.

Приходится констатировать, что человечество, специалисты не справились с задачей сохранить себе благоприятные условия жизни, сохранить свое природное окружение в благополучном состоянии. Причин этому несколько, но, по-видимому, главная из них - вовсе не несбалансированное эко-

логическое развитие природохозяйственной деятельности как таковое, а отсутствие специальной стратегии природоохраны, использование в природоохране антропоцентристских подходов, согласно которым человек признается наиболее уязвимым звеном биосферы, и поэтому защита человека от неблагоприятных антропогенных воздействий всегда обеспечивает защиту любого природного объекта. XX век, его вторая половина показали, что это далеко не так: природные объекты, природное окружение нельзя охранять по человеческим нормативам, методами и методологией, используемой для охраны здоровья людей. Действительно, разработаны высокоэффективные аэрозольные и газовые фильтры для очистки выбрасываемого в атмосферу вентиляционного воздуха различных производств, разработаны целые системы очистки примененных в производственных процессах вод, а люди дышат малопригодным для этого воздухом, пьют недоброкачественную воду, потребляют не соответствующие нормативам продукты питания. Никакие штрафы, платы за сбросы и выбросы не меняют ситуации. Более того, не очень меняют ситуацию экологическая экспертиза, и даже экологическая милиция! Это значит, что природоохранную стратегию надо менять и немедленно, опираться в природоохране следует, как этого требовал принятый еще в 1991 г. Федеральный Закон РФ "Об охране окружающей природной среды" на понятие экологической безопасности человечества, его природного окружения, согласно которому любой вид человеческой деятельности должен быть экологически безопасным [6-8].

Преодоление экологического кризиса - отмечает Экологическая доктрина РФ - возможно только на основе формирования нового типа взаимоотношений человека и природы. Таким новым типом взаимоотношений должна стать эко-

логически безопасная деятельность. Экологически безопасными должны быть и атомные объекты, АЭС, в частности.

Понятие экологической безопасности того или иного вида человеческой деятельности исходит из презумпции опасности любого вида деятельности для природного окружения и условий жизни людей, т.е. из предположения, что последствия деятельности всегда нарушают естественные процессы в природном окружении, чем ухудшают его состояние, и отрицательно сказываются на условиях жизни людей. Поэтому экологически безопасная деятельность - это деятельность, которая не вызывает при ее реализации недопустимых или неприемлемых человеческим обществом изменений состояния природного окружения, условий жизни населения в регионе деятельности [8].

Если иметь в виду такой вид деятельности как строительство и эксплуатация АЭС, то АЭС экологически безопасна, если сопровождающие ее строительство, эксплуатацию воздействия на окружающую природную среду (наземные, водные, селитебные экосистемы), условия жизни населения вызывают изменения состояния природного окружения (состояния этих экосистем) и условий жизни населения не более чем это признано допустимым или приемлемым для региона данной АЭС [8,9]. Поскольку АЭС, как и любой другой вид человеческой деятельности, абсолютно экологически безопасной быть не может, ее экологическая опасность оценивается индексом экологической опасности (ИЭО). Чем меньше значение ИОЭ, тем более экологически безопасна АЭС.*

Попробуем оценить экологически безопасны или нет, действующие ныне в России АЭС, экологически безопасными

---

* В перспективе ИОЭ - основной экологический норматив на территории России: не допустимо строительство и эксплуатация АЭС, если ее ИЭО больше установленного этим нормативом.

или нет, будут проектируемые сегодня в России АЭС, т.е. попробуем оценить какова же роль АЭС в создании тех условий в окружающей нас среде, в которых мы нынче живем.

Допустимость (при нормальной работе АЭС) и приемлемость (при отклонении работы АЭС от нормальной) изменений состояний экосистем природного окружения АЭС и условий жизни населения устанавливается Региональным экологическим нормативом обеспечения экологической безопасности АЭС (РЭН ОЭБ АЭС), разрабатываемым персонально для конкретной АЭС и конкретного региона ее размещения [9], т.е. региональным экологическим нормативом, учитывающим конкретные природные условия в месте размещения АЭС и условия воздействия конкретной АЭС на окружающую среду (или правильнее: условия взаимодействия конкретной АЭС с конкретной окружающей природной средой). АЭС экологически безопасна, если при ее строительстве и эксплуатации требования этого норматива не нарушаются. Поэтому оценку экологической безопасности действующих и проектируемых АЭС следовало бы проводить проверкой нарушается или нет ее РЭН ОЭБ АЭС. Однако на сегодня еще нет законченного перечня количественных критериев экологической безопасности АЭС, ни для действующих, ни для проектируемых АЭС не разработаны, не установлен и ИЭО, поэтому пока оценивать экологическую безопасность АЭС приходится по качественным показателям, характеризующим состояние и изменения состояния природной среды в регионе АЭС* [10]. Условия жизни населения в регионе при нормальной работе АЭС, при авариях на АЭС должны соответствовать санитарно-гигиеническим нормативам на качество условий жизни - это непременное условие обеспечения экологической безопасности АЭС. АЭС

* В настоящее время начата работа по теме "Количественные характеристики экологической безопасности деятельности".

признается экологически безопасной, если кроме этого, удовлетворяет качественным критериям экологической безопасности Концепции экологической безопасности АЭС [11]. Если анализ информации о последствиях строительства и эксплуатации АЭС позволяет заключить, что АЭС экологически безопасна, то это значит, что роль АЭС в создании нынешнего качества природной среды пренебрежима, "силы" воздействия АЭС на природную среду могут оцениваться как допустимые. В противном случае, т.е. если результаты анализа покажут, что АЭС признать экологически безопасными нельзя, т.е. АЭС недопустимо влияют на состояние природной среды, необходимо разработать и реализовать программу обеспечения их экологической безопасности.

При нормальной работе АЭС является источником четырех видов воздействий на окружающую природную среду, условия жизни населения: радиационного, химического, теплового (или/и тепловлажностного) и воздействия, обусловленного строительными работами, появлением в ранее малообжитом регионе большого количества людей, и связанной с этим урбанизацией региона. АЭС, как источник воздействия на окружающую природную среду, должна рассматриваться как комплекс: собственно АЭС + вспомогательные предприятия и строительные организации + город энергетиков, с его атрибутами жизнеобеспечения населения [12]. Из четырех названых видов воздействий специфичным для АЭС является радиационное. Три других вида воздействий на окружающую природную среду и условия жизни населения хорошо знакомы специалистам (например, ТЭС на органическом топливе). Оценивая участие АЭС в формировании "сил" воздействий на природные объекты, условия жизни людей надо иметь в виду, что все воздействия однонаправлены, их последствия могут суммироваться, но явления их синергизма не проявляются [13]. При нарушении нормаль-

ного режима работы АЭС основным фактором воздействия, как на природное окружение, так и на условия жизни людей может стать радиационный.

Для того чтобы оценить экологически безопасна или нет АЭС надо рассмотреть последствия воздействия каждого из факторов и воздействия всех их вместе (одновременно).

1. Радиационное воздействие - это воздействие радионуклидов (радиоактивных продуктов деления и коррозии материалов активной зоны и 1-го контура - на АЭС с ВВЭР и контура многократной принудительной циркуляции - на АЭС с РБМК), поступающих с АЭС в атмосферу с газо-аэрозольным выбросом, и с жидкими стоками в водоемы (обычно в водоемы-охладители). Радиационное воздействие АЭС на население ее региона ограничивается Санитарными правилами проектирования и эксплуатации АЭС - СП АЭС. Базовая редакция Санитарных правил СП АЭС-79 определила дозовую квоту предела дозы на облучение лиц из населения излучением, связанным с работой АЭС, для лиц из критической группы населения региона АЭС равной $25 \times 10^{-5}$ Зв/год. Это значение дозовой квоты оценили как незначимое, поскольку оно не превышает среднего по России колебания среднегодовой средней дозы, обусловленной естественным радиационным фоном: $[100 \pm 25] \times 10^{-5}$ Зв/год, т.е. квота, была установлена такой, что радиационная нагрузка за счет АЭС на индивидов из критической группы населения никогда не обнаружима на фоне радиационной нагрузки естественного радиационного фона, она не измерима и контролируется расчетом. (Радиационный риск облучения индивида дозой равной дозовой квоте в пределах погрешности не отличается от 1/4 радиационного риска облучения дозой среднего по РФ естественного радиационного фона; последний равен $2 \times 10^{-5}$ год$^{-1}$. Ежегодное облучение индивида из населения дозой равной дозовой квоте предела дозы для лиц из населения

региона АЭС не увеличивает радиационный риск индивидов по сравнению с естественным, если он вообще имеет место быть). СП АС-99 сохранили это значение дозовой квоты для действующих АЭС и снизили значение квоты в 25 раз для проектируемых и строящихся АЭС*, т.е. сделали дозовую квоту равной 10мкЗв/год! Что это за значение? Не ясно: оно не оценимо даже расчетом из-за его (расчета) погрешности. Поэтому принятые следом СП АС-03 увеличили дозовую квоту для новых АЭС до 100мкЗв/год, сохранив для действующих АЭС дозовую квоту установленную базовой редакцией СП АЭС-79, т.е. равной 250 мкЗв/год. Уменьшение дозовой квоты в 2,5 раза принятое СП АС-03, по сравнению с СП АЭС-79, естественно, оставляет дозовую квоту незначимой и в пределах погрешности оценок дозовых нагрузок на индивидов практического значения не имеет. (Действия НРБ на АЭС, естественно, не отменяет)**. Более того, бес-

---

* Мотивация снижения дозовой квоты - достижения абсолютно приемлемого радиационного риска ~ $10^{-7}$ год$^{-1}$. Не говоря уже о том, что это гипотетический риск, поскольку опасность облучения человека малой дозой не имеет натурного подтверждения, и, не говоря о том, что риск "размером" $10^{-7}$ год$^{-1}$ понятие не только гипотетическое, но и не оцениваемое человеком, едва ли есть необходимость устанавливать радиационный риск столь низким при том, что на тех же территориях, на которых устанавливается такое его значение, допустим "химический риск" многих веществ на уровне большем $10^{-1}$ год$^{-1}$ [14]. Более того, по оценкам санитарно-эпидемиологической службы Ростовской обл., например, [15] средний радиационный риск от всех источников излучения и естественного радиационного фона на территории Ростовской обл. составляет $3x10^{-4}$ год$^{-1}$. И это при радиационном риске из-за работы в области Волгодонской АЭС меньше $10^{-7}$ год$^{-1}$. Поэтому, как справедливо указано в [14] "дополнительное ужесточение нормативной базы радиационных воздействий требует обоснования, выходящего за рамки анализа лишь радиационных рисков".

** В [16] указано, что при дозовой квоте предела дозы индивидов из населения равной 10 мкЗв/год на АЭС (согласно п. 1.4 НРБ-99) НРБ-99 не распространяются. Это принципиально не верно. Во-первых, потому, что в основе нынешнего радиационного нормирования лежит линейная бес-

смысленно уменьшать и так незначимое значение! СП АЭС-79 установили также допустимый выброс (ДВ) радионуклидов с АЭС в атмосферу (заметно меньший предельно допустимого, соответствующего дозовой нагрузке на индивидов из населения $25 \times 10^{-5}$ Зв/год) и потребовали устанавливать допустимый сброс (ДС) радионуклидов с жидкими отходами АЭС в водоемы. Вызвано это было тем, что в годы разработки СП АЭС-79 мы не располагали информацией о поведении "станционных" радионуклидов в окружающей среде, не исключалось, в частности, их накопление в понижениях местности, в аквальных ландшафтах, других геохимических барьерах. Введение же ДВ и ДС гарантировало не превышение дозовой квоты, установленной СП АЭС-79). Естественно, СП АЭС-79, как и последующие версии СП АЭС, не нормировали радиационных воздействий на природные объекты - это не их задача. Однако, ограничение радиационных воздействий на индивидов из населения с целью их защиты, защищает от этих воздействий все иные живые существа: согласно основной парадигме радиационной защиты, согласно 26-й публикации МКРЗ (1978 г.) человек наименее радиационно устойчивый объект живой природы. Таким образом, соблюдение требований СП АЭС-79 в части радиационной защиты населения, проживающего вблизи АЭС уже

---

пороговая зависимость "доза-эффект" и потому при сколь угодно малой дозе эффект не может быть равен нулю. Во-вторых, НРБ - это нормы не для источников излучения, а для объектов облучения - людей и потому НРБ не могут ни распространяться, ни не распространяться ни на какие источники излучения. Далее, АЭС - это не источник излучения для окружающей среды и населения в ней, а источник (простите) источников излучения в окружающей среде; активность и, следовательно, радиационная опасность каждого из них оценивается только расчетом, причем с погрешностью не менее 100%. И, наконец, только строжайшее соблюдение требований СП АЭС-79 и последующих версий СП АС, разработанных на основе НРБ-76 (и более поздних версий) сделало действующие в РФ и странах СНГ АЭС радиационно безопасными для окружающей среды и населения.

само по себе обеспечивает экологическую безопасность АЭС по радиационному фактору: в состоянии природного окружения радиационный фактор воздействий никаких изменений не вызывает, требования санитарного нормирования выполняются.

Что же мы имеем на самом деле?

Во все время работы всех АЭС России и для всех радионуклидов, обнаруживаемых в выбросах АЭС, справедливо соотношение:

| Реальная мощность выброса | << | Проектная мощность выброса | < | Допустимая СП АЭС мощность выброса (ДВ) | << | Предельно-допустимая мощность выброса (ПДВ) |
|---|---|---|---|---|---|---|

Вследствие этого:

| Реальные дозовые нагрузки на индивидов из населения | << | Проектные дозовые нагрузки на индивидов из населения | << | Допустимые СП АЭС-79 дозовые нагрузки на индивидов из населения |
|---|---|---|---|---|

То есть дозовая нагрузка на индивидов из населения, обусловленная газоаэрозольным выбросом действующих АЭС, по всем возможным путям радиационного воздействия много меньше допустимой. Дозовая нагрузка на жителей, например, г. Курчатова за все время работы Курской АЭС (более 25 лет) составила ~ $4x10^{-5}$ Зв, (при дозовой квоте $25x10^{-5}$ Зв/год) т.е. ~ примерно в 150 раз меньше допустимой; индивидуальная доза жителей г. Удомля обусловленная радиоактивными выбросами Калининской АЭС в 2000-2002 гг., да и в предшествовавшие годы, была на уровне 0,3% допустимой, т.е. ~ $7,5x10^{-8}$ Зв/год, а на жителей г. Десногорска (город энергетиков Смоленской АЭС) около $2x10^{-7}$ Зв/год, т.е. тоже малые доли процента допустимой. Индивидуальная годовая (и,

естественно, накопленная) доза лиц из населения быстро убывает с расстоянием от АЭС*. Так в населенных пунктах региона Курской АЭС Дроняево (3,5 км к северу от АЭС) и Дичня (9,2 км в направлении ВЮВ) оцененная накопленная доза за все время работы АЭС составляет около $2x10^{-5}$ и $0,4x10^{-6}$ Зв соответственно. Индивидуальная доза в регионе Калининской АЭС (ССВ, расстояние от АЭС ~ 4 км) в 2000 г. была ~ $2x10^{-8}$ Зв/год, а в деревне Касково (ССЗ, ~7 км) - ~$1x10^{-8}$ Зв/год. Примерно такие же значения имеют оцененные дозовые нагрузки на индивидов из населения в регионах Нововоронежской и Балаковской АЭС, в регионе недавно введенной в эксплуатацию Волгодонской АЭС. Эти малые значения дозы газоаэрозольного выброса АЭС формируются при годовой дозе естественного фона в регионах АЭС (70-120)$x10^{-5}$ Зв/год. (Оценки [14] вклада АЭС в коллективную дозу населения России представляются несколько завышенными).

Столь малые значения индивидуальной дозы лиц из населения регионов АЭС обусловлены реализацией почему-то в радиационной защите принципа ALAPA (As low as possible achievable), требующего снижать дозовую нагрузку на столько, на сколько удается, хотя уже СП АЭС-79 предлагали руководствоваться принципом ALARA (As low as reasonable achievable), т.е. снижать дозу с учетом социальных и экономических факторов. Понятно, что это "мероприятие" не имеет под собой ни социальной, ни экономической основы.

Инструментально измеренная мощность дозы на местности вблизи АЭС в среднем равна ~ $10^{-7}$ Зв/ч и никак не меняется за все время работы АЭС (рис. 1), т.е. определяется естественным радиационным фоном в регионе АЭС и работа АЭС никак не отражается на ее значении. (Заметим, что ра-

---

* Практически обратно пропорционально квадрату расстояния от АЭС.

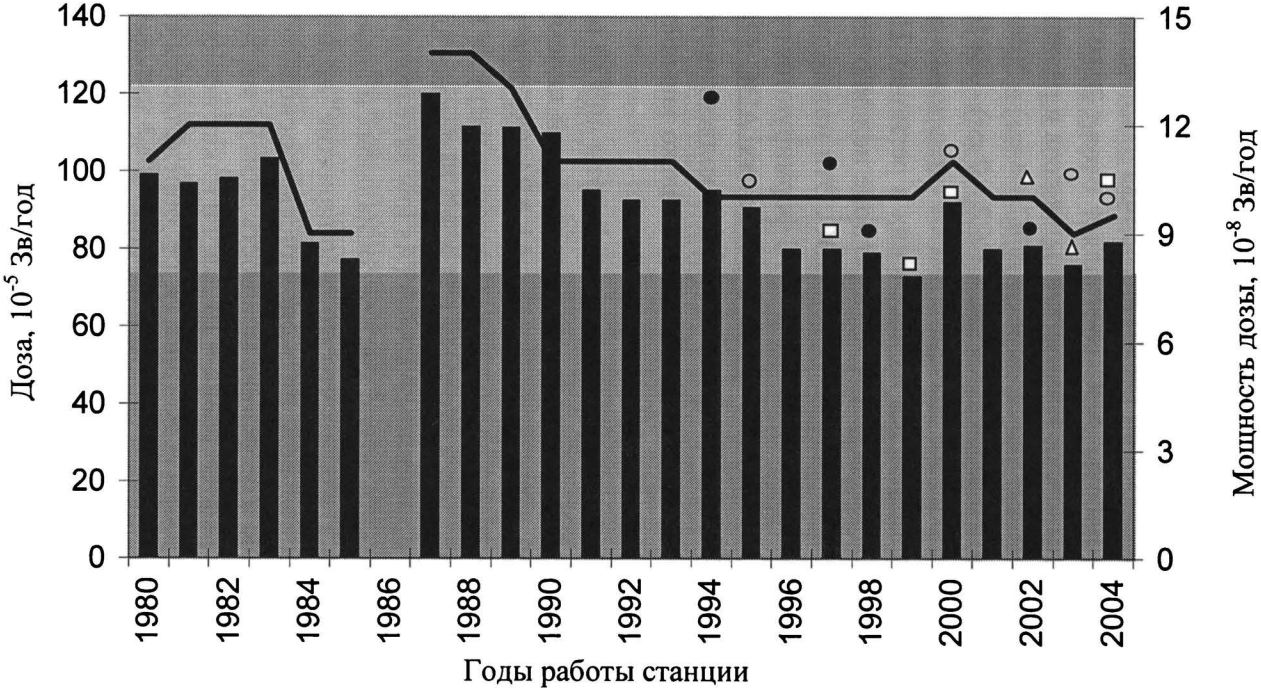



Рис. 1. Динамика мощности дозы (ломанаяи точки), годовой дозы (гистограмма) γ-излучения в регионе Смоленской АЭС и интервал изменения ("коридор") средней по России годовой дозы естественного радиационного фона.

диационная обстановка в регионе АЭС не изменится и также будет определяться естественным радиационным фоном, если АЭС будет весь год работать с мощностью выброса равной ПДВ для нее или установленным СП АЭС-79 (СП АС-03 для действующих АЭС) ДВ).*

В регионах всех АЭС эта незначимая (правильнее сказать: дважды незначимая) дозовая нагрузка на (75-95)% и больше обусловлена облучением индивидов из населения излучением РБГ факела выброса АЭС (рис. 2). Вклад в дозовую нагрузку выбросов $^{131}I$ и др. изотопов йода составляет не более 10%, а других радионуклидов, обнаруживаемых (прогнозируемых) в выбросе, единицы и доли процента. Малые радиоактивные поступления с АЭС в атмосферу обуславливают чрезвычайно малую плотность выпадения радионуклидов на местность в регионе АЭС вследствие чего говорить о накоплении радиоактивного "станционного" загрязнителя со временем, например, в почвах региона АЭС (рис. 3), в выращиваемой здесь растительности, участии в формировании дозовой нагрузки радиоактивных выпадений на местность (внешнее облучение, пищевые цепи), практически не прихо-

---

* Новая редакция Санитарных правил СП АС-03 при установленной дозовой квоты предела дозы для индивидов из населения 100 мкЗв/год вводит требование соблюдать и устанавливает для АЭС ДВ, причем различный для АЭС с разными реакторными установками. Почему и зачем не ясно: для населения и природной среды тип реактора никакого значения не имеет. При столь малой дозовой квоте устанавливать ДВ смысла нет, и уж никакого смысла нет устанавливать КУ - контрольные уровни мощности выброса на месяц да еще и на сутки! Усмотреть какую-либо пользу в этом нельзя, но контроль за мощностью выброса это заметно усложнит. При незначимой дозовой квоте снижать мощность выброса по сравнению с ДВ (да еще до ~ 1% от ДВ по СП АС-03, как это обещают сделать некоторые проектанты на вновь проектируемых АЭС), бессмысленно и не только бессмысленно, а как-то даже не красиво. Неплохо бы посчитать, сколько это стоит и не только в рублях, но и в чел.Зв, т.е. в дозовых затратах персонала АЭС.

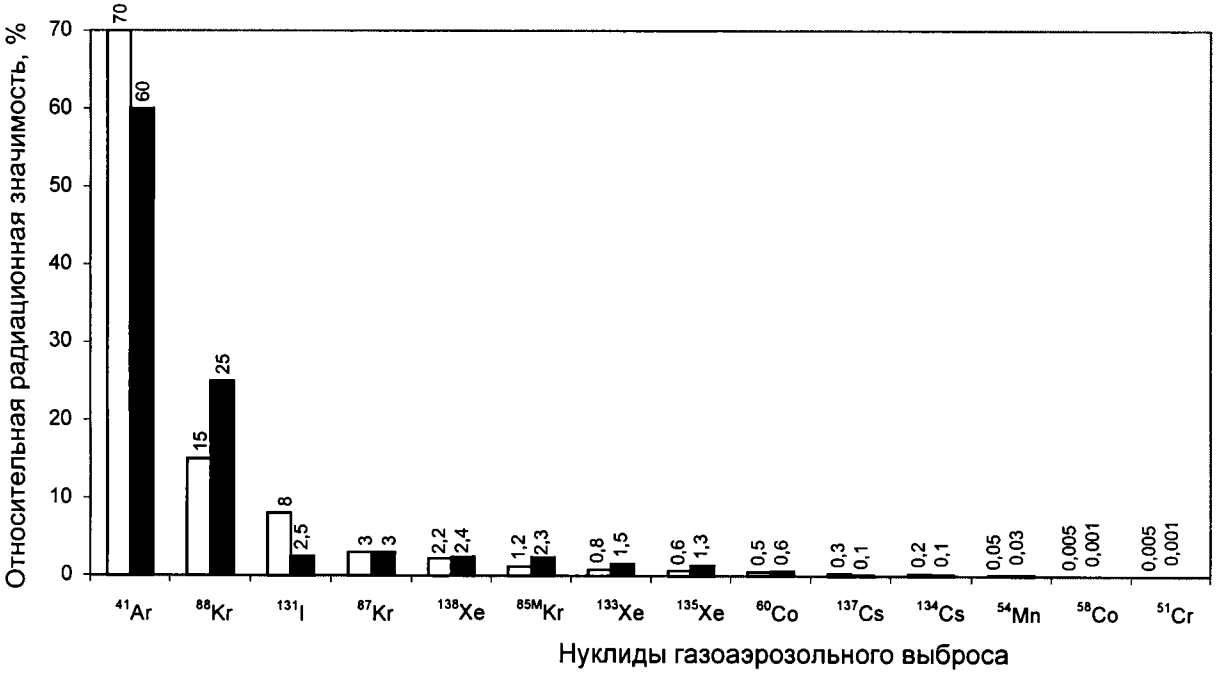



Рис. 2. Относительная радиационная значимость радионуклидов газоаэрозольного выброса АЭС с РБМК-1000 (за два разных года).

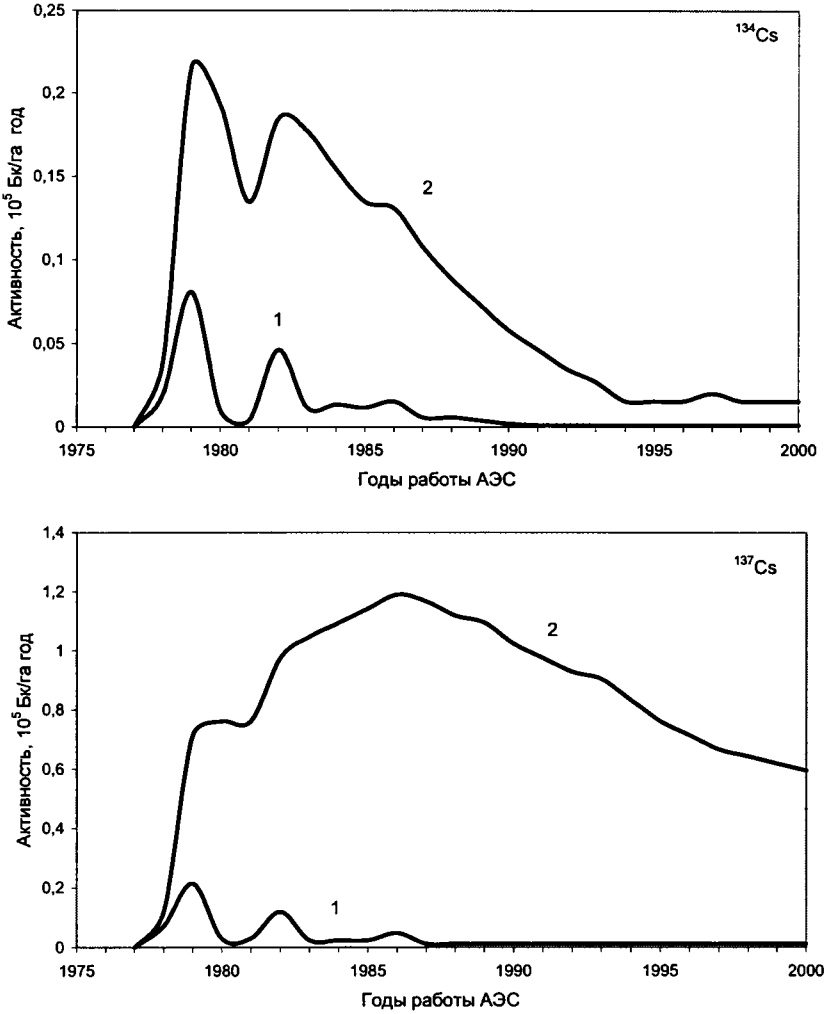



Рис. 3. Динамика активности выпадений радионуклидов газоаэрозольного выброса на хвойный лес критического экоучастка (сомкнутость крон 80%) в кронах древостоя (1) и на подстилающей поверхности (2).

дится. Не приходится говорить и об увеличении годовой дозы индивидов из населения со временем.

Вследствие малых поступлений в атмосферу "станционный" радиоактивный загрязнитель инструментально обнаруживается не далее, чем в 2-3 км от АЭС, причем объемная активность, например, РБГ в приземном воздухе на этом расстоянии составляет не более (1-2) Бк/м$^3$, долгоживущих радионуклидов в аэрозольной форме - на несколько порядков меньше, а расчетная плотность выпадений на земную поверхность на расстоянии 2-3 км от АЭС, например, $^{137}$Cs не превышает 0,2-0,3 Бк/м$^2$сут, а $^{60}$Co ~1,5x10$^{-2}$ Бк/м$^2$сут, т.е. чрезвычайно мала. (Измеренная плотность выпадений $^{137}$Cs заметно выше и определяется "глобальным" и "чернобыльским" $^{137}$Cs). Кроме $^{137}$Cs и $^{60}$Co в выпадениях можно обнаружить другие "станционные" радионуклиды ($^{134}$Cs, $^{141}$Ce, $^{54}$Mn и др.), но их плотность выпадений еще меньше. При этом выявить зависимость активности того или иного радионуклида, например в почве от направления или расстояния от АЭС не удается. Обусловлено это тем, что реальная мощность выброса АЭС, как отмечено выше, (табл. 1) много меньше ПДВ и заметно меньше допустимой СП АЭС-79, установленной еще в 1979 г. с большим запасом по отношению к ПДВ (табл. 2). Ни одна АЭС России (ранее СССР) за время своей работы не превышала ДВ.

СП АЭС (в том числе, СП АС-03) требуют устанавливать вокруг АЭС санитарно-защитную зону (СЗЗ) и определяют, что СЗЗ - это территория вокруг АЭС, "на которой уровень облучения людей в условиях нормальной эксплуатации может превысить установленный предел дозы облучения населения" (очевидно, имеется в виду квота пределы дозы, установленная для облучения за счет работы АЭС). Если "установленный предел дозы облучения населения" есть упомянутая квота, то таких территорий в России нет, а в соот-

Таблица 1. Мощность выброса радионуклидов с АЭС России в атмосферу % от допустимой*) СП АЭС-79.

| АЭС | РБГ**) | ДЖН***) | $^{131}I$ |
|---|---|---|---|
| Балаковская | 0,02 – 0,04 | 0,02 – 0,04 | 0,1 – 0,2 |
| Калининская | 0,15 – 0,25 | 0,01 – 0,02 | 0,2 – 0,5 |
| Кольская | 0,1 – 0,2 | ~ 0,01 | 0,1 – 0,3 |
| Нововоронежская | 0,2 – 0,4 | 0,2 – 0,3 | ~ 0,3 |
| Белоярская | 0,02 | – | – |
| Билибинская | 1,0 – 5,0 | – | – |
| Курская | ~ 2,0 | 1,5 – 2,0 | ~ 1,5 |
| Ленинградская | 1,5 – 2,0 | 0,5 – 2,0 | ~ 3,0 |
| Смоленская | ~ 3,0 | 0,5 – 1,0 | ~ 3,0 |

*) Приведены усредненные за несколько последних лет данные.
**) РБГ - радиоактивные благородные газы.
***) ДЖН - долгоживущие радионуклиды

Таблица 2. Предельно допустимая мощность выброса Курской АЭС (по СП АЭС-79, результаты расчета по реальному нуклидному составу).

| Радионуклид | ПДВ | Радионуклид | ПДВ |
|---|---|---|---|
| РБГ, Бк/сут | $4,1x10^{14}$ | Изотопы иода, Бк/мес | |
| в том числе: | | $^{131}I$ | $0,12x10^{11}$ |
| $^{41}Ar$ | $0,25x10^{15}$ | $^{133}I$ | $0,55x10^{11}$ |
| $^{85m}Kr$ | $0,2x10^{14}$ | ДЖН, Бк/мес | |
| $^{87}Kr$ | $0,2x10^{14}$ | $^{51}Cr$ | $0,1x10^{12}$ |
| $^{88}Kr$ | $0,2x10^{14}$ | $^{54}Mn$ | $0,4x10^{10}$ |
| $^{133}Xe$ | $0,8x10^{14}$ | $^{59}Fe$ | $0,15x10^{10}$ |
| $^{135m}Xe$ | $0,5x10^{13}$ | $^{60}Co$ | $0,65x10^{10}$ |
| $^{135}Xe$ | $0,6x10^{13}$ | $^{90}Sr$ | $0,45x10^{10}$ |
| $^{138}Xe$ | $0,1x10^{14}$ | $^{134}Cs$ | $0,4x10^{10}$ |
| | | $^{137}Cs$ | $0,85x10^{10}$ |

ветствии с требованиями новых СП АС-03 и не будет. Поэтому СЗЗ АЭС можно ограничивать территорией промплощадки АЭС. Поскольку обнаружить "станционные" радионуклиды далее чем на расстоянии 2-3 км от АЭС не удается, зона наблюдения вокруг АЭС (устанавливается так же в соответствии с требованиями СП АЭС) может иметь радиус (с запасом) не более 5 км, но никак не 30 км, как это принято в настоящее время.

Радионуклиды-аэрозоли в выбросах АЭС имеют субмикронные размеры и поступают на почву, растительность, другие наземные объекты вследствие импакционного осаждения. Наибольшее их количество, естественно, осаждается на листовой поверхности, т.е. в кронах деревьев. Вследствие процессов самоочищения крон радионуклиды переносятся на подстилающую поверхность и депозитарием для них в наземных экосистемах служит верхний слой почвы толщиной до ~5 см, в котором собирается до 95-98% активности, [17, 18] [в лесу - слой лесной подстилки, на пашне пахотный слой], радионуклиды удерживаются этим слоем весьма и весьма прочно; установлено, например, что через ~ 10 лет после выпадений на поверхность почвенного слоя на глубину 0,5-0,75 м проникает не более 0,1% выпавшей на поверхность почвы активности. Горизонтального переноса радионуклидов, как с жидким, так и сухим стоком и накопления их в понижениях местности, а так же на геохимических барьерах, в аквальных и супераквальных ландшафтах, не установлено.

Аналогичная ситуация имеет место с радиационным воздействием на водо- и водоемопользователей радионуклидов, поступивших с АЭС в водоем-охладитель: [19,20] активность, сбрасываемая с жидкими стоками АЭС много (на несколько порядков) меньше допустимой (рис. 4), т.е. допустимого сброса (ДС) значение которого по СП АЭС должны устанавливаться с учетом особенностей водоема, его экосистемы. Вслед-

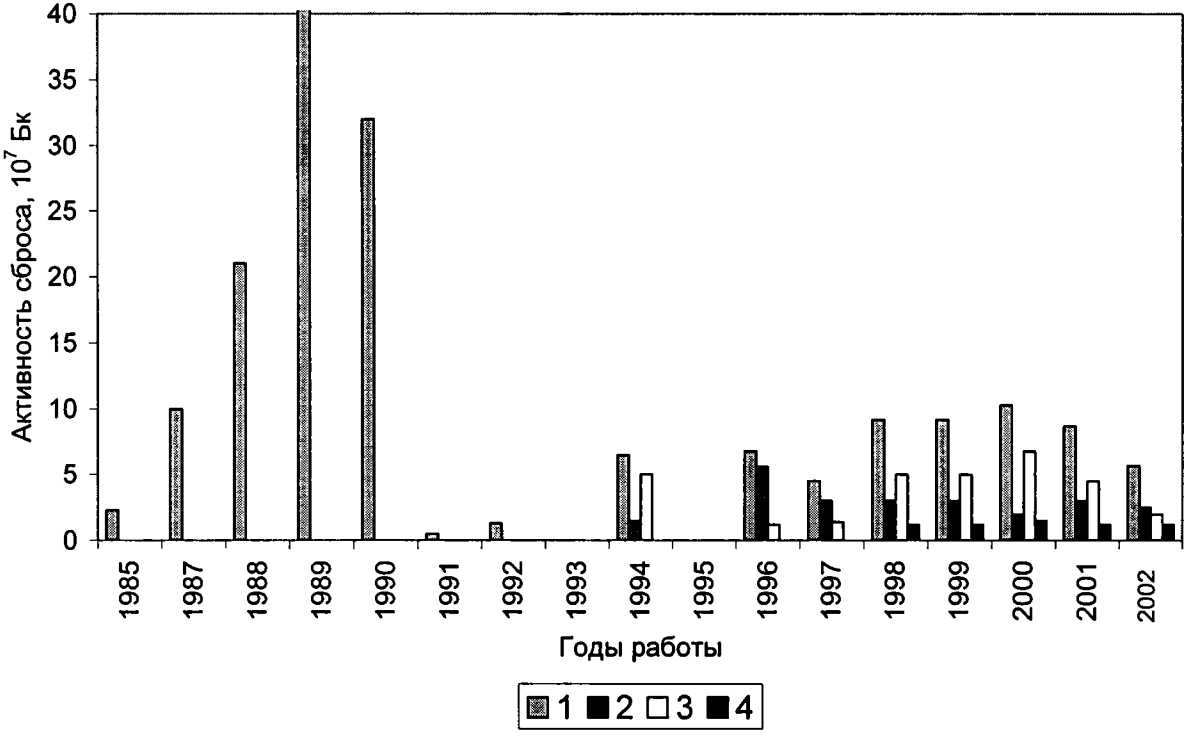



Рис. 4. Динамика активности радионуклидов поступающих с жидкими стоками в водоем-охладитель 1 - суммарная активность, 2 - $^{60}Co$, 3 - $^{137}Cs$, 4 - $^{54}Mn$.

ствие того, что реально сбрасываемая активность мала, а также благодаря эффективно текущим процессам самоочищения воды водоема-охладителя, объемная активность "станционных" радионуклидов в воде не превышает - ($10^{-2}$-$10^{-3}$) Бк/л, причем по всей акватории водоема-охладителя и не меняется со временем работы АЭС (рис. 5). Определяется активность в воде $^{137}Cs$, причем "суммарным", т.е. глобальным, "собственным" и чернобыльским (на некоторых АЭС). Тот факт, что активность в воде со временем не меняется, говорит о том, что определяется она (активность) глобальным и чернобыльским $^{137}Cs$, вклад собственного $^{137}Cs$ невелик, (если вообще следует об этом говорить). Кроме $^{137}Cs$ в воде водоема-охладителя можно обнаружить $^{134}Cs$, $^{60}Co$, $^{54}Mn$ правда только вблизи места сброса охлаждающей или дебалансной воды, т.е. там, где еще "не сработал" эффект разбавления сброса водой водоема и не проявился эффект самоочищения воды.

Процессы самоочищения воды водоемов-охладителей [20] приводят к тому, что радионуклиды сосредотачиваются в донных отложениях водоема-охладителя (95-98% суммарной активности в экосистеме водоема) и захораниваются там практически навечно. Однако поступающая в донные отложения активность из-за малости радиоактивных сбросов с АЭС в водоем даже при работе нескольких поколений АЭС не превращает их в то, что по Нормам радиационной безопасности называют радиоактивными отходами. Эффекта увеличения массовой активности донных отложений водоемов-охладителей АЭС, работающих уже 20 и более лет (в средней Европейской России), инструментальными методами не выявлено, а оцененный общий запас "станционных" радионуклидов к концу проектного срока работы АЭС не превысит (5 - 10)x$10^{11}$ Бк. Радиационная обстановка и распределение радионуклидов по компонентам экосистемы (табл. 3) в водоемах-охладителях АЭС, работающих в близких клима-

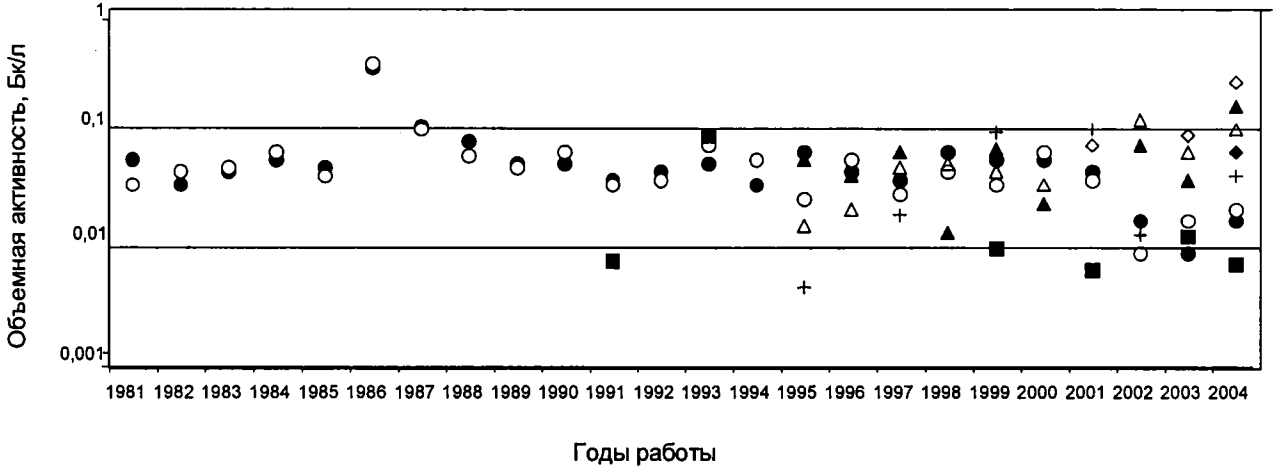



Рис. 5. Объемная активность радионуклидов в воде водоема-охладителя разных АЭС на разных участках акватории.

Таблица 3. Оцененное относительное распределение радионуклидов в компонентах экосистем водоемов-охладителей АЭС, %.

| Компонент экосистемы | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ | $^{60}Co$ | $^{54}Mn$ |
|---|---|---|---|---|
| Вода | 2 – 5 | 2 – 5 | 0,2 – 0,4 | 0,2 – 0,4 |
| Взвеси | 0,25 | 0,25 | ~ 1 | ~ 1 |
| Гидробионты, в том числе: | | | | |
| моллюски | 0,05 – 2 | 0,05 – 2 | ~ 0,01 | ~ 0,01 |
| нитчатые водоросли | <0,005 | <0,0005 | <0,001 | <0,001 |
| рыбы | ~ $10^{-4}$ | ~ $10^{-4}$ | $2x10^{-4}$ | $5x10^{-4}$ |
| макрофиты | ~0,01 | ~0,01 | до ~$5x10^{-3}$ | $(5\text{-}10)x10^{-3}$ |
| Донные отложения | 95 – 98 | 95 – 98 | ~ 98,5 | ~98,5 |

тических условиях, например, в средней Европейской России, практически одинакова. Для таких АЭС ДС также примерно одинаков. Установить зависимость ДС от особенностей экосистемы водоема-охладителя в первую очередь от параметров гидрохимического режима водоема, структуры состава гидроценоза или просто гидрологических параметров водоема не удается: параметры, контролирующие процесс переноса и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы водоема-охладителя из-за малости активности, определяются с большой погрешностью. Т.к. реально сбрасываемая активность благодаря усилием соответствующих служб АЭС много меньше ДС, значения ДС целесообразно устанавливать "от достигнутого" и одинаковым для всех АЭС, работающих в средней европейской России: $(0,5\text{-}1)x10^9$ Бк/год. При столь малом ДС и благоприятной радиационной обстановке в водоеме нет надобности устанавливать значе-

ния контрольного и рабочего сброса радионуклидов в водоем, как этого требуют СП АС.

Малые радиоактивные поступления предопределяют малые дозовые нагрузки на индивидов из населения за счет любых видов водоемо- и водопользования [21,22]. Они составляют, Зв/год: потребление воды - около $5x10^{-8}$ (но воду обычно не потребляют), потребление рыбы (100 кг/год) - $\sim 5x10^{-8}$, купание - $\sim 7x10^{-9}$, ловля рыбы - $\sim 5x10^{-9}$, т.е. при всех видах водоемопользования (по максимуму) - не более $10^{-7}$ Зв/год, реально, конечно, меньше при допустимой для действующей АЭС $5x10^{-5}$Зв/год. Радиационные воздействия на индивидов из населения со стороны водоема-охладителя, не ограничивают его использование в любых хозяйственных целях и для рекреации и оцениваются как "дважды незначимые", т.е. никакой радиационной опасности для населения радионуклиды, поступающие с АЭС в водоем-охладитель, не представляют.

Радиационные эффекты в наименее устойчивых биогеоценозах (хвойные леса) проявляются при поглощенной дозе в синузии крон взрослых деревьев не менее 20-30 Гр [23]. При нормальной работе АЭС поглощенная доза в синузии, а значит и в репродуктивных органах деревьев, в $10^6$ - $10^7$ раз меньше (рис. 6). Естественно, что такая поглощенная доза вызвать радиационные эффекты, даже в хвойных лесах, не может.

Определяется радиационная нагрузка на элементы природного биогеоценоза, так же как и на лиц из населения, излучением факела выброса, но вклад излучения радионуклидов группы ДЖН больше (за счет участия в облучении β-частиц). Он составляет до 20-30% против не более 10% при облучении людей. Понятно, что работа в регионе нескольких поколений АЭС не приведет к радиационно-опасным для древостоя последствиям. Другие составляющие экосис-

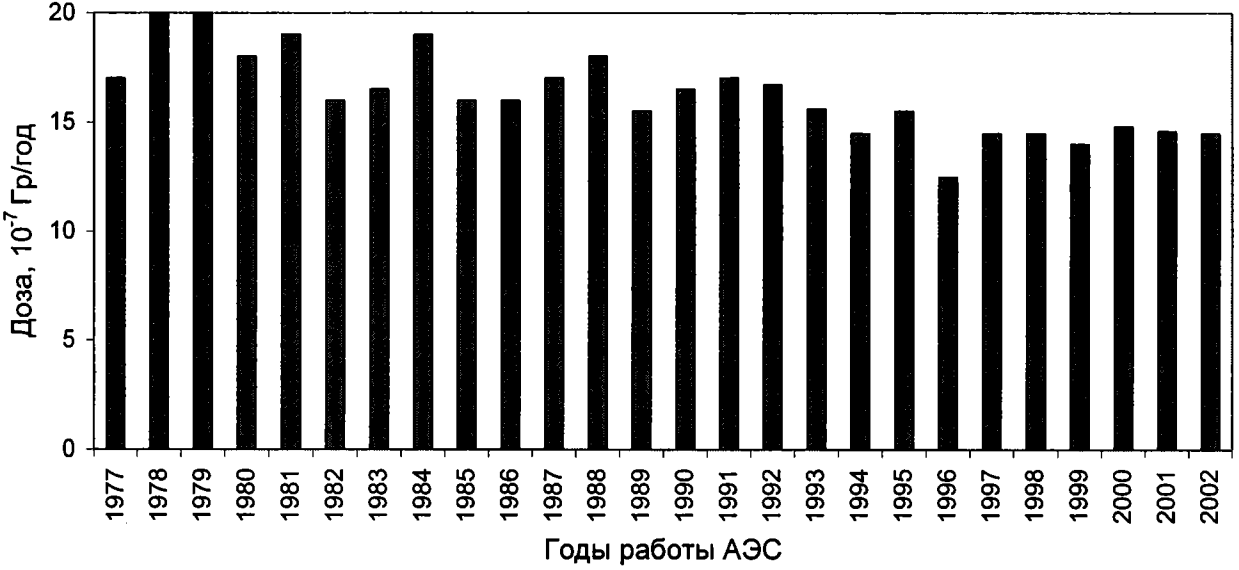



Рис. 6. Поглощенная доза в синузии крон сосен (сомкнутость ~80%) соснового древостоя критического экоучастка

тем, (подрост, подлесок, кустарники и др.), в которых вид эдификатор хвойные древесные породы, а также естественные и искусственные экосистемы, образованные мелко- или широколиственными древесными породами, луговые экосистемы, экосистемы болот более радиационно устойчивы, так что при реально реализуемых радиационных нагрузках, как и в хвойных лесах, никаких радиационных эффектов в них быть не может. Это значит, что наземные экосистемы абсолютно защищены от радиационных воздействий АЭС. Защищены от радиационных воздействий также абсолютно и экосистемы водных объектов региона АЭС, в том числе, экосистема водоема-охладителя (критическая водная экосистема): оцененные значения поглощенной дозы организмами разных групп гидробионтов экосистемы водоема-охладителя (в среднем в водоеме-охладителе средней Европейской России) составляют: фито-, зоопланктон и макрофиты по ~ $1{,}5 \cdot 10^{-7}$, организмы бентоса - до $8 \cdot 10^{-7}$, а рыбы - до $5 \cdot 10^{-7}$ Гр/год. Эти значения, как минимум в $10^6$ раз менее радиационно-опасных [20, 24].

При работе АЭС в ее технологических контурах и системах образуются Т и $^{14}C$. Частично и Т и $^{14}C$ поступают с АЭС в окружающую среду, Т в основном с жидкими стоками (~80%). Поступления трития в водоемы (например, в водоем-охладитель) таковы, что его концентрация в воде водоема практически (в пределах погрешности определения) не меняется или меняется очень мало (не более чем вдвое, например, в водоеме-охладителе Белоярской АЭС) по сравнению с концентрацией, обусловленной глобальным загрязнением биосферы. Накопления Т в экосистеме не происходит. Этому способствует проточность водоемов-охладителей, в результате которой вода водоема обновляется в среднем один раз в год. Радиационной опасности "станционный" Т для водо - и водоемопользователей и гидробионтов не представляет

[25-27]: оцененная дозовая нагрузка на индивида из населения региона АЭС за счет "станционного" трития не более нескольких единиц $10^{-8}$ Зв/год. Понятно, что никакого контроля за поступлением Т в окружающую среду с АЭС, его активностью в объектах окружающей среды, равно как и ограничения поступления Т за пределы АЭС не требуется. $^{14}C$ поступает с АЭС в основном в атмосферу и в таких количествах, которые опасности для населения и наземных экосистем не представляют. Предложение в [28] организовать постоянный контроль за поступлением $^{14}C$ с АЭС в атмосферу едва ли оправдано: по данным этой же работы радиационные нагрузки "станционного" $^{14}C$ пренебрежимы.

Таким образом, можно заключить: при нормальной работе АЭС радиоактивные поступления с АЭС в окружающую среду малы и радиационные воздействия АЭС на население и природные комплексы незначимы: население и природные объекты в регионе АЭС абсолютно защищены от радиационных воздействий; по размерам санитарно-защитную зону АЭС можно ограничить ее промплощадкой, а так называемую, зону наблюдения - территорией радиусом не более 5 км. Можно считать, что настало время рассмотреть целесообразность существования служб внешней дозиметрии на АЭС в их сегодняшнем статусе: вполне достаточно контролировать радиоактивные поступления с АЭС в окружающую среду. Если они не превышают допустимых, радиационное благополучие в окружающей среде гарантировано.

Выводы о не значимости радиационных воздействий нормально работающей АЭС для населения и природных объектов региона АЭС, их абсолютной защищенности от радиационных воздействий со стороны АЭС впервые были сделаны в 1989 г на 1-ом Всесоюзном радиобиологическом съезде [29] и несколько позже дополнительно аргументиро-

ваны в [12]. В 2000 г. к такому же выводу пришли участники Симпозиума Экологического движения конкретных дел [30].

Очевидно, что проектируемые и сооружаемые в настоящее время энергоблоки АЭС по радиационным воздействиям не будут уступать действующим - население и природное окружение будущих АЭС так же будут абсолютно защищены от радиационных воздействий

Следует заключить, что радиационные воздействия нормально работающей АЭС не изменяют состояния окружающей природной среды, не ухудшают качества условий жизни населения в регионе АЭС: качество условий жизни соответствуют требованиям санитарно-гигиенических нормативов и поэтому АЭС при нормальной работе по радиационному фактору оцениваются как экологически безопасные [29].

В [10, 12] отмечалось, что при аварии на АЭС основным фактором воздействия на среду жизни людей, на природные комплексы может стать радиационный. Естественно, что атомная энергетика имеет право на существование только в том случае, если радиационные последствия аварий приемлемы для человечества, если то, что произошло в 1986 г. на Чернобыльской АЭС или до этого на АЭС Три-Майл-Айленд в США исключено, даже несмотря на то, что последствия аварии на Чернобыльской АЭС в свое время были сильно преувеличены [31, 32]. Поскольку без атомной энергетики не мыслимо процветание человеческого общества в XXI веке (нельзя же продолжать жечь газ в топках ТЭС!), решение вопросов повышения технической безопасности АЭС, исключения возможности или снижения вероятности аварий, смягчения их радиационных последствий стало центральной задачей работников атомной энергетики. Была реализована специальная научно-техническая Программа повышения безопасности АЭС. Анализ безопасности действующих после реализации этой Программы АЭС с РБМК-1000

и ВВЭР-1000 показал, что уровень их безопасности можно оценить как для общества приемлемый и продолжить их эксплуатацию. Приемлемый для общества уровень безопасности действующих АЭС означает, что радиационные последствия нарушения нормального режима эксплуатации этих АЭС общество считает приемлемыми и АЭС по радиационному фактору оцениваются как экологически безопасные.

Сделать действующие ныне АЭС еще более надежными и безопасными, чем сейчас, возможности нет: они были исчерпаны, чтобы довести их уровень безопасности до приемлемого. Поэтому последующие Программы предусматривали создание проектов АЭС нового поколения с более высоким уровнем безопасности. При разработке проектов новых АЭС исходят из того, что понятие повышенной безопасности АЭС предполагает наличие систем глубокоэшелонированной как в отношении выхода радиоактивных веществ за пределы АЭС, так и в отношении предотвращения аварии, защиты, использование внутренней самозащищенности реакторной установки, а также современных систем диагностики и контроля состояния оборудования АЭС, автоматизированных систем управления АЭС, управления развитием аварии и контроля радиационной обстановки. Именно это и реализуют в новых проектах АЭС. Достигнуто следующее. При максимальной проектной аварии на АЭС с ВВЭР-1000 радиационные нагрузки на индивидов из населения на расстоянии ~ 0,5 км от АЭС могут составить (1,5-2,5)% от допустимых, радиационные же последствия наиболее тяжелой запроектной аварии таковы, что зона планирования защитных мероприятий будет иметь радиус (1,5-2) км всего: расчетный аварийный выброс при такой аварии (вероятность ее $10^{-7}$ лет$^{-1}$) $^{131}I$ и $^{137}Cs$ в 2-3 раза меньше предельного аварийного выброса по ОПБ-88/97. Очевидно, что при нормальной эксплуатации для таких АЭС санитарно-защитная зона

(как и для ныне действующих) не нужна, эвакуировать население при аварии не потребуется, защитные мероприятия при наиболее тяжелой запроектной аварии надо планировать на территорию, на которой в России обычно никто не живет. Это значит, что хотя при аварии основным фактором воздействия на окружающую природную среду и население и является радиационный фактор, "сила" его воздействия не превышает допустимой, т.е. при авариях на АЭС нового поколения население и природные объекты от радиационного воздействия защищены. Можно говорить, что поставленная задача по уровню безопасности АЭС выполнена и реализация "Стратегии развития атомной энергетики России в первой половине XXI века" обеспечена проектами АЭС соответствующего современным требованиям уровня безопасности. Такие АЭС (по радиационному фактору) можно признать экологически безопасными: радиационные последствия для населения соответствуют требованиям санитарных нормативов, изменения состояния природного окружения не вызывают. Так обстоят дела с радиационным фактором воздействия АЭС на окружающую природную среду, качество условий жизни населения: выполнение требований СП АЭС-79 обеспечивает экологическую безопасность АЭС по радиационному фактору. Последняя версия санитарных правил СП АС-03 принципиально ничего не меняет. Изменение дозовой квоты предела дозы никакой необходимостью не вызвано, а п.п. 5.7-5.21 СП АС-03 ничего, кроме не нужной работы службам радиационного контроля, не дают и не нужны. По-видимому, нужно спокойно вернуться к СП АЭС-79, сократив и упростив некоторые их требования, сформулированные в других разделах.

Химическое воздействие на окружающую природную среду (условия жизни населения, природные объекты) связано с поступлением за пределы АЭС различных химических ве-

ществ из основных технологических контуров (по-видимому, это главным образом, тяжелые металлы- ТМ), а также из различных вспомогательных контуров и помещений - средства водоподготовки, моющие средства, средства дезактивации и химической обработки технологического оборудования и материалов, нефтепродукты и возможно другие вещества.

К сожалению, анализу АЭС как источника поступления в окружающую среду химических веществ и анализу воздействия этих веществ на объекты природы, условия жизни населения до настоящего времени не уделяли должного внимания. Считали, что главным фактором воздействия АЭС на природную среду является радиационный. Химический, очевидно, следующий после радиационного и, поскольку последний "задавлен", важно знать опасность следующего. В последние годы выполнено несколько исследований химического фактора воздействий. ТМ определяли в выбросах Курской и Калининской АЭС, в природных объектах регионов Калининской, Курской, Кольской и Билибинской АЭС [33-35]. Эти измерения не были системными и потому полный перечень ТМ в выбросах и окружающей среде не установлен. Разными исследователями определено присутствие в выбросах Co, Hg, Ni, Pb, Zn, Fe, Cd и некоторых других элементов. Получено, что АЭС (в расчете на 1 ГВт эл. мощн.) выбрасывают за год работы до нескольких десятков килограммов Pb, Zn, несколько больше Cu и меньше остальных определенных элементов. Выброс ТМ в атмосферу (на расстоянии 2-3 км от АЭС) создает в приземном слое воздуха концентрации ТМ от $10^{-2}$ до $10^{-6}$ мкг/м$^3$, заметно меньшие ПДК для лиц из населения.

В почвах в окрестностях Билибинской АЭС установлено наличие многих тяжелых металлов [33]. Это Fe, Mn, Zn, Cu, Pb и др. Найдено, что в почвах региона наблюдается рассея-

ние подвижных форм всех ТМ по отношению к кларку литосферы, коэффициент рассеяния для Ni больше 6, он же для Pb ~1,5. При латеральном переносе наиболее подвижны Fe и Cu, а наименее - Pb и Zn. Почвы элювиальных, транзитных ландшафтов вследствие этого очищаются от ТМ, а почвы аквальных и супераквальных ландшафтов их накапливают, накапливает их и растительность супераквальных ландшафтов. Сама же Билибинская АЭС как источник загрязнения окружающей среды ТМ в работе [33] не оценена, поэтому естественные или техногенные ТМ найдены в почвах региона не известно. Примерно такие же данные получены для региона Кольской АЭС. Однако полученная количественная информация указывает, что каких-либо особенностей в поведении ТМ в условиях характерных для регионов Билибинской и Кольской АЭС, обусловленных эксплуатацией АЭС не установлено.

Не оценена (как и другие АЭС) как источник ТМ для экосистемы водоема-охладителя Курская АЭС, но в элементах экосистемы водоема-охладителя обнаружен широкий спектр ТМ - это Cr, Cu, Zn, Mn, Co, Pb, Ni, Cd, Mo, Sn и др. [34]. Депозитарием ТМ являются, естественно, донные отложения, удерживающие основную долю ТМ присутствующих в экосистеме водоема. Эти же элементы, правда, кроме Mo и Cr, обнаружены в донных отложениях близлежащего оз. Льговское. Установлено, что по дну водоема-охладителя ТМ распределены не равномерно, присутствуют в водорастворимой, ионнообменной, карбонатной формах, а также в виде гидроокисей и металлоорганических соединений. Концентрация их в донных отложениях разного типа меняется в широких пределах. В среднем по акватории водоема-охладителя она составляет, мг/кг: Pb - 10, Co - 10, Ni -25, Ti - 7000, Cr - 500, примерно такие же значения имеет концентрация других ТМ. По данным о распределении ТМ в донных отложе-

ниях и содержании в других компонентах экосистемы определен запас ТМ в водоеме-охладителе (в слое донных отложений толщиной 5-10 см). На время проведения исследований, т.е. примерно на 1990-1995 гг. Это значительные количества ÷ десятки, сотни и более тонн, т: Pb - 27, Co - 27, Ni - 67, Cu - 240, Mo - 14, Cr - 410, V - 120. Близкие концентрации и значения запаса (в расчете на единицу площади донных отложений) получены для оз. Льговского. Это может говорить о том, что участие АЭС в загрязнении экосистемы водоема-охладителя ТМ незначительно, хотя нельзя не отметить, что в донных отложениях водоема-охладителя найдены Cr и Mo, которых нет в донных отложениях оз. Льговского. Поэтому не исключено, что в формировании концентраций ТМ в донных отложениях водоема-охладителя участвуют более сложные физико-химические процессы в ПТС "АЭС - водоем-охладитель", чем простые естественные процессы.

В воде водоема-охладителя концентрация ТМ ниже ПДК для рыбо-хозяйственных водоемов и ниже санитарно-гигиенических ПДК для открытой гидрографической сети.

Данные [34] - результат работы, выполненный более 10 лет назад, поэтому не исключено, что простое повторение работы прольет свет на участие АЭС в загрязнении экосистемы водоема ТМ.

Так же как в наземных экосистемах региона Билибинской АЭС, в водной экосистеме водоема-охладителя Курской АЭС каких-либо отрицательных для экосистемы последствий присутствия ТМ не выявлено. Однако, для полной в этом уверенности необходимы системные исследования в водоемах-охладителях нескольких АЭС.

Кроме ТМ, собственно АЭС поставляет в атмосферу и с жидкими стоками самые разные химические вещества. Среди них оксиды и диоксиды углерода, азота, серы, углеводороды, масла, СПАВ, различные кислоты и др. По оценкам

оксидов и диоксидов углерода, азота и углеводородов АЭС в расчете на 1 ГВт (эл) мощности выбрасывает в атмосферу за год работы около 200-250 т.

Поскольку АЭС в системе обеспечения экологической безопасности рассматривается как комплекс, источниками химических воздействий на окружающую среду следует считать различные вспомогательные, ремонтные, транспортные, бытовые предприятия, жилой сектор города. Перечень химических веществ, поступающих с этих предприятий, в основном, в атмосферу обширен (насчитывает до 100 и более наименований), однако количества их, как правило, не велики и большинство из них как загрязнители окружающей природной среды могут не рассматриваться. Но надо отметить, что средства транспорта, эксплуатируемого в регионах АЭС, за год поставляют в атмосферу несколько тысяч тонн газообразных отходов - обычно $(3\text{-}4)\times10^3$ т/год, среди них те же диоксиды углерода, азота, и серы, углеводороды и др. Нельзя исключить, что в составе химических выбросов, как АЭС, так и других предприятий региона и транспорта присутствуют более опасные вещества, чем названные, как-то бенз(а)-пирен, диоксин и др. Тем не менее, в окружающей АЭС природной среде - наземных экосистемах следов химических воздействий на растительность, кроме растительности вблизи крупных автодорог, (появившихся, в том числе, в связи с сооружением и эксплуатацией АЭС) и тем паче, сукцессий экосистем, инициированных химическим загрязнением среды, не выявлено. Можно полагать, что воздействия химического фактора на окружающую природную среду малы или, даже, пренебрежимы.

Не выявлено также территорий, в том числе селитебных, в регионах АЭС, которые не соответствовали бы по химическому загрязнению атмосферного воздуха, воды, почв требованиям санитарно-гигиенических нормативов. Эти выво-

ды подтверждают результаты фитоиндикационных обследований регионов нескольких АЭС, данные о динамике прироста стволов древесных растений [36]: после ~25 лет эксплуатации АЭС годовой прирост диаметра ствола сосен на критическом экоучастке [37] сохранился таким же, каким он был до начала работы АЭС, (рис. 8), хотя вблизи автомагистрали скорость прироста диаметра стволов березы повислой (сосны не посажены) со временем замедляется. Не установлено значимой разницы в видовом составе эпифитных лишайников, в высоте их распределения по стволам древесной растительности, размерах талломов в регионе (даже вблизи) АЭС и на значительном от АЭС расстоянии, таком на каком ее влияние на лихенофлору исключено. В видовом составе лишайников там и там установлено наличие чувствительных к химическим загрязнителям видов.

Однако надо иметь в виду, что фитоиндикационные методы оценки состояния экосистем или других природных комплексов это, скорее, качественные и достаточно малочувствительные методы, не исключено также, что для проявления последствий воздействий необходимо больше времени, чем прошло со времени начала работы АЭС. Надо также иметь в виду, что фитоиндикационные обследования приАЭС'овских территорий были разовыми. Поэтому однозначных выводов по их результатам делать, по-видимому, нельзя.

Полной ясности с опасностью химического фактора воздействий АЭС на окружающую природную среду в настоящее время, к сожалению, нет. Та же информация, которой мы сегодня располагаем не выявляет изменений состояний природного окружения и качества условий жизни населения в регионах АЭС, которые вызвали бы беспокойство и оценивались бы как недопустимые. Поэтому по химическому фактору воздействий АЭС, по-видимому, можно оценить как экологически безопасную деятельность. Но... для полной в

этом уверенности, безусловно, необходимо провести исследования и получить количественную системную информацию об АЭС как источнике химических воздействий на окружающую среду и о последствиях этих воздействий для окружающей среды. Что касается проектируемых АЭС, то отметим, что при разработке проекта АЭС уровень их химической опасности для окружающей среды пока не оценивается. Можно ожидать, что химическая опасность новых АЭС будет такой же, как ныне действующих. Поскольку в ближайшие годы количество АЭС предстоит удвоить, то вопрос об оценке химической опасности АЭС не следует откладывать в долгий ящик.

Тепловое воздействие* - Воздействие удаляемых с АЭС избытков выработанного тепла к конечному поглотителю - атмосфере через водоемы-охладители, с помощью градирен или комбинированным способом (градирни + водоем-охладитель) - это тепловое и тепловлажностное загрязнение экосистемы водоема-охладителя и прилегающих к АЭС (водоему-охладителю) территорий.

Тепловой вид воздействия - это воздействие на экосистему водоема-охладителя и прибрежные наземные экосистемы; тепловлажностный вид - на наземные экосистемы (при отводе избытков тепла к конечному поглотителю через градирни) или на наземные экосистемы и экосистему водоема-охладителя (при комбинированном способе отвода избыточного тепла). Тепловое загрязнение водоема-охладителя ограничивают действующие в РФ "Правила охраны поверхностных вод от загрязнения...". Для соблюдения требований "Правил..." по термическим нагрузкам водоем-охладитель современной АЭС (5-6 ГВт эл.) должен иметь площадь зеркала (в средней полосе России)~ 25 км$^2$ и быть глубиной не

* Материал о последствиях теплового воздействия на экосистему водоема-охладителя подготовлен с участием А.Л. Суздалевой

менее 4-5м. В качестве водоемов-охладителей в России используют: естественные озера (Калининская, Кольская АЭС), искусственные наливные водоемы (Курская, Нововоронежская АЭС), русловые водохранилища (обычно нижнюю часть), образованные подпором речного стока (Смоленская, Белоярская АЭС), отгороженные дамбами части больших многоцелевых водохранилищ (Волгодонская, Балаковская АЭС), морской залив - Ленинградская АЭС. На всех водоемах-охладителях (кроме последнего) организовано циркуляционное течение водных масс, так что вода водоема многократно проходит через агрегаты АЭС, от которых отводится тепло - конденсаторы турбин и другое теплообменное оборудование. Воду забирают на АЭС по заборному каналу и удаляют с АЭС подогретой на 8-10$^0$С по сбросному каналу. Чтобы обеспечить эффективный теплоотвод вода в водоеме-охладителе должна обладать определенным качеством, устанавливаемым обычно проектом АЭС. Вода в водоеме-охладителе охлаждается теплоотдачей в атмосферу с его зеркала. Поэтому для эффективного использования водоема сооружают струераспределительные дамбы, упрощают береговую линию, сокращают застойные зоны, т.е. стараются обеспечить участие в теплоотводе с АЭС практически всей водной массы водоема (обычно до 95%) и максимально возможной (тоже до 80-90%) площади зеркала водоема. Вследствие нагрева вода водоема-охладителя испаряется, и водоем пополняют водой из сторонних водных источников: естественные водоемы - притоком вод впадающих рек, наливные и отсечные - подкачкой воды из источников подпитки, русловые водоемы пополняют стоком рек, на которых они сооружены. Все водоемы-охладители обновляют свои водные массы примерно за год работы АЭС.

Подогрев воды в водоеме, организация в нем постоянного циркуляционного течения и связанные с этим другие про-

цессы, изменяют состояние его экосистемы и качество воды в нем, меняется качество воды - изменяется эффективность теплоотвода. Это значит, что АЭС и водоем-охладитель образуют единую природно-техногенную систему (ПТС) "АЭС - водоем-охладитель", в которой состояние экосистемы водоема (его гидрофизический, гидрохимический, гидробиологический режимы) определяет работа АЭС, а работа АЭС зависит от состояния экосистемы водоема.

Тепловое воздействие АЭС на экосистему водоема-охладителя свойственно не только объектам атомной энергетики. Его последствия для экосистемы водоема, превращаемого в водоем-охладитель, вообще говоря, известны из традиционной огневой энергетики - ТЭС, работающих на угле, мазуте или газе [38, 39]. Тепловое воздействие вызывает в экосистеме изменение как характеристик среды обитания гидробионтов, так и состава, структуры и функциональной организованности гидробиоценоза. Подогрев воды водоема-охладителя сбросным теплом приводит к возникновению явления термической эвтрофикации: в результате повышения температуры воды в водоеме ускоряются биогеохимические процессы, нарушается сбалансированность процессов продукции и деструкции органического вещества, повышается биологическая продуктивность водоема. Эвтрофикации могут способствовать различные процессы, поставляющие в водоем биогенные элементы аллохтонного происхождения. Однако при грамотной организации эксплуатации водоема-охладителя роль этих процессов не велика.

Под действием сбросных теплых вод АЭС происходит изменение гидрофизических, гидрохимических характеристик водоема-охладителя, а также состава, структуры и функциональной организованности гидробиоценоза. Изменение гидрофизических характеристик - это повышение температуры воды водоема на всей акватории или ее части, по срав-

нению с естественной, и изменение гидравлической структуры водоема за счет организации в нем постоянного циркуляционного течения. Градиент температуры по акватории водоема от места сброса подогретых вод до забора на АЭС обычно составляет 8-12$^0$С. Изменение гидрохимического режима - это изменение концентраций биогенных элементов, содержания органического вещества (оценивается по перманганатной и бихроматной окисляемости), изменение газового режима, минерализации вод водоема (табл. 4). Изменение состава и структуры гидроценоза - это снижение численности стенотермных холодолюбивых видов, полное или частичное исчезновение некоторых из них, переселение их в малообогреваемые участки водоема, адаптация к новым условиям обитания. В новых гидрохимических условиях интенсивно развиваются эвритермные и эврибионтные виды из сообществ этого же водоема. Эвтрофикация водоема-охладителя сопровождается изменениями в соотношении числа видов-индикаторов сапробности (рис. 7) в составе фито- и зоопланктона.

Таблица 4. Изменение гидрохимических характеристик экосистемы водоема-охладителя под действием сбросного тепла.

| Характеристика | Смоленская АЭС | | Игналинская АЭС | |
|---|---|---|---|---|
| | 1982 г. до пуска | 1999 г. 3 блока | 1979 г. до пуска | 1988 г. 2 блока |
| pH | 7,7 | 8,5 | 8,2 | 8,0 |
| $O_2$, мг/л | 10,2 | 11,5 | 11,2 | 10,5 |
| Минерализация, мгО/л | 169 | 210 | 234 | 229 |
| БПК$_5$, мгО/л | 1,5 | 2,0 | 1,34 | 1,63 |
| БО, мгО/л | 20,6 | 20,0 | 21,6 | 25,7 |
| $NO_3$, мг/л | 1,48 | 2,8 | 0,04 | 0,06 |
| $NH_4$, мг/л | 0,44 | 0,93 | 0,22 | 0,35 |

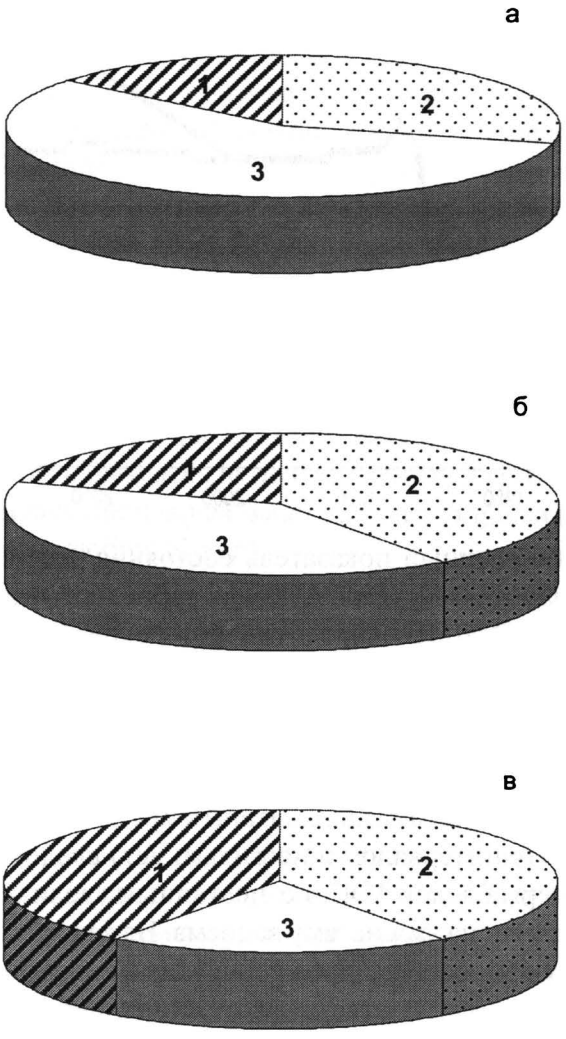



Рис. 7. Изменение сапробности водоема-охладителя Калининской АЭС по зоопланктону при увеличении тепловой нагрузки на водоем: а - до начала работы АЭС, б - при работе одного, в - при работе двух энергоблоков 1 - α-, β-мезосапробный), 2 - β-олигосапробный, 3 - β-мезосапробный.

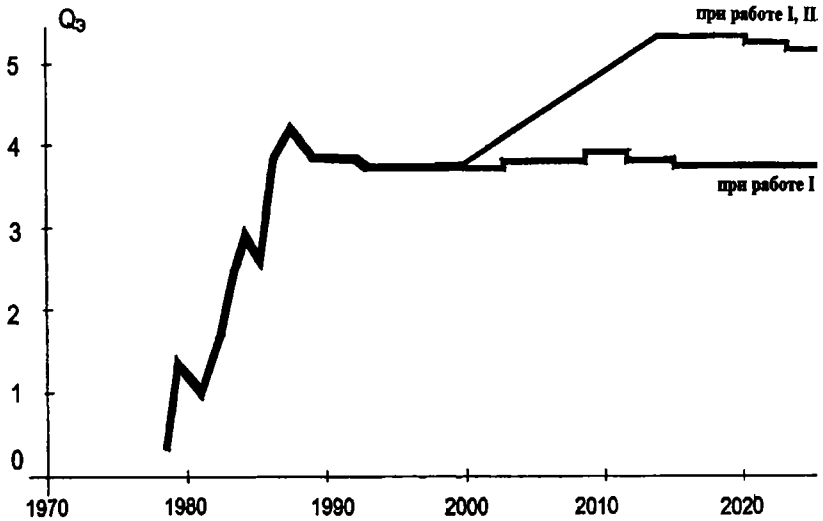



Рис. 8. Обобщенный показатель состояния экосистемы водоема-охладителя Курской АЭС при работе четырех (I, II очереди) и пяти (I, II, III очереди) энергоблоков.

Сукцессионное развитие экосистемы водоема (вне зависимости от его географического положения, морфометрии, типа) при превращении его в водоем-охладитель АЭС происходит в несколько этапов. Этапы определяются последовательным (с интервалом в несколько лет) вводом в эксплуатацию энергоблоков АЭС, т.е. поэтапным увеличением тепловой нагрузки на экосистему водоема. На каждом этапе происходящие изменения гидрохимических и гидробиологических характеристик соответствуют устанавливающейся тепловой нагрузке на экосистему. Наиболее значимые изменения как гидрохимических, так и гидробиологических характеристик экосистемы водоема обычно происходят в первые годы работы АЭС, т.е. после ввода в эксплуатацию 1-го, 2-го энергоблоков АЭС. Связано это, в частности, с колебаниями тепловой нагрузки на экосистему, обусловленные оста-

новками запускаемого в эксплуатацию энергоблока (отладка, опробование оборудования АЭС). Изменения характеристик экосистемы водоема в это время могут быть более глубокими, чем те, которые соответствуют тепловой нагрузке на данном этапе.

Так в водоеме-охладителе Игналинской АЭС (оз. Друкшяй) после начала работы 1-го энергоблока резко сократилось число видов фито- и зоопланктона [40-42], изменились виды-доминанты. При стабилизации тепловой нагрузки, т.е. при завершении пуско-наладочных работ на энергоблоке, "все вернулось на круги своя": практически восстановилось видовое разнообразие фито-, зоопланктона, увеличилась их численность и биомасса, в глубоководных участках водоема обнаружилась пропавшая было озерная ряпушка (стенотермный холодолюбивый вид).

Ввод в эксплуатацию следующего энергоблока, т.е. увеличение тепловой нагрузки, нарушает состояние экосистемы, характерное для предшествующей нагрузки et cetera.

Временной интервал между последовательным началом работы энергоблоков, сопровождающимся увеличением тепловой нагрузки на экосистему водоема, в среднем составляют 2-3 года. Этого времени, как правило, недостаточно, чтобы завершилась стабилизация, как гидрохимических характеристик, так и состава водных сообществ. Однако при работе АЭС на стабильном уровне мощности в течение 4-5 лет сукцессионные изменения, происходящие в экосистеме водоема-охладителя, практически завершаются, и наступает стабилизация, как условий жизни, так и видового состава гидробиоценоза, его структуры и организованности. Это состояние экосистемы водоема-охладителя, сформированное тепловой нагрузкой на водоем, соответствует природно-климатическим условиям региона АЭС, названо нами техногенной стабилизацией (техногенным климаксом) экосистемы

водоема. Факт техногенной стабилизации экосистемы водоема-охладителя установлен по результатам наблюдений за состоянием экосистем водоемов-охладителей нескольких АЭС (Курской, Смоленской, Калининской, Чернобыльской - до аварии 1986 г., Игналинской). В некотором роде это подтверждается и результатами анализа информации, характеризующей состояние экосистем ряда водоемов-охладителей действующих АЭС, (анализ сделан Л.М. Георгиевской) с помощью обобщенной функции состояния $Q_э = f(\alpha_i \times a_i)$, [$a_i$ - параметры, характеризующие состояния, $\alpha_i$ - весовые множители] (рис. 8). Видно (это результаты анализа информации о состоянии экосистемы водоема-охладителя Курской АЭС), что стабильное состояние экосистемы ($Q_э \cong 3{,}5$) должно было наступить в ~ 1990 г. (выше отмечено, что это произошло несколько раньше - в 1987-88 гг.), начало работы 3-ей очереди АЭС - 5-го энергоблока (условно принято, что это произошло в 2000 г.) вывело экосистему из состояния равновесия или близкого к нему, а новое равновесное состояние ($Q_э \cong 5$) должно было бы наступить в 2010-2012 гг. - через пять лет после ввода в эксплуатацию второго энергоблока третьей очереди АЭС (т.е. 6-го энергоблока). Подобный результат получен для экосистем водоемов-охладителей Калининской и Смоленской АЭС. Сказанное согласуется с данными работы [43], где приводятся результаты наблюдений за состоянием экосистемы водоема-охладителя Игналинской АЭС (оз. Друкшяй). Сегодня, когда АЭС работают на стабильной мощности уже в течение ~ 25 и более лет, экосистемы их водоемов-охладителей находятся в состоянии техногенной стабилизации.

Каждому уровню тепловой нагрузки на водоем соответствует свой, хотя и мало отличающийся гидрохимический режим (табл. 5) и свой, хотя и схожий, состав массовых видов гидробионтов (табл. 6). Что это так, показывают резуль-

таты многомерного (факторного) анализа временных рядов сведений о гидрохимических характеристиках экосистемы водоема-охладителя, например, Курской АЭС (рис. 9). При работе 1-го, 2-х, 3-х и 4-х энергоблоков: в безразмерных неидентифицируемых координатах $l_1$ и $l_2$ четко выделяются четыре области состояний, соответствующих разному количеству работающих энергоблоков [44].

(Стрелками показаны направления перехода экосистемы водоема-охладителя из одного состояния в другое при увеличении тепловой нагрузки). В состоянии же техногенной стабилизации среднегодовые гидрохимические характеристики этого же водоема-охладителя в пределах погрешности определения не меняются. По-видимому, подобным был бы результат многомерного анализа временного ряда данных, характеризующих гидробиоценоз водоема-охладителя. К сожалению, таких данных нет. Однако по имеющейся инфор-

Таблица 5. Многолетняя динамика показателей гидрохимического режима водоема-охладителя Смоленской АЭС.

| Показатели | 1981-1982 гг. | 1983-1985 гг. | 1985-1990 гг. | 1991-1997 гг. |
|---|---|---|---|---|
| Работа АЭС | До пуска | I блок | I+II блоки | I+II+III блоки |
| pH | 7,1–8,4 | 6,4–9,0 | 6,9–8,8 | 7,1–9,2 |
| $O_2$, мг/л | 5,6–15,4 | 5,4–14,4 | 5,8–15,4 | 5,0–13,6 |
| $БПК_5$, мгО/л | 0,6–6,5 | 0,5–5,3 | 0,3–5,6 | 0,4–5,7 |
| ПО, мгО/л | 3,0–11,0 | 3,2–24,3 | 1,2–18,7 | 4,0–16,7 |
| БО, мгО/л | 10–74 | 8–40 | 10–156 | |
| Минерализация, мг/л | | 120–210 | 80–320 | 80–210 |
| $NO_3^-$, мг/л | 0,3–4,8 | 0,1–4,3 | 0,01–0,5 | 0,01–3,1 |
| $NH_4^+$, мг/л | 0,2–1,5 | 0,01–1,2 | 0,04–0,4 | 0,01–2,1 |
| $PO_4^{3-}$, мг/л | 0,01–0,12 | 0,01–0,12 | | 0,01–0,41 |
| $P_{общ.}$, мг/л | 0,03–0,97 | 0,01–0,79 | 0,01–0,64 | |

Таблица 6. Массовые виды зоопланктона экосистемы водоема-охладителя Калининской АЭС при различной тепловой нагрузке.

| Массовые виды зоопланктона | 1974 г. до пуска | 1985 г. I блок | 1989-1993 гг. I+II блоки |
|---|---|---|---|
| Brachionus angularis | | | + |
| Brachionus calyciflorus | | | + |
| Keratella cochlearis | + | + | |
| Keratella quadrata | + | + | |
| Kellicottia longispina | + | + | |
| Polyartra vulgaris | + | | + |
| Bosmina coregoni | + | + | + |
| Bosmina longirostris | + | | |
| Chydorus sphaericus | + | + | |
| Daphnia cristata | | | + |
| Daphnia cuculata | + | + | + |
| Daphnia longispina | + | | |
| Diaphanosoma brachyurum | | | + |
| Leptodora kindtii | | | + |
| Polyphemus pediculus | | | + |
| Sida crystallina | | | + |
| Eudiaptomus gracilis | + | + | |
| Eudiaptomus graciloides | + | + | + |
| Cyclops vicinus | | + | + |
| Cyclops strenuus | + | + | + |
| Mesocyclops leukarti | + | + | + |

мации все же можно отметить, что в условиях техногенной стабилизации массовые виды растительных сообществ, даже разных водоемов-охладителей (из работающих в одной природно-климатической зоне) одинаковы.

Природно-техногенная система "АЭС - водоем-охладитель" достаточно инерционная система, так что кратковременные снижения мощности АЭС, например, остановка ка-

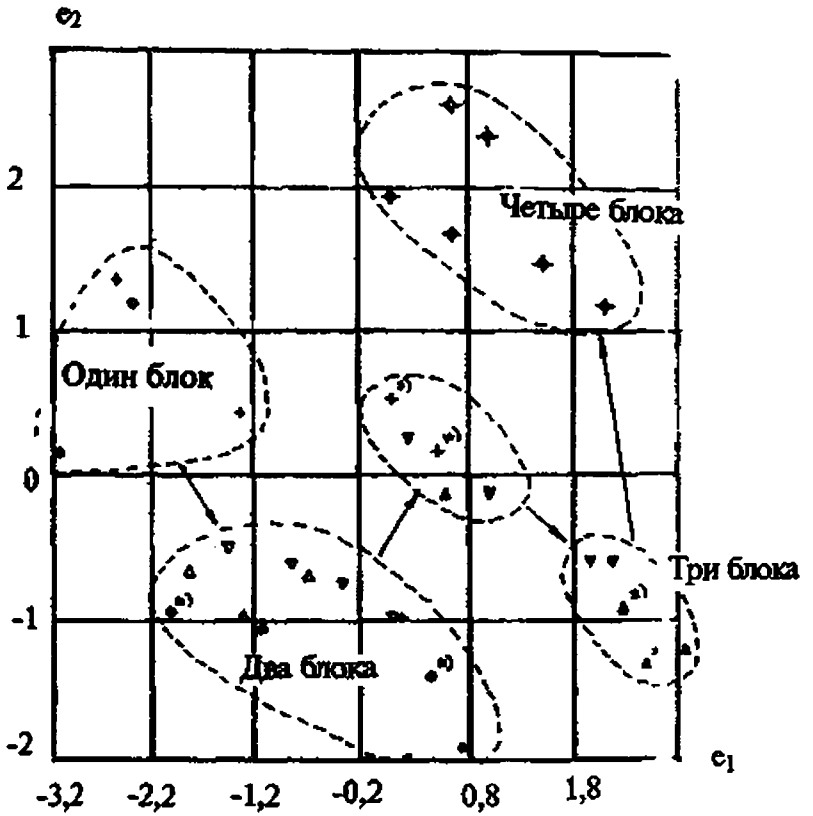



Рис. 9. Результаты факторного анализа данных, характеризующих состояние экосистемы водоема-охладителя Курской АЭС при работе одного, двух, трех и четырех энергоблоков.

кого-либо энергоблока на планово-предупредительный или капитальный ремонт, не меняет средних значений гидрохимических параметров и незначительно или никак не отражается на видовом составе и структуре гидробиоценоза, т.е. не нарушает (или практически не нарушает) техногенного климакса экосистемы.

Состояние техногенной стабилизации экосистем водоемов-охладителей АЭС, работающих в близких природно-

климатических условиях, например в Центральной Европейской России при близких значениях тепловой нагрузки (при близких значениях мощности АЭС), характеризуют близкие по значениям параметры гидрохимического режима (табл. 7) и схожий состав массовых видов гидробионтов (табл. 8, 9). В состоянии техногенной стабилизации водоемы-охладители этих АЭС - Курской, Нововоронежской, Смоленской, Калининской (водоемы-охладители АЭС Центральной России) являются мезотрофными β-мезосапробными водоемами. Любой новый водоем-охладитель в средней Европейской части России при работе АЭС на стабильной мощности будет иметь характеристики, близкие к характеристикам водоемов-охладителей АЭС средней Европейской России. Например, если планируемая как замещающая ныне действующую Курскую АЭС Курская АЭС-2 будет работать с водоемом-охладителем и темпы ввода в эксплуатацию ее энергоблоков будут примерно такими же как на действующей АЭС, то через 16-18 лет ее работы состояние экосистемы водоема-охладителя Курской АЭС-2 будет близким к сегодняшнему состоянию действующего водоема-охладителя. (Естественно, это будет так, если водоем-охладитель будет заполнен, а потом будет подпитываться как и сейчас водами р. Сейм, а они будут иметь те же гидрохимические и гидробиологические характеристики, что и в настоящее время).

Из анализа гидрохимической информации, ее распределения по акватории водоема-охладителя, таких же данных о загрязнителях водоема следует, что водоем-охладитель (по крайней мере, в масштабах года) и при не очень сложной береговой линии представляет единую водную массу и состояние экосистемы водоема описывается одноточечной моделью. Этот вывод из результатов наблюдений за водоемами-охладителями АЭС РФ согласуется с выводом [43] по данным исследований в последние годы экосистемы оз.

Друкшяй - водоема-охладителя Игналинской АЭС. Он позволяет заключить, что контроль состояния экосистемы водоема-охладителя и, следовательно, качества воды, забираемой на АЭС, можно (достаточно) проводить в одной точке - например, в месте забора воды, поступающей на АЭС и по результатам этого же анализа судить о состоянии экосистемы водоема. По данным [43] именно так в последние годы вели контроль качества охлаждающей воды на Игналинской АЭС. Такой же результат получен при многомерном анализе состояния экосистемы водоема-охладителя Курской АЭС [44] и Смоленской АЭС.

ПТС "АЭС - водоем-охладитель", как известно, система сложная, возможно даже суперсложная. Между ее блоками "АЭС" и "водоем-охладитель" (точнее его экосистемой) существуют многочисленные прямые и обратные положительные и отрицательные связи (на сегодня возможно не все вскрытые), поэтому состояние "техногенной стабилизации его экосистемы" - состояние хрупкое, его легко разрушить возмущением состояния любого блока ПТС. В связи с этим, различные мероприятия в этой ПТС по изменению системы охлаждения, морфометрии водоема и прочие должны проводиться с оглядкой на последствия для экосистемы водоема-охладителя.

Точно также с оглядкой на состояние экосистемы и технические характеристики водоема-охладителя должны проводиться мероприятия в экосистеме водоема-охладителя, такие как: интродукция видов гидробионтов с целью подавления развития других видов, разведение хозяйственно-ценных видов, биомелиорация водоема и др. "Мероприятием", которое может вывести экосистему водоема-охладителя из состояния техногенной стабилизации, может быть неконтролируемое вселение в водоем моллюска дрейссены. (Не исключено, что именно это сейчас имеет место в водоеме-

Таблица 7. Параметры гидрохимического режима водоемов-охладителей АЭС.

| Параметры | Курская АЭС | Смоленская АЭС | Калининская АЭС | Игналинская АЭС |
|---|---|---|---|---|
| pH | 6,8-8,5 | 7,1-8,5 | 6,9-8,0 | 7,9-8,2 |
| $O_2$, мг/л | 8,2-11,7 | 5,0-15,4 | 6,7-10,5 | 8,8-14,4 |
| $БПК_5$, мгО/л | 1,6-3,0 | 0,3-6,5 | 0,6-3,8 | 0,9-2,1 |
| ПО, мгО/л | 8-20 | 10-70 | 9,8-18,7 | 5,5-6,6 |
| БО, мгО/л | 20-40 | 8-150 | 10-50 | 23-28 |
| $NO^-_3$, мгN/л | 0,01-1,25 | 0,01-4,8 | 0,01-2,5 | 0,04-0,15 |
| $NH^+_4$, мгN/л | 0,10-0,85 | 0,01-1,5 | 0,1-1,6 | 0,2-0,45 |
| $PO^3_4^-$,мгP/л | 0,01-0,50 | 0,01-0,65 | 0,01-0,40 | 0,01-0,15 |
| $SO^2_4^-$, мг/л | 70-100 | 10-30 | 15-20 | 10-15 |
| $Cl^-$, мг/л | 30-90 | 8-12 | 10-20 | 9-12 |
| Минерализация, мг/л | 470-600 | 80-350 | 190-230 | 220-240 |
| Взвешенные вещества, мг/л | 10-20 | 2-15 | 2-15 | 2-10 |

охладителе Курской АЭС). Борьба с дрейссеной, при определенном развитии популяции которой возникают сложности со снабжением АЭС технической водой, задача сложная и деликатная, должна проводиться под серьезным экологическим контролем. То же самое можно сказать о борьбе с разрастанием высших водных растений, в определенный период времени сопровождающим процесс эвтрофирования экосистемы водоема. Опыт эксплуатации водоемов-охладителей показал, что состоянием ПТС "АЭС - водоем-охладитель", можно управлять и поддерживать на заданном уровне. С этой целью на водоеме-охладителе должен быть организован постоянный экологический мониторинг [45], к сожалению, пока ни на одном водоеме-охладителе его нет [46].

Последнее, что полезно отметить, оценивая состояние экосистем водоемов-охладителей АЭС, так это следующее.

Таблица 8. Массовые виды зоопланктона водоемов-охладителей АЭС.

| Виды зоопланктона | Курская АЭС | Смоленская АЭС | Калининская АЭС | Кольская АЭС |
|---|---|---|---|---|
| Asplanchna priodonta | + | + | + | + |
| Brachionus angularis | | + | + | |
| Brachionus calyciflorus | + | + | + | |
| Kellicottia longispina | | + | + | + |
| Keratella cochlearis | | | + | + |
| Keratella quadrata | + | + | + | |
| Polyartra vulgaris | | + | + | |
| Synchaeta stylata | + | + | + | + |
| Bosmina coregoni | + | + | + | |
| Bosmina longirostris | + | + | + | |
| Chydorus sphaericus | + | + | + | |
| Ceriodaphnia pulchella | + | + | + | |
| Daphnia cristata | + | + | + | + |
| Daphnia cuculata | + | + | + | |
| Daphnia longispina | + | + | + | + |
| Diaphanosoma brachyurum | + | + | + | |
| Acanthocyclops viridis | + | + | + | |
| Mesocyclops crassus | + | + | + | |
| Mesocyclops leukarti | + | + | + | |
| Eudiaptomus gracilis | | + | + | + |
| Eudiaptomus graciloides | + | + | + | + |

Таблица 9. Массовые виды высших водных растений в водоемах-охладителях АЭС.

| Виды высшей водной растительности | | КАЭС 2002г. | КлнАЭС 2002г. | СмАЭС 1999г. |
|---|---|---|---|---|
| Тростник южный | Phragmites australis | + | + | + |
| Рогоз широколистный | Typha latifolia | + | + | + |
| Рдест гребенчатый | Potomogeton pectinatus | + | | |
| Рдест пронзеннолистный | Potomogeton perfoliatus | + | + | |
| Рдест блестящий | Potomogeton lucens | | + | + |
| Рдест курчавый | Potomogeton crispus | | | + |
| Горец земноводный | Polygonum amphibium | | + | + |
| Роголистник погруженный | Ceratophyllum demersum | + | | |
| Уруть колосистая | Myriophyllum specatum | + | | |

Повышение вследствие подогрева воды биологической продуктивности экосистемы водоема, превращенного в водоем-охладитель, это повышение его кормности, образование богатой кормовой базы для рыбного населения водоема. Поэтому водоемы-охладители крупные резерваты больших рыбных стад с запасом биомассы рыб тысячи тонн, даже не смотря на организованный и неорганизованный вылов рыбы. Так что гибель нескольких сотен килограмм рыбы в отдельные годы из-за чрезмерного подогрева воды в жаркие летние дни, едва ли следует рассматривать как значительный ущерб рыбным стадам водоема-охладителя, т.е. как фактор снижения экологической безопасности ПТС "АЭС - водоем-охладитель", как событие "интересующее" рыбоохранные органы.

Таким образом, хотя тепловое воздействие на экосистему водоема-охладителя АЭС и меняет его экологический статус, но не препятствует использованию его в любых народно-хозяйственных и рекреационных целях. Не препятствует этому и поступление тех малых количеств радиоактивного и химического загрязнителей, о которых уже говорилось. В водоемах-охладителях практически всех АЭС организовано садковое рыбоводство, некоторые из них имеют статус рыбохозяйственных водоемов. Исследования, проведенные на водоемах-охладителях действующих АЭС, не выявили причин, по которым следовало бы отказаться от использования этих водоемов для отвода избытков тепла с АЭС и применять вместо них градирни. Не выявили и причин, по которым нельзя было бы применять в качестве водоемов-охладителей слабопроточные водоемы, например, русловые водоемы, организуемые подпором речного стока. Существующие водоемы-охладители - украшения поселков и городов энергетиков, используются жителями (и не только ими) для рекреационных, спортивных целей. Этот не мало важный социально-экологический вывод нельзя сбрасывать со сче-

тов, когда решается вопрос каким способом отводить избытки тепла с АЭС.

Можно заключить, что тепловое воздействие АЭС на экосистему водоема-охладителя меняет состояние экосистемы водоема, однако не настолько, чтобы оно стало недопустимым или неприемлемым. Новое состояние экосистемы удовлетворяет требованиям основного водоемопользователя - АЭС, качества воды и состояние экосистемы таковы, что водоем исполняет свое основное назначение - отвод избытков тепла с АЭС. Состояние экосистемы водоема-охладителя в основном устраивает и других водо- и водоемопользователей, в том числе население региона АЭС. Поэтому изменение состояния экосистемы водоема-охладителя в существующих пределах, по-видимому, можно признать допустимым, а природно-техногенную систему "АЭС - водоем-охладитель" по качественным показателям считать функционирующей экологически безопасно. Однако для полной в этом уверенности необходимо разработать количественные показатели экологической безопасной работы ПТС "АЭС - водоем-охладитель", организовать в этой системе экологический мониторинг и с его помощью, как это предусмотрено стандартами ИСО 14000, управлять состоянием ПТС, поддерживать ее состояние экологически безопасным.

Надо иметь в виду, что прекращение функционирования ПТС "АЭС - водоем-охладитель" в связи, например, с выработкой ее проектного срока или полной замены водоема-охладителя на градирни, вызовет новые сукцессионные изменения в экосистеме. Скорей всего это будет бурное эвтрофирование водоема, сопровождающееся интенсивным его зарастанием макрофитами, что в дальнейшем превратит водоем-охладитель в непригодный для технического и рекреационного использования водоем. Чтобы избежать подобной перспективы, необходимо один раз сделанный водоем-ох-

ладитель эксплуатировать "вечно". Это означает, например, что для размещения замещающей действующую Смоленскую АЭС Смоленской АЭС-2, надо искать место на низком левобережье Десногорского водохранилища, а не размещать на высоком (отметка ~ 30 м над НПУ водохранилища) правом берегу и применяя для отвода избытков тепла градирни.

На действующих АЭС России градирни и комбинированный способ (градирня + водоем-охладитель) рассеяния избытков тепла в атмосфере практически не используются. Градирни применяли для отвода избытков тепла на первых энергоблоках Нововоронежской АЭС. Это сравнительно маломощные энергоблоки, и градирни были небольших размеров. С последствиями эксплуатации таких градирен для состояния окружающей среды, все знакомы по их работе не только на Нововоронежской АЭС, но и в составе ТЭС на органическом топливе. Это, прежде всего, неудобства для населения, особенно в холодное время года (морошение, туманы, гололед и др.) а также повышенная влажность воздуха в месте приземления факела. Высказывались опасения, что тень факела градирен может угнетать растительность, снижать урожайность сельскохозяйственных культур. По данным французских исследователей эти опасения напрасны.

Избытки тепла с ряда АЭС новых проектов предполагается отводить в атмосферу через градирни высотой около 350 м и диаметром у основания больше 150 м. Одна такая градирня должна рассеивать в атмосфере тепловую мощность около 2 ГВт. Как такие градирни впишутся в окружающие природные системы, каковы будут последствия эксплуатации таких градирен в наших условиях, предстоит установить.

Удаление избытков тепла в атмосферу на прибрежных территориях водоемов-охладителей и вблизи градирен повышает температуру и влажность приземной атмосферы. Это, вообще говоря, вызывает вблизи водоема или градирни из-

менение продолжительности вегетационного периода, более бурный рост растительности. Эти изменения отмечаются на расстояниях не более 200-300 м от береговой линии водоема и меньших от градирни, так что во внимание при оценке последствий эксплуатации водоема-охладителя или градирен могут не приниматься. На некоторых водоемах-охладителях, например, на водоеме-охладителе Калининской АЭС, в холодное время года образуются туманы парения, при ветре выходящие за пределы зеркала водоема. Влажность в тумане может превышать допустимую для населенных пунктов. Бороться с этим можно, например, организацией защитных лесополос.

Таким образом, тепловое и влажностное загрязнение территорий в регионах АЭС при рассеянии избытков тепла в атмосфере с помощью градирен, по-видимому, можно оценить как воздействие малое, имеющее малосущественные последствия для окружающей природной среды и условий жизни людей. Эти воздействия известны, существуют при эксплуатации ТЭС и не считаются недопустимыми, поэтому можно сказать, что АЭС с градирнями можно будет признать экологически безопасными.

Увеличение численности населения в регионе и связанная с этим урбанизация региона (появление или рост селитебных территорий, развитие транспорта, рекреации, появление коммунально-бытовых предприятий и др. атрибутов обживания территорий региона АЭС) вызывает механические, химические и биологические воздействия на природные объекты региона и среду жизни людей. Как фактор воздействия на окружающую природную среду, условия жизни населения урбанизационные нагрузки изучены недостаточно (и, к сожалению, не только в регионах АЭС). По "силе" и последствиям урбанизационные воздействия на окружающую среду в регионах АЭС не отличаются от "сил" и последствий

порождаемых сооружением любого другого крупного народно-хозяйственного объекта в малообжитом или достаточно "глухом" регионе России.

Урбанизационные нагрузки на наземные экосистемы, связанные с развитием рекреации (эффект вытаптывания), индивидуального и общественного транспорта, появлением дополнительных источников химических загрязнителей, (работа предприятий городского хозяйства, быта), сбором населением в лесах, лугах "даров природы", красиво цветущих и лекарственных растений, интенсификацией сельскохозяйственного производства из-за появления новых потребителей его продукции (строители, монтажники, персонал АЭС, их семьи) и других воздействий (в том числе перевыпас пастбищных лугов, засорение лесных и луговых экосистем бытовым, строительным мусором, преобразование естественных экосистем в связи с организацией дачных, садоводческих товариществ), выражаются в угнетении экосистем, иногда их частичной, или даже полной деградации, изменением ландшафтной структуры регионов, возникновением в связи с этим новых (антропогенного и природноантропогенного происхождения) геохимических барьеров [47], сокращении ареалов распространения красивоцветущих, лекарственных растений (иногда их полным исчезновением), ареалов лесных ягодных культур, появлением искусственных (парковых) экосистем, адвентивизацией и синантропизацией естественных экосистем и в других процессах. Наиболее часто проявляются локальное преобразование ландшафтов, подтопление территорий, а также сокращение ареалов некоторых видов растительности и животных, лесных ягодных культур.

Естественно, что названные последствия урбанизационных нагрузок на наземные экосистемы следует оценивать как результат суммирования откликов экосистем на все воздействия вызванные работой АЭС. Однако их определенная

специфичность (например, сокращение ареала дикорастущих ягодных культур или грибов), позволяет считать эти последствия обусловленными урбанизацией региона. Если в качестве допустимых изменений параметров, определяющих состояния наземных экосистем, принять их межгодовую вариабильность, вызванную различием погодных условий в году [46, 48], то реально наблюдаемые изменения большей части характеристик состояний наземных экосистем имеющие место под воздействиями урбанизационных нагрузок едва ли превысят такие допустимые. Однако часть характеристик изменяется значительно и могут превзойти допустимые, например, распространение синантропных и адвентивных видов растительности. Превышения допустимых изменений возможны из-за плохо организованного сельскохозяйственного использования, например, луговых экосистем (перевыпас и вследствие этого выбивание лугов). Другие изменения в значительной мере следствия низкой экологической культуры населения. Это сокращение ареалов растений, исчезновение некоторых видов из-за вытаптывания, кострищ, неумеренного сбора, других воздействий.

Воздействия урбанизационных нагрузок на водные экосистемы проявляются в меньшей степени, чем на наземные, но выражаются также определенным изменением структуры гидробиоценоза, его состава. Изменения состава, структуры гидробиоценоза обуславливает развитие на водоеме-охладителе, например, рекреации - купальни, пляжи, моторные и др. спортивные суда, вызывающие шум, волнения, организация садкового рыбоводства, вселение адвентивных видов рыб (часто с "технологическими" целями), явно не спортивный (скорей браконьерский) вылов рыбы. Не мало важны изменения структуры гидробиоценоза вследствие случайной (человеком или животными) интродукции в экосистему моллюска дрейссены. Это практически неизбежное

зло водоемов-охладителей (причем не только АЭС) не имеет количественных характеристик, оценки допустимых размеров популяций и количественно обоснованных методов снижения численности моллюска до уровня, не затрудняющего эксплуатацию теплообменных систем АЭС. На состав, структуру гидробиоценоза, качество воды в водоеме могут повлиять недостаточно очищенные сбросы бытовых отходов и ливневой канализации города энергетиков, но как отмечено ранее, объем таких стоков относительно невелик (объем водной массы водоема-охладителя ~ $10^{11}$л) и разбавление их основной водной массой, а также процессы самоочищения воды водоема исключают возможность серьезных последствий для экосистемы водоема.

Также как изменения в наземных экосистемах изменения состояния, наблюдаемые в водных экосистемах - экосистемах водоемов-охладителей - суть суммарный отклик на тепловое и урбанизационное воздействия. Однако урбанизационные изменения на фоне, изменений, инициированных тепловыми воздействиями, можно оценивать как малые. Как отмечено ранее реально наблюдаемые изменения состояния экосистемы водоема-охладителя "устраивают" его основного пользователя - АЭС, а также население региона АЭС и с ними осторожно, но можно согласиться, т.е. осторожно признать допустимыми. В таком случае по урбанизационным воздействиям на окружающую природную среду АЭС также осторожно допустимо считать экологически безопасными. Важно отметить, что действительно осторожно... Во-первых, потому, что срок работы крупных АЭС 30-35 лет, что для серьезных изменений состояний экосистем может быть и недостаточно, а во-вторых, потому, что люди, и мы, работники атомной промышленности, в частности, не научились нормировать урбанизационные нагрузки, решали и, к сожалению, решаем задачи природоохраны "экономическим ме-

ханизмом", провозглашенным ФЗ "Об охране окружающей природной среды" (1991 г.), т.е. с помощью штрафов. Но никакой штраф не восстановит вырубленную под дачу делянку леса. Разве можно охранять водоем, его экосистему с помощью водоохранных зон (строительство на расстоянии 47 м от уреза воды вести нельзя, а на расстоянии 50 м можно!) Вместо применения современных методов предотвращения поступления загрязнителей в водоем. Поэтому сегодняшняя задача природоохраны от урбанизационных воздействий состоит в организации и проведении, в том числе в регионах АЭС, натурного экологического аудита территорий с целью оценки экологических последствий урбанизации и разработки норм и правил смягчения и ограничения отрицательных последствий.

Урбанизационные нагрузки на окружающую среду, конечно, меняют условия жизни людей. Основной фактор воздействия на условия жизни - развитие транспорта в регионе АЭС, увеличение количества транспортных единиц. Однако пока, во всяком случае, этот фактор воздействия не изменяет условия жизни населения более чем это допускают санитарно-гигиенические нормативы.

Из краткого обзора последствий эксплуатации АЭС для окружающей природной среды можно заключить, что основными видами воздействия на природную среду при нормальной работе АЭС являются тепловое воздействие и воздействие, обусловленное урбанизацией региона, причем наиболее значимо тепловое воздействие на экосистему водоема-охладителя.

Работе АЭС предшествует ее строительство. Это главное и наиболее значимое воздействие на окружающую природную среду. Под промплощадку АЭС, вспомогательные предприятия и предприятия стройиндустрии отводятся земли, меняется ландшафтная структура региона, вырубаются леса,

изымаются земли из сельскохозяйственного производства, сооружается новый для региона или преобразуется существующий водоем, для этого сооружаются гидротехнические устройства (дамбы, плотины, каналы), вследствие чего меняются стоки водотоков, затопляются значительные территории для организации водоемов-охладителей, также значительные по площади территории превращаются в селитебные. Именно со времени начала строительства начинаются и постоянно возрастают планировочно-строительные нагрузки на регион. Все это меняет не только ландшафтную структуру региона, но изменяет микроклимат в регионе, создает предпосылки для достаточно глубоких изменений в состоянии природных экосистем. Однако при строительстве столь крупного объекта, каким является АЭС, изменения в природной среде неизбежны. Поэтому обоснованный выбор места размещения АЭС в природной среде, тщательная разработка проекта организации строительных работ, строгое его соблюдение, высокая строительная культура - необходимые природоохранные условия, условия обеспечения экологической безопасности АЭС. Поэтому проект организации строительных работ, его строжайшее соблюдение должны быть предметом экологической экспертизы с целью оценки возможности его экологически безопасной реализации и строительство АЭС (напомним: АЭС - это комплекс) должно сопровождаться экологическим мониторингом, управлением состоянием окружающей среды.

## Заключение

Эксплуатируемые в России АЭС являются источниками малых воздействий на окружающую природную среду и практически не влияют на условия жизни населения. Радиационные радиационные воздействия на лиц из населения и

природные объекты незначимы. Незначимость радиационных воздействий определяется 4-м принципом радиационной защиты, принятым в СП АЭС-79, согласно которому радиационные воздействия нормально работающей АЭС не увеличивают радиационный риск лиц из населения по равнению с риском, определяемым естественным облучением. Последствия химических воздействий не обнаружимы, но для полной в этом уверенности нужны специальные обследования районов размещения АЭС. Тепловые воздействия на экосистему водоема-охладителя меняют его экологический статус вследствие развивающегося под воздействием сбросного тепла явления термического эвтрофирования экосистемы. В экосистеме нарушается сбалансированность продукционно-деструкционных процессов, изменяется гидрохимический режим, состав и структура гидроценоза. В водоемах-охладителях АЭС России эти изменения не велики, по-видимому, потому, что воды всех водоемов-охладителей по разным причинам обновляются примерно один раз в год. При длительной (~5 и более лет) работе АЭС на стабильной мощности в экосистеме водоема-охладителя устанавливается техногенно стимулированное состояние, описываемое одноточечной моделью. В состоянии техногенной стабилизации водоемы-охладители наших АЭС мезотрофные b-мезосапробные водоемы.

Наиболее серьезные последствия воздействий АЭС на окружающую среду проявляются при ее строительстве и в результате урбанизации региона, а также в отмеченном изменении состояний экосистем водоемов-охладителей. К сожалению, в настоящее время не достает системной информации, позволяющей количественно оценить уровень экологической безопасности действующих АЭС. Проведенный ГК "Росэнергоатом" в 2000-2003 гг. экологический аудит АЭС был "бумажным" (проверялась юридическая, бухгалтерская,

техническая документация, документация по природоохранной деятельности, но не состояние окружающей среды) и потому для оценки экологической безопасности АЭС информации не добавил. Однако, как следует из приведенного обзора, качественно есть не мало оснований считать действующие в РФ АЭС экологически безопасными. Предпроектные и проектные экологические материалы АЭС нового поколения позволяют (также по качественным показателям) оценивать их как экологически безопасные. Это большое достижение атомной энергетики, обеспечивающее возможность опираться на нее в удовлетворении энергетических потребностей России в XXI веке. Однако реализация Стратегии развития атомной энергетики России в первой половине XXI века (Москва, 2001), реализация планов обеспечения энергетической безопасности РФ, когда количество АЭС, их суммарная мощность будут возрастать, и к 2030 г. количество АЭС, их суммарная мощность почти удвоится, для оценки последствий увеличения суммарной мощности для окружающей среды, уверенности в экологической безопасности АЭС, удовлетворения положений Экологической доктрины Российской Федерации необходимы количественные критерии экологической безопасности - индексы экологической безопасности АЭС [45], необходимо внедрение в практику природоохраны Системы обеспечения экологической безопасности АЭС [48].

## Список литературы

1. Протасов В.Ф., Молчанов А.В. Экология, здоровье и природопользование в России. - М: Финансы и статистика, 1995.

2. Данилов-Данильян В.И. Доклад на заседании коллегии Госкомэкологии России об итогах работы комитета и его тер-

риториальных органов в 1999 г. и задачах на 2000 г. - Официальный вестник Госкомэкологии России, №1, 2000. С.3.

3. Онищенко Г.Г. Окружающая среда и состояние здоровья населения. - Гигиена и санитария, 2001 №3. С.3.

4. Миронов О.О. Экология и нарушение прав человека - Экосинформ, 2003, №2. С.6.

5. Экологическая доктрина Российской Федерации. - Ядерное общество, 2002, №6. С.58.

6. Преамбула к федеральной целевой комплексной научно-технической программе "Экологическая безопасность России" (1993-95 гг.). Зеленая газета, спец. выпуск, 1993.

7. Егоров Ю.А. О понятии "экологическая безопасность атомной станции". // Экология регионов атомных станций. Вып. 1. - М.: ЯО СССР, 1994. С.44.

8. Егоров Ю.А. Обеспечение экологической безопасности человеческой деятельности - стратегическое направление стабильного и безопасного развития общества. - Региональная экология, 1999, №3. С.31.

9. Егоров Ю.А., Тихомиров Ф.А. Критические биогеоценозы в регионах атомных станций. // Экология регионов атомных станций. Вып. 2 - М.: АЭП, 1994. С 192.

10. Егоров Ю.А., Нигматулин Б.И. XXI - ому веку экологически безопасную ядерную энергетику. - Экология и атомная энергетика, 1999, №2. С.36.

11. Егоров Ю.А. Концепция экологической безопасности атомной энергетики - Экология и атомная энергетика, 2000, №1. С.18.

12. Егоров Ю.А., Тихомиров Ф.А. Современные экологические концепции ядерной энергетики. // Экология регионов атомных станций. Вып. 1 -М.: ЯО СССР, 1994, С.5.

13. Егоров Ю.А., Тихомиров Ф.А. Экологическая безопасность атомных электростанций России. - Инженерная экология, 1999, №5. С.2.

14. Большов Л.А., Арутюнян Р.В., Линге И.И. Ядерные технологии и проблемы экологии. Докл. на конф. Радиационная безопасность. Экология и атомная энергия. С.-Петербург, 2001.

15. Айдинов Г.Т., Соловьев М.Ю., Калинина М.В. Суммарная дозовая нагрузка на население Ростовской области и риски возникновения отдаленных последствий. // Матер. научно-практ. конф. "Проблемы развития атомной энергетики на Дону". Ростов-на-Дону, 2000. С.276.

16. Крючков В.Ф. Радиационная безопасность АЭС - Росэнергоатом, 2002, №8. С.12.

17. Егоров Ю.А., Курочкин В.И., Наумов А.Е. и др. Прогнозируемая оценка дозовой нагрузки на кроны сосен критического экоучастка региона Курской АЭС // Экология регионов атомных станций. Вып.5 - М.: АЭП 1996. С.158.

18. Егоров Н.Ю., Егоров Ю.А., Кадушкин А.В. и др. Радионуклиды и радиационная обстановка в наземных экосистемах региона Курской АЭС. // Экология регионов атомных станций. Вып. 4. - М.: АЭП, 1995. С.197.

19. Егоров Ю.А. Радионуклиды в природно-техногенной системе АЭС - водоем-охладитель. - Водные ресурсы, 2002, т.29. №4. С.476.

20. Бадяев В.В., Егоров Ю.А., Казаков С.В. Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1990.

21. Бугаева Л.Г. Радиационная обстановка на территории, прилегающей к Калининской АЭС. Докл. на Междунар. научн. конф. "Актуальные проблемы геоэкологии". Тверь, 2002.

22. Дровников В.В., Егоров Н.Ю., Кадочников А.В. и др. Радионуклиды в компонентах экосистемы водоема-охладителя Курской АЭС. // Экология регионов атомных станций. Вып. 5. М.: АЭП, 1996.С.295.

23. Егоров Ю.А., Курочкин В.Н., Наумов А.Е. и др. Прогнозируемая оценка дозовой нагрузки на кроны сосен критического экоучастка региона Курской АЭС. // Экология регионов атомных станций. Вып. 5 - М.: АЭП, 1996. С.158.

24. Егоров Ю.А. Допустимый сброс радионуклидов с АЭС в водоем-охладитель. - Экология и промышленность России. 2002, октябрь. С.30.

25. Егоров. Ю.А. Еще раз о тритии, образующемся при работе АС, и его переносе в окружающей АС среде. Экология регионов атомных станций. Вып.5. - М.: АЭП, 1996. С.237.

26. Егоров Ю.А. Тритий в природно-техногенной системе "АЭС - окружающая среда". - Региональная экология, 2002, №1-2. С.7.

27. Дельвин Н.Н., Иванов А.Б., Крылов В.А., Носов А.В. Изучение содержания трития в водных объектах и приземной атмосфере в районе Калининской АЭС. // Экология регионов атомных станций. Вып.5. - М.: АЭП, 1996. С.264.

28. Рублевский В.П., Яценко В.Н. Радиационная значимость радиоактивного изотопа углерода. Бюллетень по атомной энергии, 2001, сентябрь. С.23.

29. Егоров Ю.А., Рябов И.Н., Тихомиров Ф.А. Экологические проблемы и концепции охраны окружающей среды в связи с развитием ядерной энергетики. Докл. на 1-ом Всесоюзн. радиобиолог. съезде. Москва, 1989.

30. Грачев В.А. Экология: жизнь и здоровье россиян. - Федеральный вестник экологического права, 2001, №3. С3.

31. Левченко Н.К. Последствия чернобыльской аварии сильно преувеличены. Бюллетень по атомной энергии. 2002. №4. С.3

32. Василенко И.И., Василенко О.И. Медицинские последствия аварии на Чернобыльской АЭС: 16 лет спустя. - там же. С.24.

33. Алифанов В.М., Виноградов В.Н., Георгиевская Л.М. и др. Экологическая безопасность Билибинской АЭС. // Экология регионов атомных станций. Вып. 2. М.: АЭП, 1994. С.30.

34. Верещак В.Г., Егоров Ю.А., Ковалев Г.Н. и др. Тяжелые металлы в донных отложениях водоема-охладителя Курской АЭС. // Экология регионов атомных станций. Вып. 4. М.: АЭП, С.44.

35. Горячкин С.В., Егоров Н.Ю., Егоров Ю.А. и др. К оценке состояния регионов действующей и проектируемой Кольской АЭС. // Экология регионов атомных станций. Вып. 4 - М.: АЭП, 1995. С.270.

36. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации. Пушкино: ВНИИЛМ. 2002.

37. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации. М.: МГУЛ, 1999.

38. Протасов А.А., Сергеева О.А, Кошелева С.И. и др. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. - Киев: Наукова думка, 1991.

39. Дрижюс М.-Р.М. Гидротермический режим водохранилищ-охладителей. Вильнюс: Минтис. 1985.

40. Баранаускене А.И. Будрене С.Ф. Каспиравичене Ю.Р. и др. Состояние фито-, зоо-, бактериопланктона и продукционно-деструкционные процессы в водоеме-охладителе Игналинской АЭС.// Экология регионов атомных станций. Вып.1 - М.: ЯОССР, 1994. С.213.

41. Вирбицкас Ю.Б., Егоров Ю.А. Состояние экосистем оз. Друкшяй после нескольких лет работы Игналинской АЭС в начальный период эксплуатации. Там же. С.238.

42. Теплоэнергетика и окружающая среда. Состояние экосистемы водоема-охладителя Игналинской АЭС в начальный

период ее эксплуатации. Т.10, ч.1, 2 - Вильнюс: Academia, 1992, 1993.

43. Вирбицкас Ю.Б. Состояние экосистем региона Игналинской АЭС // Актуальные проблемы геоэкологии ч.1. Тверь. ТвГУ, 2002. С.240.

44. Георгиевская Л.М., Егоров Ю.А. Анализ динамики состояния экосистемы водоема-охладителя Курской атомной станции многомерными анализами. // Экология регионов атомных станций. Вып.5. М.: АЭП, 1996. С.286

45. Егоров Ю.А. Обеспечение экологической безопасности человеческой деятельности - основа рационального природопользования и устойчивого развития общества. // Региональные аспекты теории и практики природопользования. - СПб.: Изд-во СПб ГТУ, 2000. С.118.

46. Егоров Ю.А. Основные принципы организации и ведения экологического мониторинга в регионе нормально работающей АЭС // Экология регионов атомных станций. Вып. 3. М.: АЭП. 1995. С.200.

47. Егоров Ю.А., Нигматулин Б.И., Суздалева А.Л. Экологический мониторинг и экологический аудит как система экологического менеджмента в атомной энергетике. Докл. на XI Международном симпозиуме по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга". Сыктывкар, 2001.

48. Егоров Ю.А. Инженерно-экологические задачи XXI века в энергетике. Докл. на ежегодн. научно-практ. семинаре "Междунар. Научно-техн. сотрудн. - 2001". Хорватия, 2001.

# РЕЗУЛЬТАТЫ ТРЕХЛЕТНЕГО РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИССЛЕДОВАНИЯ РЕК ОБЬ И ИРТЫШ В ГРАНИЦАХ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА (2004-2006 г.г.)

А.В. Трапезников[1], В.Н. Николкин[1], А.В. Коржавин[1], В.Н. Трапезникова[1], В.И. Мигунов[2]

[1]Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург
[2]Департамент гражданской защиты населения Ханты-Мансийского автономного округа - Югры, Ханты-Мансийск

Радиоэкологическое состояние Обь-Иртышской речной системы в последние годы вызывает обоснованную озабоченность у специалистов и широкой общественности. Результаты исследования предыдущих лет показали ежегодный рост в воде Оби и Иртыше объемной активности $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ [1; 2]. Ранее предполагалось, что наиболее сильное влияние на Обь-Иртышской речной системы оказывает деятельность ПО "МАЯК" Челябинской области. В 1949-1952 гг., вследствие отсутствия надлежащих технологических систем обращения с жидкими отходами радиохимического производства, с ПО "Маяк" было сброшено 2,75 миллионов Кюри (100 ПБк) радиоактивных отходов в реку Течу, являющуюся частью Обь-Иртышской речной системы. В настоящее время на промплощадке ПО "Маяк" сложилась чрезвычайно опасная экологическая ситуация, чреватая крупномасштабным загрязнением радиоактивными сбросами речной системы Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь.

Особую опасность вызывает сосредоточение средне- и низкоактивных жидких радиоактивных отходов в открытых

водоемах. В каскаде промышленных водоемов, созданных в пойменной части верховьев р. Течи накоплено 350 млн. $м^3$ загрязненной воды, являющейся по сути низкоактивными отходами с суммарной активностью около 200 тысяч Кюри. Дамба оконечного водоема, а также дно водоема, не в состоянии предотвратить фильтрацию в реку загрязненной воды. По приближенным оценкам фильтрационные потери достигают 10 млн. $м^3$ в год. В пойме реки Течи в 18 км от плотины оконечного водоема на площади 45 га, в так называемых Асановских болотах, депонировано 6 тысяч Кюри $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$. Часть этой активности ежегодно вымывается с паводковыми водами в Обь-Иртышскую речную систему [3].

И первоначальные результаты полностью подтвердили данное предположение. По результатам исследования 2004 года в пробах воды Иртыша содержание $^{137}Cs$ в среднем в 3.4 раза, а $^{90}Sr$ в 3 раза выше, чем в Оби. Далее полученные объемные активности радионуклидов в воде были пересчитаны с учетом годовых стоков данных рек. Несмотря на то, что концентрация $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ была выше в пробах воды Иртыша, перерасчет данных показателей с учетом годовых стоков рек существенно изменил первоначальное соотношение. Расчеты показывают, что в настоящее время преобладающее количество $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в нижерасположенные участки Оби поступают по обскому рукаву, а не из Иртыша как предполагалось ранее. Среднегодовое поступление $^{137}Cs$ по Обскому рукаву почти в 2 раза, а по $^{90}Sr$ в 2,3 раза больше, чем поступает из Иртыша [4]. Со стороны Томской области на площади водосбора реки Томи, впадающей в Обь, находится другой крупный ядерный объект - Сибирский химический комбинат (Томск-7) [5].

Вне всякого сомнения, сложившаяся радиоэкологическая обстановка на Оби и Иртыше в границах Ханты-Мансийского автономного округа требует самого пристального изу-

чения. В данной работе представлен анализ радиоэкологической обстановки на Обь-Иртышской речной системе за три последних года.

**Объекты, методы исследования и используемое оборудование**

Отбор проб воды и донных отложений для радиоэкологических исследований проводился в шести постоянных створах на реках Обь и Иртыш и трех дополнительных створах, два из которых располагались на Оби ниже впадения Иртыша и один на реке Вах. Все обследованные створы рек находились в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Место расположения створов на местности определялось при помощи спутниковой навигационной системы GPS. Схема расположения исследованных створов приведена на рисунке 1, а их краткое описание - в таблице 1.

Отбор проб воды для спектрометрии проводился в двух повторностях, каждая из которых состояла из трех фляг объемом 40 л. Пробы воды сразу же подкисляли небольшим ко-

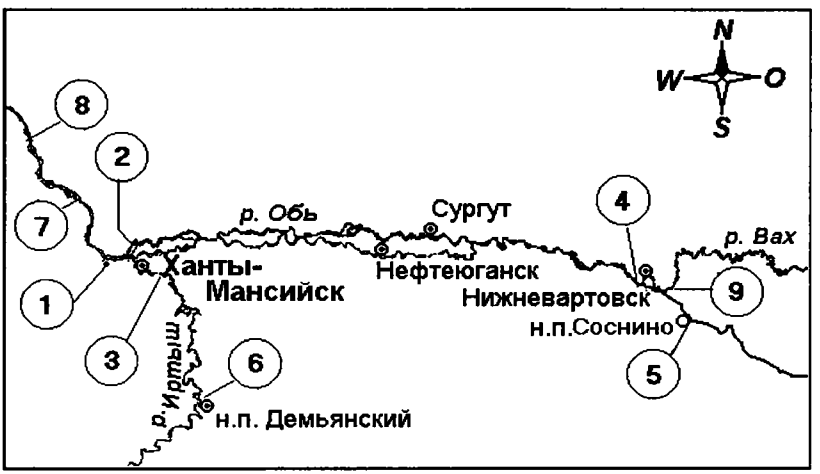



Рис. 1. Карта-схема расположения исследованных участков на реках Обь и Иртыш.

Таблица 1. Характеристика исследуемых объектов в поймах рек Обь и Иртыш.

| Объект | Описание | координаты |
|---|---|---|
| Створ 1 | Река Обь на 19,7 км ниже по течению от места слияния Оби с Иртышом: | |
| Створ 1 точка 1 | левый берег | 61° 05,465′ N<br>68° 27,551′ E |
| Створ 1 точка 2 | правый берег | 61° 05,801′ N<br>68° 27,551′ E |
| Створ 2 | Река Обь на 14,5 км выше впадения Иртыша, левый берег | 61°10,607′ N<br>68°59,178′ E |
| Створ 3 | Река Иртыш, 18,5 км до впадения в Обь, левый берег | 60°57,664′ N<br>68°59,686′ E |
| Створ 4 | Река Обь напротив Нижневартовска, левый берег | 60° 52,044′N<br>76° 37,061′E |
| Створ 5 | Река Обь в районе н.п. Соснино. | 60° 42,339′ N<br>77° 02,339′ E |
| Створ 6 | Река Иртыш в районе населенного пункта Демьянское, левый и правый берег | 59° 36,484′ N<br>69° 16,387′ E |
| Створ 7 | Река Обь, 53,5 км ниже впадения Иртыша: | |
| Створ 7 точка 1 | левый берег | 61° 20,369′ N<br>68° 18,540′ E |
| Створ 7 точка 2 | правый берег | 61° 21,203′ N<br>68° 19,187′ E |
| Створ 8 | Река Обь, 90,5 км ниже впадения Иртыша: | |
| Створ 8 точка 1 | левый берег | 61° 34,900′ N<br>67° 53,098′ E |
| Створ 8 точка 2 | правый берег | 61° 35,182′ N<br>67° 53,387′ E |
| Створ 9 | Река Вах, 5 км выше впадения в Обь | 60° 50,067′ N<br>76° 54,108′ E |

личеством соляной кислоты, предотвращая сорбцию радионуклидов на стенках сосудов, и после транспортирования, не допуская длительного хранения, выпаривали в лабораторных условиях до получения сухого остатка.

В каждом створе отбор проб грунтов для радиоэкологического исследования проводили из трех полнопрофильных разрезов, расположенных в виде равнобедренного треугольника со стороной 10 м. После заглубления разреза на необходимую глубину один край выравнивали, и из него послойно отбирали пробы в виде рамки 30х30 см, последовательно снимая слои по 5 см до глубины 40-50 см и сразу разделяя их на две параллельные пробы. Пробы маркировали и упаковывали в двойные полиэтиленовые пакеты для временного хранения и транспортировки. В лабораторных условиях пробы просушивали, взвешивали, перемалывали в шаровой мельнице и просеивали через сито с ячейкой 1 мм. Из каждого слоя грунтов готовили усредненный счетный образец, составленный из почвенных слоев, отобранных на одинаковой глубине в каждом из трех разрезов, с учетом их объемного веса.

Определение $^{137}Cs$ проводили на гамма-спектрометре "CANBERRA" (США) с германиевым детектором. Содержание $^{90}Sr$ в воде определяли непосредственно на образцах сухого остатка проб воды после выпаривания и на оксалатных концентратах из нативных проб грунтов на гамма-бета-спектрометре "ПРОГРЕСС-2000" со сцинтилляционным детектором. Минимально определяемые активности с учетом методов подготовки проб составили - 0,15 Бк/кг по $^{137}Cs$ и 0,6 Бк/кг по $^{90}Sr$.

## Результаты и обсуждение

Ниже приводятся результаты исследований и дается краткая радиоэкологическая характеристика участков поймы в исследованных створах.

**Створ № 1: р. Обь, ~20 км ниже слияния с Иртышом**

Вертикальное распределение радионуклидов (рис. 2) представлено следующими регрессионными уравнениями:

$[^{90}Sr, Бк/л] = 889508,72x^3 - 508223,78x^2 + 78193,14x - 444,51;$ $R^2 = 0,74$

$[^{137}Cs, Бк/л] = 1742,96e^{-7,37x};$ $R^2 = 0,82$

Концентрации обоих радионуклидов максимальны в верхних слоях грунтов 0-10 см, достигая значений объемной активности ~4000 Бк/м$^3$ по $^{90}$Sr и ~1000 Бк/м$^3$ по $^{137}$Cs. Вертикальное распределение характеризуется резким спадом концентрации $^{137}$Cs на глубине более 20 см, в то время как содержание $^{90}$Sr возрастает в глубинных слоях ~40 см. В целом

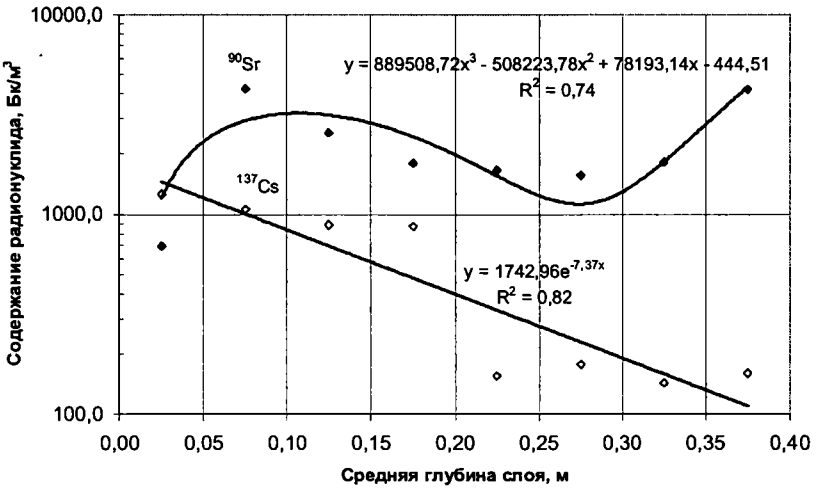



Рис. 2. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 1 - точки 1, 2 и 3).

содержание $^{90}Sr$ выше, чем $^{137}Cs$, кроме самого верхнего слоя.

**Створ № 2: р. Обь, ~15 км выше от места слияния с Иртышом**

Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах данного створа описывается следующими уравнениями регрессии:

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = 20971,17x^{0,82}$; $R^2 = 0,59$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 15704,56e^{-13,70x}$; $R^2 = 0,94$

Содержание $^{137}Cs$ в почве (рис. 3) понижается с глубиной от 10000 до 100 Бк/м$^3$, а $^{90}Sr$ - наоборот, возрастает с 1000 до 10000 Бк/м$^3$. В слое 15-20 см объемная активность стронция-90 имеет экстремум, достигая максимального уровня 20000 Бк/м$^3$. На глубине 10-15 см концентрации радионуклидов примерно одинаковы. В целом, содержание $^{90}Sr$ выше, чем $^{137}Cs$, за исключением верхних слоев 0-10 см.

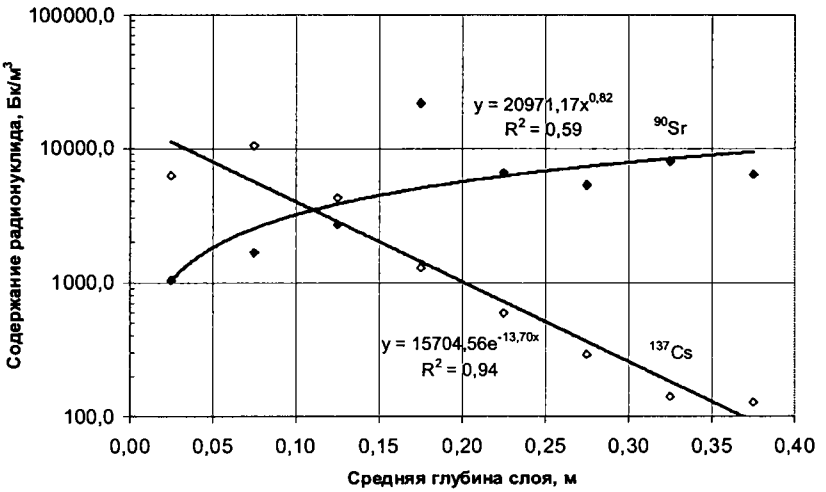



Рис. 3. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 2).

**Створ № 3: р. Иртыш, 20 км выше от места слияния с Обью**

Уравнения регрессии для вертикального распределения радионуклидов в рассматриваемом створе имеют следующий вид:

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = 516515,30x^3 - 572395,00x^2 + 155972,31x - 146,03;$ $R^2 = 0,79$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 7977,46e^{-10,68x};$ $R^2 = 0,54$

Содержание $^{90}Sr$ в грунтах исследуемой точки постепенно возрастает по сравнению с поверхностными слоями (рис. 4), примерно удваиваясь в каждом последующем нижележащем слое. Максимальные значения концентраций около ~10000 Бк/м$^3$ достигаются на глубинах 10-20 см. В дальнейшем вертикальный профиль радионуклидов различается - на фоне небольшого снижения содержания $^{90}Sr$ отмечается резкое уменьшение содержания $^{137}Cs$. Содержание $^{90}Sr$ во всех слоях значительно выше, чем $^{137}Cs$.

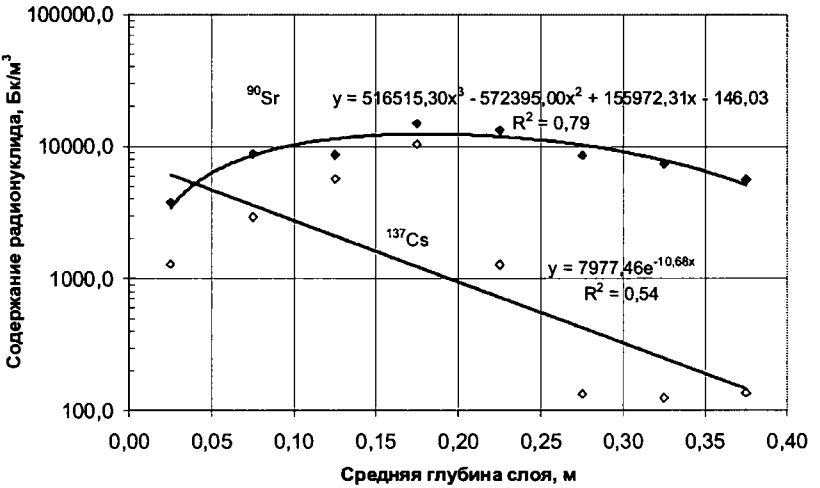



Рис. 4. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Иртыша (створ 3).

**Створ № 4: р. Обь, пойма напротив Нижневартовска**

Вертикальное распределение радионуклидов в данном створе (рис. 5) представлено следующими регрессионными уравнениями:

$[^{90}Sr$, Бк/м$^3$] = $1166139{,}51x^3 - 545539{,}14x^2 + 67710{,}66x - 441{,}60$; $R^2 = 0{,}71$

$[^{137}Cs$, Бк/м$^3$] = $175664{,}78x^3 - 75356{,}73x^2 + 7185{,}84x + 346{,}89$; $R^2 = 0{,}72$

Профили вертикального распределения обоих радионуклидов в данном створе принципиально подобны и отличаются между собой значениями объемных активностей. Вертикальное распределение характеризуется некоторым снижением содержания обоих радионуклидов до глубины 25-30 см и последующим резким увеличением их объемных активностей на глубинах более 30 см. Причем именно в этих нижних слоях на глубине 30-35 см отмечены максимальные концен-

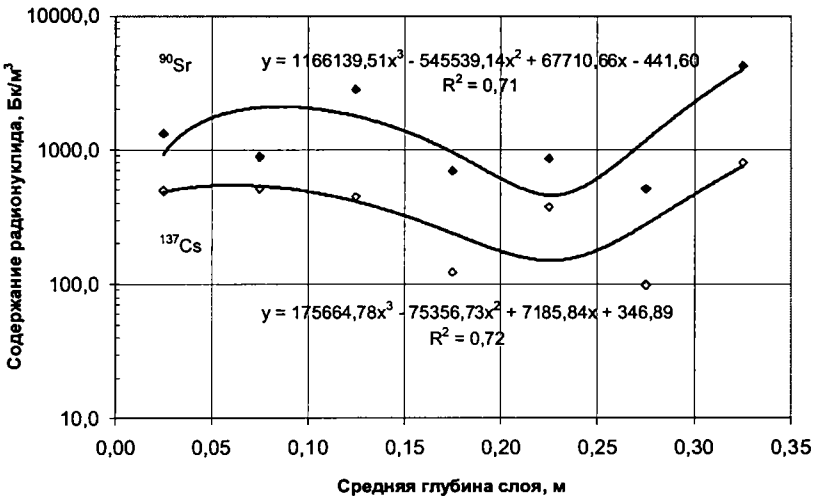



Рис. 5. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 4).

трации $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$. Содержание $^{90}Sr$ во всех слоях оказалось выше, чем $^{137}Cs$.

## Створ № 5: пойма р. Оби на границе с Томской областью, Соснино

Уравнения регрессии, описывающие вертикальное распределение радионуклидов в данном створе (рис. 6), выглядят следующим образом:

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = 1626230,45x^3 - 701795,59x^2 + 82863,34x + 316,01;$ $R^2 = 0,88$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 62734,20x^3 - 78890,37x^2 + 21081,84x + 49,98;$ $R^2 = 0,84$

Распределение $^{90}Sr$ в исследуемой точке по высоте керна имеет вид, подобный профилю в предыдущем створе - со слабо выраженным минимумом в слое 15-20 см и резким увеличением содержания в нижележащих слоях. С некото-

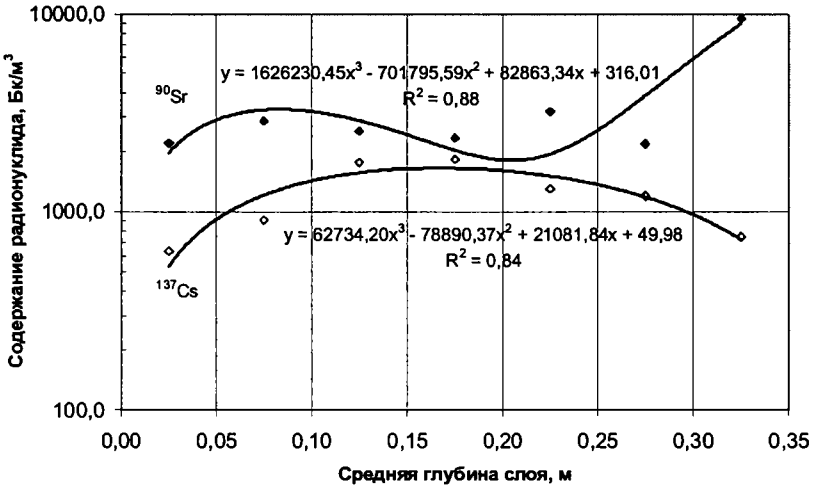



Рис. 6. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 5).

рым допущением можно считать, что вплоть до глубины 25-30 см содержание $^{90}Sr$ практически постоянно, находясь в диапазоне 2000-3000 Бк/м$^3$, и значительная часть его запасов депонирована на глубинах 35 см и более. Распределение $^{137}Cs$ описывается куполообразной кривой с максимумом на глубине около 15 см.

**Створ № 6: пойма р. Иртыш, н.п.Демьянское**

В точке 1 (левый берег Иртыша) вертикальное распределение радионуклидов удовлетворительно аппроксимируется следующими полиномами:

$[^{90}Sr$, Бк/м$^3$] = $398877{,}37x^3 - 311466{,}24x^2 + 50962{,}85x + 2997{,}93$; $R^2 = 0{,}69$

$[^{137}Cs$, Бк/м$^3$] = $-220867{,}36x^3 + 85119{,}86x^2 - 7046{,}29x + 346{,}77$; $R^2 = 0{,}72$

В представленной точке створа (рис. 7) содержание $^{90}Sr$ постепенно уменьшается с глубиной, а распределение $^{137}Cs$

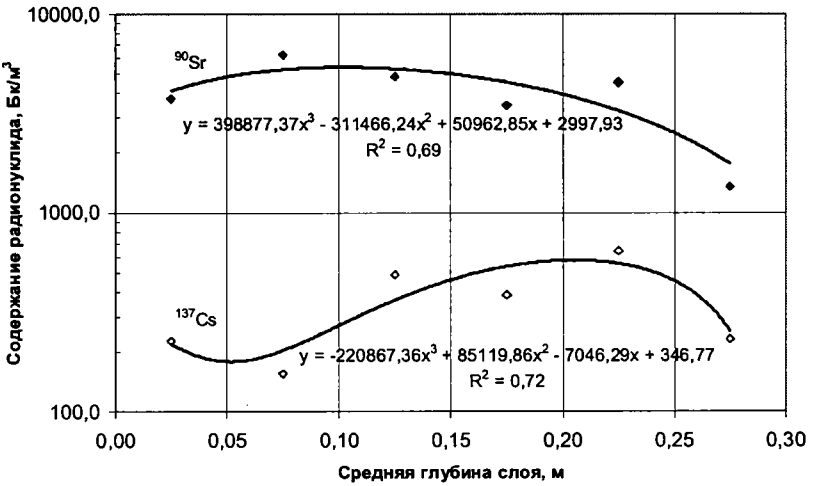



Рис. 7. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 6, левый берег).

имеет ярко выраженный максимум на глубинах 20-25 см. Объемные активности $^{90}Sr$ примерно на порядок превышают соответствующие значения для $^{137}Cs$.

В точке створа, находящейся на правом берегу Иртыша вблизи н.п. Демьянское (рис. 8) содержание в почве радионуклидов представлено следующими регрессионными уравнениями:

$$[^{90}Sr, Бк/м^3] = -90287,77x^3 + 60426,63x^2 - 10334,60x + 2965,99; \quad R^2 = 0,22$$

$$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 14621,72x^3 - 2255,89x^2 - 874,14x + 645,98; \quad R^2 = 0,54$$

Приведенные зависимости описывают слабое изменение концентрации обоих радионуклидов по вертикальной координате в широком интервале глубин от 5 до 40 см. Учитывая низкое значение $R^2$ для представленных зависимостей можно также полагать, что в данном створе вертикальное распределение радионуклидов однородно.

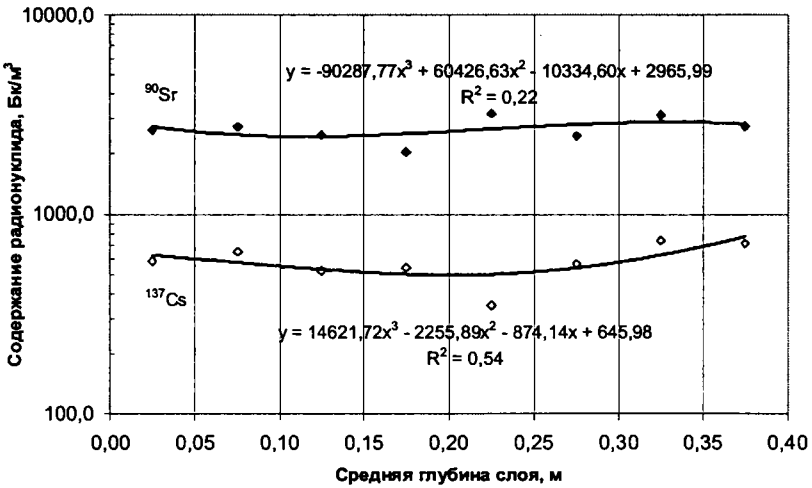



Рис. 8. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 6, правый берег).

Усредненный по обеим рассмотренным точкам профиль вертикального распределения радионуклидов в данном створе имеет вид, представленный графиками на рисунке 9, и аппроксимирован следующими уравнениями:

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = 114466,67x^3 - 112161,51x^2 + 19227,71x + 2998,98;$ $R^2 = 0,51$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = -5382,71x^2 + 1739,38x + 344,92;$ $R^2 = 0,61$

В принципиальном плане представленные регрессионные зависимости, усредненные по точкам створа, отражают слабо изменяемое по высоте и практически равномерное содержание радионуклидов в почве, причем для $^{137}Cs$ токая однородность распределения наблюдается более явно. Содержание стронция-90 во всех слоях примерно на порядок выше, чем цезия-137.

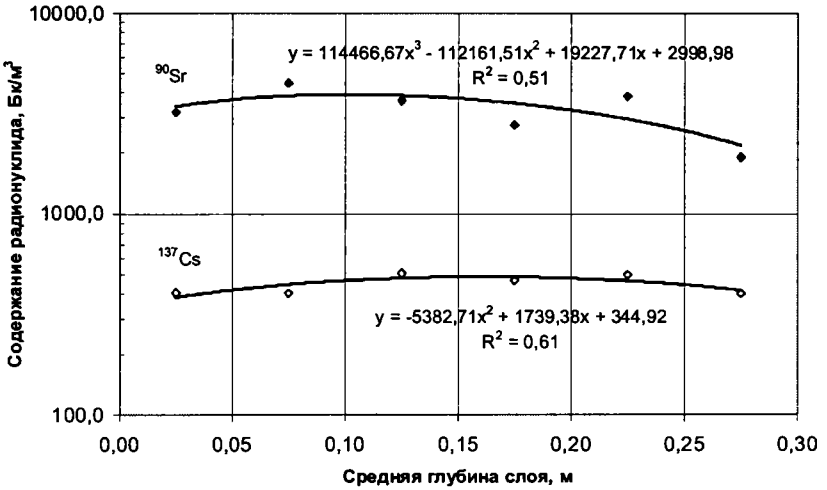



Рис. 9. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби (створ 6, среднее значение по левому и правому берегам).

**Створ № 9: пойма р. Вах, в 5 км от ее устья**

В точке 1 данного створа вертикальное распределение радионуклидов имеет вид (рис. 10):

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = -112748,15x^3 - 8352,67x^2 + 13883,76x + 502,59$ $R^2 = 0,53$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 4104,49e^{-12,78x}$; $R^2 = 0,74$

В точке 2 створа 9 (рис. 11):

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = 363783,07x^2 - 92446,27x + 6970,59$; $R^2 = 0,62$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 416,28e^{-3,93x}$; $R^2 = 0,70$

Обе точки створа характеризуются монотонным снижением содержания $^{137}Cs$ по глубине, и принципиально различным поведением $^{90}Sr$. В первом случае отмечается максимум в распределении стронция-90 на глубине 15-20 см и спад на больших глубинах, в другом - наоборот, минимум в слое 10-15 см и резкое возрастание концентрации на глубине 30-35 см.

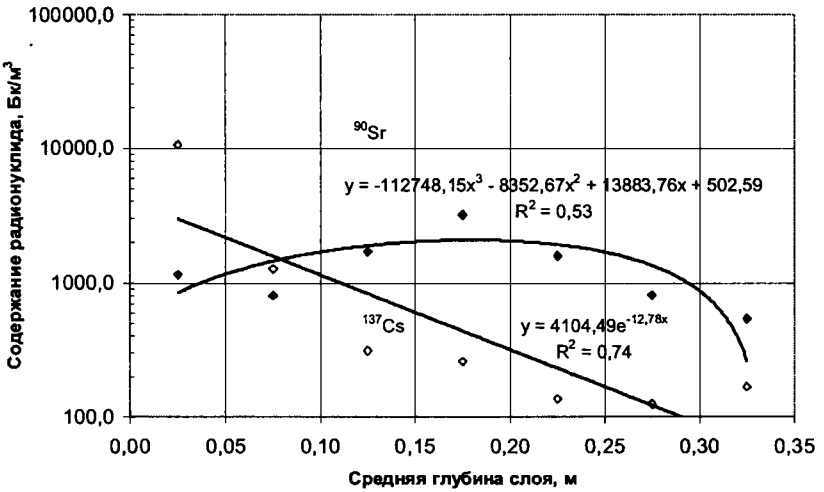



Рис. 10. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах р. Вах (створ 9 точка 1).

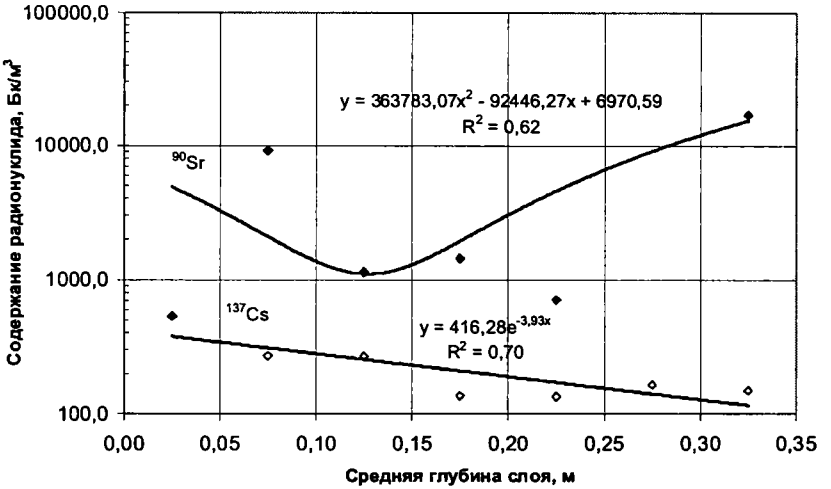



Рис. 11. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах р.Вах (створ 9 точка 2).

Для усредненного по обеим точкам в створе вертикального распределения радионуклидов в почвах поймы (рис. 12) получены следующие зависимости:

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = 148118,81x^2 - 40978,12x + 4048,83; R^2 = 0,37$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 2271,37e^{-10,54x}; \quad R^2 = 0,71$

Представленные модели по своему характеру принципиально подобны зависимостям, описывающим вертикальное распределение в точке 2 рассматриваемого створа.

**<u>Створ № 8: пойма р. Обь, 95 км ниже устья Иртыша</u>**

Вертикальное распределение радионуклидов в исследуемом створе, усредененное по трем точкам, имеет вид, представленный на рис. 13 и описывается следующими регрессионными уравнениями:

$[^{90}Sr, Бк/м^3] = 685297,49x^3 - 495318,22x^2 + 115489,27x - 89,62; \quad R^2 = 0,72$

$[^{137}Cs, Бк/м^3] = 6050,48e^{-4,32x}; \quad R^2 = 0,43$

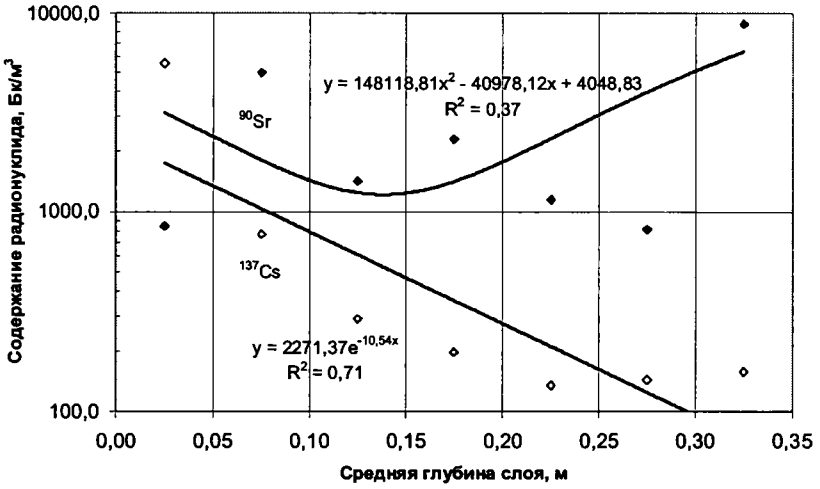



Рис. 12. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах р. Вах (створ 9, среднее по т. 1 и 2).

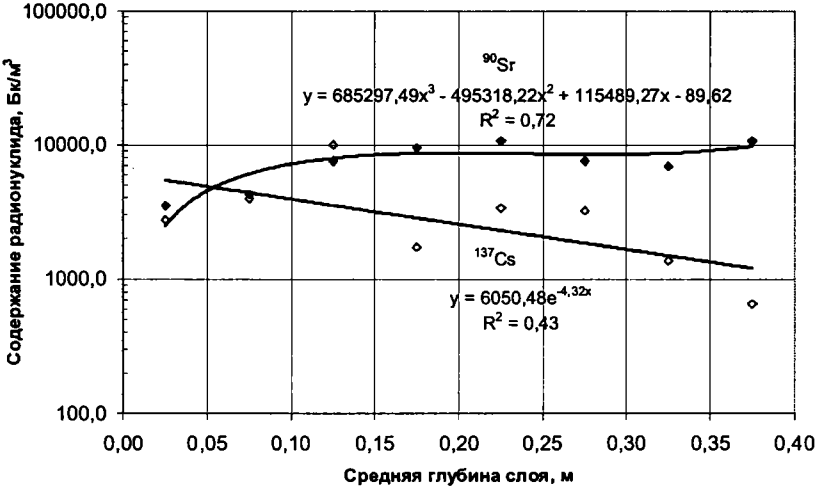



Рис. 13. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах р.Обь (створ 8 точка 1).

Объемная активность $^{137}Cs$ в грунтах поймы немонотонно уменьшается с глубиной слоя, принимая минимальное значение в слое 35-40 см, а $^{90}Sr$ - возрастает, достигая на этой глубине максимального значения. В приповерхностных слоях 0-10 см содержание обоих радионуклидов близко друг к другу, составляя 3000-4000 Бк/м$^3$.

Интенсивные аллювиальные процессы, протекающие в поймах Оби и Иртыша, искажают картину первичного загрязнения поймы этих рек. Сезонные и годичные гидродинамические явления сопровождаются многократным сносом по течению верхних слоев пойменных и донных грунтов, их перемешиванием, отмучиванием, сортировкой, оседанием, внося неоднородность в распределение радионуклидов, особенно в верхних слоях пойменных грунтов.

В результате, вместе со взвешенными в воде твердыми частицами происходит миграция и твердый сток сорбированных на них радионуклидов, который вместе со стоком радионуклидов в растворенной форме формирует уникальный для конкретной пойменной точки створа реки профиль их вертикального распределения в донных отложениях и пойменных грунтах. В таких речных системах, как правило, равновесие носит динамический характер, в котором система претерпевает непрерывные изменения, поэтому профили вертикального распределения радионуклидов в створе год от года могут изменяться, а в соседних точках в один и тот же момент времени значительно различаться. Для объективного текущего описания поведения и перспективного анализа таких водных систем необходим постоянный и длительный системный мониторинг, в том числе сезонный, результаты которого должны учитываться при моделировании миграционных процессов в пространственно-временном масштабе.

Плотность запасов радионуклидов в каждом исследованном створе определялась интегрированием по вертикальной

координате в пределах от 0 до 0,4 м полученных для данных створов аппроксимирующих уравнений, описывающих профиль вертикального распределения $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в точках отбора проб. Для каждого створа величина локальной плотности запасов в пойме определялась как среднее значение по всем исследованным точкам данного створа. Пределы интегрирования определялись глубиной отбора проб грунтов. Следовательно, в данной работе величины плотности запасов (поверхностного загрязнения) и интегральных запасов рассматриваются в привязке к поверхностному слою почвы, ограниченному глубиной 0,4 м. Найденные значения, вероятно, занижены, поскольку в приведенных расчетах не рассматривались запасы радионуклидов, депонированных в более глубоких слоях. На основании имеющихся литературных данных в поймах крупных сибирских рек глубина миграции радионуклидов может достигать 1-1,5 м. Как следует из приведенных графиков вертикального распределения, в ряде исследованных точек концентрация радионуклидов не только не уменьшалась на предельных глубинах отбора проб, но принимала максимальные значения и имела тенденцию к дальнейшему возрастанию.

Результаты определения плотности запасов $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в поймах Оби и Иртыша представлены в таблице 2.

Математические модели, построенные на основе данных таблицы 2, отражающие изменения средних по створам значений плотностей запасов $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в поймах Оби и Иртыша, приведены на рисунке 14, и так же сведены в таблице 3.

Как следует из приведенных графиков на рис. 14 и данных табл. 3, по данным 2006 года плотности запасов обоих радионуклидов в поймах Оби и Иртыша возрастают по течению обеих рек, причем с наибольшим градиентом - в пойме Иртыша. Для Оби плотность запасов возрастает с 442 до 910 Бк/м$^2$ по $^{137}Cs$ и с 1939 до 2174 Бк/м$^2$ по $^{90}Sr$, для Иртыша - со

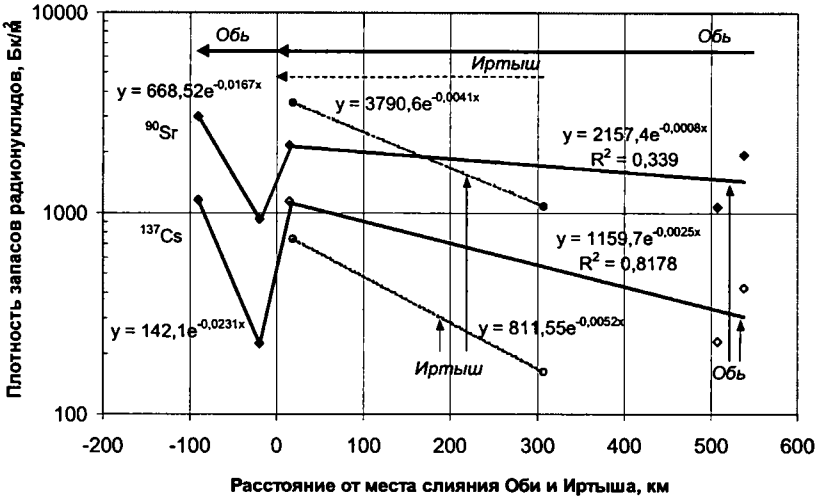



Рис. 14. Изменение плотности запасов радионуклидов по течению в поймах исследованных участков Оби и Иртыша.

160 до 736,5 Бк/м$^2$ по $^{137}$Cs и с 1702 до 2433 Бк/м$^2$ по $^{90}$Sr. Особенностью приведенных зависимостей, вероятно, отражающих гидродинамические условия в месте слияния двух рек, является характерный спад концентраций непосредственно после впадения Иртыша в Объ. На достаточно большом удалении от места слияния концентрация радионуклидов снова возрастает, практически совпадая с концентрационным трендом на Оби до впадения Иртыша.

Среднее значение плотности запасов, определенное по трем годам (с 2004 по 2006 гг.), также приведено в таблице 3.

Оценки запасов, произведенные по результатам измерений содержания радионуклидов в различных точках створов, сильно варьируют. Такая вариация отражает не столько динамику содержания радионуклидов в грунтах, сколько неравномерность их депонирования в пойме, связанную с аллювиальной пойменной динамикой.

Таблица 2. Расчет плотности запасов $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ (Бк/м$^2$) на различных участках поймы Оби и Иртыша.

| | |
|---|---|
| **Створ 1:** | |
| $^{137}Cs =$ | $\int_0^{0.4} \left(1742.96 \cdot e^{-7.37 \cdot x}\right) dx = 224.091$ |
| $^{90}Sr =$ | $\int_0^{0.4} \left(889508.72 \cdot x^3 - 508223.78 \cdot x^2 + 78193.14 \cdot x - 444.51\right) dx = 928.396$ |
| **Створ 2:** | |
| $^{137}Cs =$ | $\int_0^{0.4} \left(15704.56 \cdot e^{-13.7 \cdot x}\right) dx = 1.142 \times 10^3$ |
| $^{90}Sr =$ | $\int_0^{0.4} \left(20971.17 \cdot x^{0.82}\right) dx = 2.174 \times 10^3$ |
| **Створ 3:** | |
| $^{137}Cs =$ | $\int_0^{0.4} \left(7977.46 \cdot e^{-10.68 \cdot x}\right) dx = 736.53$ |
| $^{90}Sr =$ | $\int_0^{0.4} 516515.30 \cdot x^3 - 572395.00 \cdot x^2 + 155972.31 \cdot x - 146.03\, dx = 3.514 \times 10^3$ |
| **Створ 4:** | |
| $^{137}Cs =$ | $\int_0^{0.4} \left(175664.78 \cdot x^3 - 75356.73 \cdot x^2 + 7185.84 \cdot x + 346.89\right) dx = 230.268$ |
| $^{90}Sr =$ | $\int_0^{0.4} \left(1166139.51 \cdot x^3 - 545539.14 \cdot x^2 + 67710.66 \cdot x - 441.60\right) dx = 1.065 \times 10^3$ |
| **Створ 5:** | |
| $^{137}Cs =$ | $\int_0^{0.4} \left(62734.20 \cdot x^3 - 78890.37 \cdot x^2 + 21081.84 \cdot x + 49.98\right) dx = 425.044$ |
| $^{90}Sr =$ | $\int_0^{0.4} \left(1626230.45 \cdot x^3 - 701795.59 \cdot x^2 + 82863.34 \cdot x - 316.01\right) dx = 1.939 \times 10^3$ |
| **Створ 6 (среднее):** | |
| $^{137}Cs =$ | $\int_0^{0.4} \left(-5382.71 \cdot x^2 + 1739.38 \cdot x + 344.92\right) dx = 162.287$ |
| $^{90}Sr =$ | $\int_0^{0.4} \left(114466.67 \cdot x^3 - 112161.51 \cdot x^2 + 19227.71 \cdot x + 2998.98\right) dx = 1.078 \times 10^3$ |
| **Створ 9 (среднее):** | |
| $^{137}Cs =$ | $\int_0^{0.4} \left(2271.37 \cdot e^{-10.54 \cdot x}\right) dx = 212.32$ |
| $^{90}Sr =$ | $\int_0^{0.4} \left(148118.81 \cdot x^2 - 40978.12 \cdot x + 4048.83\right) dx = 1.501 \times 10^3$ |

Окончание таблицы 2.

| Створ 8 (среднее): |
|---|
| $^{137}Cs = \int_0^{0.4} \left(6050.48 \cdot e^{-4.32 \cdot x}\right) dx = 1.152 \times 10^3$ |
| $^{90}Sr = \int_0^{0.4} \left(685297.49 \cdot x^3 - 495318.22 \cdot x^2 + 115489.27 \cdot x - 89.62\right) dx = 3.022 \times 10^3$ |

Оценки интегральных запасов $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в поймах исследуемых участков Оби (от административной границы Ханты-Мансийского Автономного округа с Томской областью до устья Иртыша) и Иртыша (от н.п. Демьянское до устья Иртыша) представлены в таблице 4.

Полученная оценка запасов радионуклидов, выполненная на основе результатов радиоэкологических исследований 2006 г., дает следующие величины: в пойме Оби - 3,9 ТБк по $^{137}Cs$ и 11 ТБк по $^{90}Sr$, и в пойме Иртыша - 1,2 ТБк по $^{137}Cs$ и 6,6 ТБк по $^{90}Sr$. Таким образом, по сравнению с оценками предыдущих лет [1-3] запасы радионуклидов существенно не изменились, однако отмечено их перераспределение в нижнюю часть поймы по течению рек.

Результаты определения содержания $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в воде Оби и Иртыша, расчеты годовых стоков радионуклидов и баланса годовых стоков радионуклидов в исследованных створах в 2006 г приведены в таблице 5.

Для обоих радионуклидов наблюдается возрастание объемной активности по течению рек - в Иртыше с 0,9 до 10 Бк/м$^3$ по $^{137}Cs$ и с 20 до 44,2 Бк/м$^3$ по $^{90}Sr$ (при этом отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ снижается с 23,5 до 4,2), что связано, очевидно, с их поступлением из мест депонирования в пойме. Для Оби это увеличение наблюдалось от 3 до 6,3 Бк/м$^3$ по $^{137}Cs$ и с 34,3 до 476 Бк/м$^3$ по $^{90}Sr$ а отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ возрастало с 11,4 до 74,4.

Таблица 3. Изменение плотности запасов $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ (Бк/м$^2$) по течению рек на исследованных участках в поймах Оби и Иртыша.

| Река | Створ | Расстояние, км | $^{137}Cs$, Бк/м$^2$ | | | | $^{90}Sr$, Бк/м$^2$ | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 2004 | 2005 | 2006 | **среднее** | 2004 | 2005 | 2006 | **среднее** |
| Объ | 8 | -90,5 | - | - | 1152,0 | **1152,0** | - | - | 3022,0 | **3022,0** |
| | 1 | -19,7 | 1418,0 | 268,0 | 224,1 | **636,7** | 993,1 | 2647,0 | 928,4 | **1295,3** |
| | 2 | 14,5 | 555,6 | 1032,0 | 1142,0 | **909,9** | 189,1 | 1742,0 | 2174,0 | **1368,4** |
| | 4 | 507,5 | 1985,0 | 400,0 | 230,3 | **871,8** | 129,1 | 1246,0 | 1065,0 | **813,4** |
| | 5 | 538 | - | 459,0 | 425,0 | **442,0** | - | 1683,0 | 1939,0 | **1811,0** |
| Ир-тыш | 3 | 18,5 | 245,4 | 1983,0 | 736,5 | **988,3** | 106,3 | 2433,0 | 3514,0 | **2017,8** |
| | 6 | 295 | 2660,0 | 347,0 | 162,3 | **1056,4** | 211,8 | 1702,0 | 1078,0 | **997,3** |

Таблица 4. Оценка интегральных запасов $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ (Бк) на исследованных участках пойм Оби и Иртыша (по результатам 2006 г.).

| | |
|---|---|
| **На участке Оби от устья Иртыша до границы ХМАО (Соснино)** | |
| $^{137}Cs =$ | $10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{538} \left(1159.7 \cdot e^{-0.0025x}\right) dx = 3.43 \times 10^{12}$ |
| $^{90}Sr =$ | $10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{538} \left(2157.4 \cdot e^{-0.0008 \cdot x}\right) dx = 9.432 \times 10^{12}$ |
| **На участке Оби протяженностью 95 км ниже устья Иртыша** | |
| $^{137}Cs =$ | $10 \cdot 10^6 \cdot \int_{-95}^{0} \left(142.1 \cdot e^{-0.0231x}\right) dx = 4.906 \times 10^{11}$ |
| $^{90}Sr =$ | $10 \cdot 10^6 \cdot \int_{-95}^{0} \left(668.52 \cdot e^{-0.0167x}\right) dx = 1.556 \times 10^{12}$ |
| **Суммарные запасы в пойме Оби** | |
| $^{137}Cs =$ | $3.43 \times 10^{12} + 4.906 \times 10^{11} = 3.921 \times 10^{12}$ |
| $^{90}Sr =$ | $9.432 \times 10^{12} + 1.556 \times 10^{12} = 1.099 \times 10^{13}$ |
| **Запасы в пойме Иртыша** | |
| $^{137}Cs =$ | $10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{307} \left(811.55 \cdot e^{-0.0052x}\right) dx = 1.244 \times 10^{12}$ |
| $^{90}Sr =$ | $10 \cdot 10^6 \cdot \int_0^{307} \left(3790.6 \cdot e^{-0.0041x}\right) dx = 6.619 \times 10^{12}$ |

В створе №1 сразу же после слияния рек отмечено резкое увеличение концентрации обоих радионуклидов, вероятно, связанное с гидродинамическими особенностями поведения водных потоков в месте слияния. Отметим, что выше указывалось на снижение плотности запасов на этом участке поймы (рис. 14), что, очевидно, также связано с аллювиальной интенсификацией в створе.

Из представленных результатов следует, что годовое поступление $^{137}Cs$ на территорию ХМАО по Оби составляет 480 ГБк, что более чем на порядок превышает таковое со сто-

Таблица 5. Содержание $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в воде Оби и Иртыша и оценка их годовых стоков (2006 г.).

| | Створ | Расстояние, км | Содержание, Бк/м$^3$ | | $^{90}Sr/^{137}Cs$ | расход воды, км$^3$/год | Годовой сток, ГБк | | Баланс годового стока, ГБк | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | $^{137}Cs$ | $^{90}Sr$ | | | $^{137}Cs$ | $^{90}Sr$ | $^{137}Cs$ | $^{90}Sr$ |
| **р.Иртыш** | №3 - р.Иртыш до слияния с Обью | 20 | 10,6 | 44,2 | 4,2 | 57,3 | 605 | 2530 | **-565** | **-1610** |
| | №6 - р.Иртыш (Демьянка) | 307 | 0,9 | 20,0 | 23,5 | 46 | 39 | 920 | | |
| **р.Обь** | №8 - р.Обь – ниже слияния | -95 | 1,0 | 16,5 | 16,4 | | | | **-1204** | **-119835** |
| | №1 - р.Обь – ниже слияния | -20 | 10,6 | 125,0 | 11,8 | 320 | 3396 | 40050 | | |
| | №2 – р.Обь до слияния с Иртышом | 20 | 6,4 | 476,3 | 74,4 | 263 | 1684 | 125315 | | |
| | №4 - р.Обь (Нижневар-товск) | 517 | 6,2 | 16,3 | 2,6 | 173 | 1071 | 2815 | | |
| | №5 - р.Обь (Соснино) | 538 | 3,0 | 34,3 | 11,4 | 160 | 480 | 5480 | | |
| | | | | | | | | **общий баланс:** | **-2877** | **-33650** |

роны Иртыша, равное 39 ГБк. По $^{90}Sr$ аналогичные параметры равны соответственно 5480 и 920 ГБк с соотношением величин около шести. Вследствие более высоких значений концентраций во всех исследованных створах годовые стоки $^{90}Sr$ почти на порядок величин превышают значения годовых стоков $^{137}Cs$.

Показательно, что рассчитанные значения балансов годовых стоков для обоих радионуклидов имеют отрицательные значения как для Оби, так и для Иртыша, соответствуя превышению выходных стоков над входными. Это так же указывает на то, что в пойме рек уже имеются значительные депо радионуклидов, накопление которых произошло в предыдущие годы.

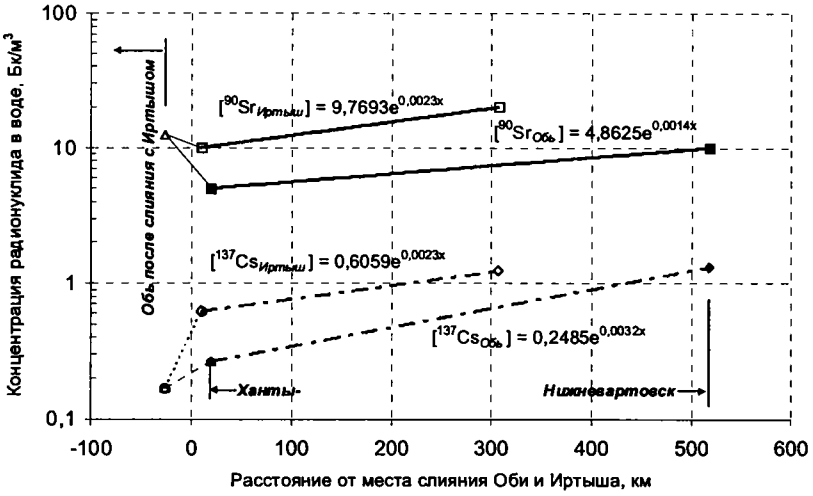
Измеренные значения концентрации радионуклидов в Оби и Иртыше на два-три порядка величин ниже санитарно-гигиенических норм для населения. Например, уровень вмешательства по $^{90}Sr$ для воды в соответствии с Нормами [6] равен 5000 Бк/м$^3$ (5 Бк/л). Объемная активность радионуклидов в атмосферных выпадениях на территории ХМАО в 2002 году [7] составляла: по $^{137}Cs$ - в диапазоне от 5,3+1,2 Бк/м$^3$ до 6,7±1,0 Бк/м$^3$, по $^{90}Sr$ - в диапазоне от 15,0+7,0 Бк/л до 110,0±36,0 Бк/л. Приведенные значения концентраций близки к зарегистрированным величинам объемной активности воды в исследованных створах рек.

Динамика содержания $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в воде рек Обь и Иртыш в исследованных створах в период 2004-2006 гг. отражена в таблице 6 и на графике рис. 15.

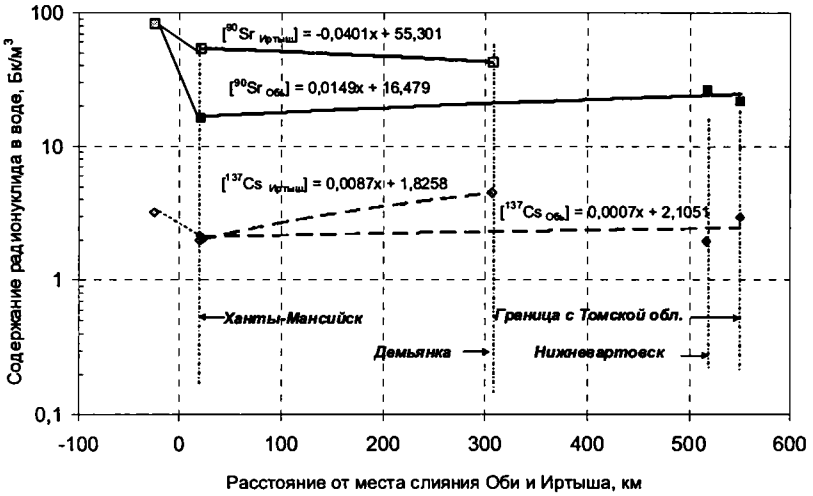
Из графиков на рис. 15 следует, что концентрации радионуклидов, за исключением $^{90}Sr$ в Иртыше, в 2004-2005 гг. уменьшались по течению обеих рек; лишь в Иртыше содержание $^{90}Sr$ несколько возрастало перед его устьем. После слияния рек отмечалось увеличение содержания в воде обоих радионуклидов (кроме 2004 г.), что указывает на наличие уча-

Таблица 6. Содержание $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в воде Оби и Иртыша в 2004-2006 годах, Бк/м$^3$.

| Створ | | $^{137}Cs$ | | | $^{90}Sr$ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 2004 г | 2005 г | 2006 г | 2004 г | 2005 г | 2006 г |
| 1 | | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Иртыш | р.Иртыш - 19 км до слияния с Обью (створ 3) | 0,62 | 1,3 | 10,6 | 10 | 54,5 | 44,2 |
| | р.Иртыш - Демьянка (створ 6) | 1,23 | 2,0 | 0,9 | 20 | 43,0 | 20,0 |
| Обь | р.Обь – 95 км ниже слияния (створ 8) | - | - | 1,0 | - | - | 16,5 |
| | р.Обь – 20 км ниже слияния (створ 1) | 0,17 | 2,1 | 10,6 | 12,5 | 83,5 | 125,0 |
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| | р.Обь -15 км до слияния с Иртышом (створ 2) | 0,265 | 1,6 | 6,4 | 5 | 16,6 | 476,3 |
| | р.Обь - Нижневартовск (створ 4) | 1,315 | 1,3 | 6,2 | 10 | 27,0 | 16,3 |
| | р.Обь - граница ХМАО (створ 5) | - | 2,1 | 3,0 | - | 22,0 | 34,3 |

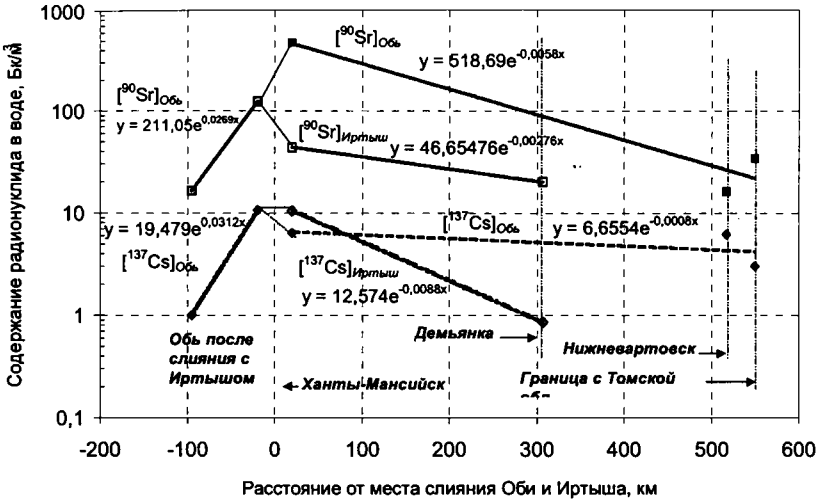



а)




б)

Рис. 15. Содержание $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в воде Оби и Иртыша в исследованных створах в 2004 г. (а), в 2005 г. (б) и 2006 г. (в).




в)

Рис. 15 (Продолжение). Содержание $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в воде Оби и Иртыша в исследованных створах в 2004 г. (а), в 2005 г. (б) и 2006 г. (в).

стков поймы в районе Ханты-Мансийска, играющих роль накопителей радионуклидов и источников вторичного загрязнения водной системы Оби после слияния. В 2006 г. содержание радионуклидов в воде рек резко возросло, причем в подавляющем большинстве случаев отмечен положительный градиент концентрации по течению рек, т.е. концентрации (объемные активности) на выходных створах рек заметно превышали таковые на входных.

Динамика содержания радионуклидов в воде Оби и Иртыша в 2004-2006 гг. приведена на рис. 16.

Из приведенных на рис.16 данных следует, что по сравнению с результатами предыдущих исследований 2004-2005 гг :

а) в 2006 году произошло общее увеличение концентрации $^{137}Cs$ в воде рек почти на порядок по сравнению с 2005 г., и в несколько десятков раз по сравнению с 2004 г. Тенденция

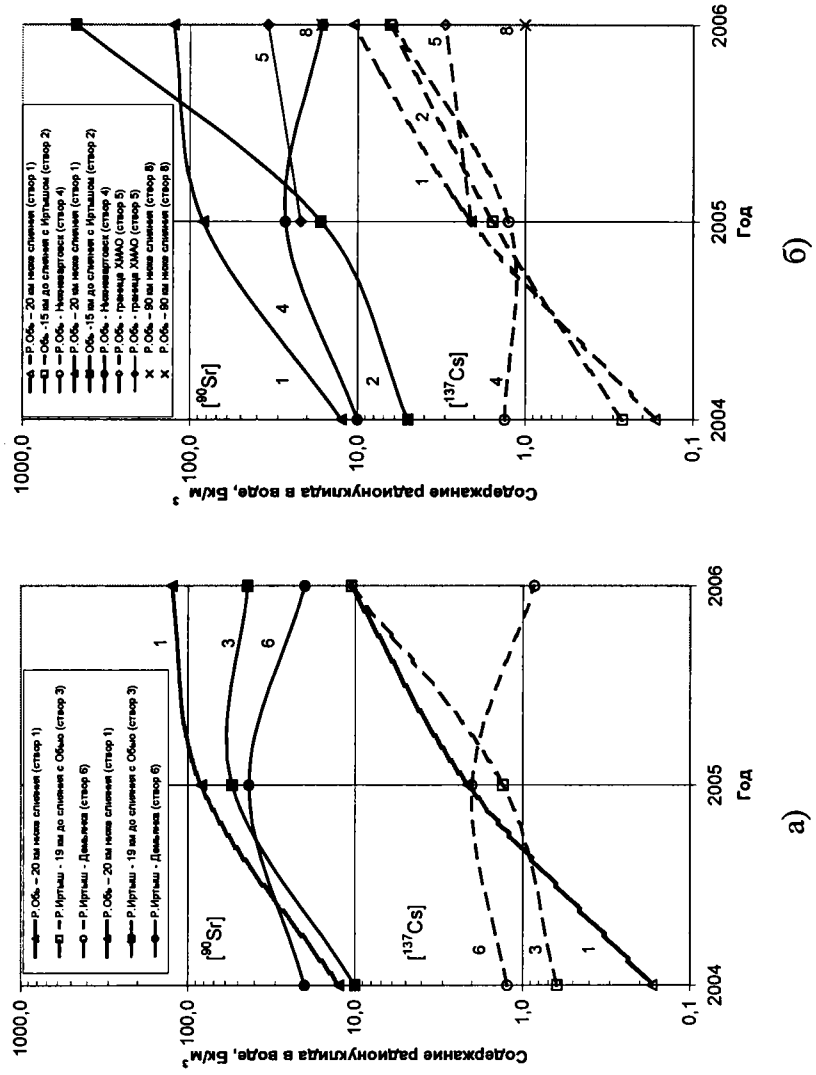



Рис. 16. Динамика $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в воде реки Иртыш (а) и Обь (б) в течение 2004-2006 гг.

роста наблюдалась, начиная с 2004 г. Максимальное увеличение концентрации зафиксировано по $^{137}Cs$ в створах Оби до и после слияния с Иртышом - с 0,15 до 10 Бк/м$^3$ и с 0,25 до 6 Бк/м$^3$ соответственно (по сравнению с 2004 г.).

б) увеличение концентрации $^{137}Cs$ на выходных створах исследованных участков рек в 2006 г. протекало на фоне снижения концентрации на входном створе Иртыша с 2 до 0,9 Бк/м$^3$ и небольшом возрастании на входном створе Оби с 2,1 до 3 Бк/м$^3$.

в) наблюдалось изменение градиента концентрации 90Sr по течению в Иртыше, а именно увеличение содержания в воде радионуклидов в створах Оби и Иртыша перед их слиянием по сравнению с точками на входных створах этих рек.

г) зарегистрировано увеличение концентрации обоих радионуклидов в воде Оби после слияния с Иртышом по сравнению с концентрациями в реках перед их слиянием, как это наблюдалось и ранее.

д) наиболее резкое увеличение концентрации $^{90}Sr$ в створах обеих рек произошло годом ранее - в период с 2004 по 2005 г.; а в 2006 году концентрации по этому радионуклиду в большинстве створов либо немного уменьшились, либо стабилизировались на уровне 2005 года. Исключение составляет створ №2 Оби перед впадением Иртыша, в котором в течение всего наблюдаемого промежутка времени 2004-2006 г. отмечался значительный устойчивый рост объемной активности $^{90}Sr$, составивший практически два порядка величины.

Отмеченные изменения концентраций $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ в воде исследованных створов рек пока не внушают опасений с позиций норм безопасности [6], но настораживает негативная динамика в сторону ухудшения общего радиоэкологического состояния рек. Ранее в средствах массовой информации широко освещались события 2004-2005 гг. на ПО "МАЯК", связанные с поступлением в Течу большого объема жидких

радиоактивных отходов и приведшие к резкому повышению в ней концентрации радионуклидов до величин, превышающих в несколько раз уровень вмешательства (по существу, переведших ее в категорию жидких радиоактивных отходов). С другой стороны, на ситуацию в регионе все большее влияние оказывает деятельность Сибирского химического комбината на реке Томь. Эта река до сих пор мало изучена радиоэкологами и практически не освещается в научных публикациях и открытой печати. Не исключается поступление в водную систему Оби долгоживущих радионуклидов, находящихся в подземных хранилищах в бассейне этой реки.

Высокая миграционная подвижность $^{90}Sr$ по сравнению с $^{137}Cs$ связана с его высокой растворимостью в воде, меньшим удержанием природными объектами вблизи мест сброса, что и обуславливает наблюдаемое более высокое содержание стронция в воде Оби и Иртыша по сравнению с $^{137}Cs$ и его более раннее достижение исследуемых створов рек. Известно, что $^{137}Cs$ легко захватывается илистыми частицами и взвесями, и, следовательно, значительная его часть вовлекается в процессы мигрирации в виде твердого стока в периоды активного движения водных потоков, например, в половодье или в сезон затяжных дождей.

Таким образом, радиоактивное загрязнение рек и озер на территории ХМАО обусловлено долгоживущими радионуклидами, поступившими ранее по магистральным рекам Объ и Иртыш в результате деятельности предприятий ядерного цикла и депонированными в поймах этих рек и донных отложениях (первичное загрязнение), а также продолжающимся переносом радионуклидов по гидрографической сети рек от источников сброса, дренажом из мест их депонирования на территории ХМАО, смывом со всей водосборной территории, загрязненной глобальными радиоактивными выпадениями (вторичное загрязнение).

## Заключение

1. В статье представлены результаты радиоэкологического исследования рек Обь и Иртыш в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Протяженность обследованного участка Оби от н.п. Соснино до заключительного створа, расположенного на 90,5 км ниже слияния Оби с Иртышем, составила 628,5 км, и Иртыша от н.п. Демьянское до впадения Иртыша в Обь, протяженностью 295 км. Исследованиям подверглись вода, донные отложения рек и пойменные грунты, В исследованных объектах определено содержание техногенных радионуклидов - $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$.

2. Определены объемные активности (объемные концентрации) радионуклидов в исследованных створах рек и представлены регрессионные зависимости их изменения вдоль русла рек. Содержание в воде радионуклидов возрастает по течению рек следующим образом: в Иртыше с 0,9 до 10 Бк/м$^3$ по $^{137}Cs$ и с 20 до 44,2 Бк/м$^3$ по $^{90}Sr$ (отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ снижается с 23,5 до 4,2), в Оби - с 3 до 6,3 Бк/м$^3$ по $^{137}Cs$ и с 34,3 до 476 Бк/м$^3$ по $^{90}Sr$ (отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ возрастает с 11,4 до 74,4). Объемные активности радионуклидов в воде рек близки к величинам объемной активности воды в осадках на территории ХМАО, и по обоим радионуклидам на два-три порядка ниже установленного уровня вмешательства.

3. Расчет годовых стоков радионуклидов показал, что их поступление со стороны входного створа Оби от шести до тринадцати раз превышает таковое со стороны Иртыша. Годовое поступление $^{137}Cs$ на территорию ХМАО по Оби в 2006 году составляет 480 ГБк, что почти в 13 раз превышает таковое со стороны Иртыша, равное 39 ГБк. По $^{90}Sr$ аналогичные параметры равны соответственно 5480 и 920 ГБк с соотношением величин около шести. Во всех исследованных ство-

рах значения годовых стоков $^{90}Sr$ на порядок превышают значения годовых стоков $^{137}Cs$.

4. Динамика $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в 2004-2006 годах указывает на устойчивый рост содержания указанных радионуклидов в большинстве исследованных створов рек. В 2006 году произошло общее увеличение концентрации $^{137}Cs$ в воде рек почти на порядок по сравнению с 2005 г., и в несколько десятков раз по сравнению с 2004 г. Максимальное увеличение концентрации зафиксировано по $^{137}Cs$ в створах Оби до и после слияния с Иртышом - с 0,15 до 10 Бк/м$^3$ и с 0,25 до 6 Бк/м$^3$ соответственно (по сравнению с 2004 г.). Увеличение концентрации $^{137}Cs$ на выходных створах исследованных участков рек в 2006 г. протекало на фоне снижения концентрации на входном створе Иртыша с 2 до 0,9 Бк/м$^3$ и небольшом возрастании на входном створе Оби с 2,1 до 3 Бк/м$^3$.

5. Определены плотности запасов $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в донных отложениях и поймах Оби и Иртыша. Плотность запасов $^{137}Cs$ в пойме повышается по течению рек: в пойме Оби с 442 до 910 Бк/м$^2$, в пойме Иртыша - со 160 до 736,5 Бк/м$^2$, плотности запасов $^{90}Sr$ выше по уровню и также повышаются по течению: для Оби с 1939 до 2174 Бк/м$^2$, для Иртыша - от 1702 до 2433 Бк/м$^2$. Отмечена самая высокая из всех измеренных величина плотности запасов 3022 Бк/м$^2$ по $^{90}Sr$ в створе №8 на Оби, находящемся в 95 км ниже устья Иртыша. Получены регрессионные уравнения, описывающие изменения плотности запасов в поймах рек.

6. Определены интегральные запасы $^{137}Cs$ и $^{90}Sr$ в пойме Оби на участке от границы с Томской областью (Соснино) до Ханты-Мансийска (длина участка ~538 км) и на участке ниже устья Иртыша длиной 95 км, а также на Иртыше от устья р.Демьянки до Ханты-Мансийска (длина участка ~295 км). Запасы радионуклидов в пойме составили: 3,9 ТБк по $^{137}Cs$ и 11 ТБк по $^{90}Sr$ - в пойме Оби, и 1,2 ТБк по $^{137}Cs$ и 6,6 ТБк по

$^{90}Sr$ в пойме Иртыша. Общие запасы на обоих пойменных участках составили величины 5,1 ТБк $^{137}Cs$ и 17,6 ТБк $^{90}Sr$.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 04-05-64172, программы Президиума РАН №12 "Научные основы сохранения биоразнообразия России", а также Интеграционного проекта №89, выполняемого совместно с учеными СО РАН.

## Список использованных источников

1. Трапезников А.В., Мигунов В.И., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н. Радиоэкологические исследования рек Обь и Иртыш в границах Ханты-Мансийского округа // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. - Вып. 6. Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. - Екатеринбург, 2005. - С. 24-42.

2. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Мигунов В.И. Динамика накопления и распределения техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях Оби и Иртыша по результатам экспедиций 2004-2005 гг. // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. - Вып. 7. Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. - Екатеринбург, 2005. - С. 3-25.

3. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности производственного объединения "МАЯК" Минатомэнергопрома СССР, организованной по решению Президиума АН СССР № 1140-501 // Радиобиология, 1991, т. 31. № 3. С 436-452.

4. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Мигунов В.И.. Радиоэкологические исследования воды, донных и пойменных отложений рек Иртыш и

Обь//Радиационная биология. Радиоэкология, 2006, том 46, № 5, С. 590-595

5. Ю.А. Израэль, Артемов Е.В., Пахомов В.Н., Чирков В.А. и др. Радиоактивное загрязнение местности в результате аварии на радиохимическом заводе в Томске-7 //Метеорология и гидрология.- 1993.-№6.- С.5-8.

6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) СП 2.6.1. 758-99: Гигиенические нормативы. - М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 1999. - 116 с.

7. Оценка радиоэкологической и эколого-геохимичекской обстановки в районе объектов "Ангара", "Кимберлит-1", "Кратон-1" Ханты-Мансийского автономного округа". Книга 2 (объект "Кратон-1"), Книга 3 (объект "Кимберлит-1"). УрО РАН. Екатеринбург, 2002 г.

# $^{239,240}$Pu В КОМПОНЕНТАХ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ ТЕЧА-ОБЬ

А.И. Никитин, В.Б. Чумичев, А.И. Крышев, И.И. Крышев
ГУ "НПО "Тайфун" Росгидромета

Регион воздействия Производственного объединения "Маяк" (ПО "Маяк"), первого в России ядерного предприятия, созданного для производства оружейного плутония, имеет особое значение для организации и проведения комплексных радиоэкологических исследований, поскольку в результате деятельности ПО "Маяк" в окружающую среду поступило значительное количество радиоактивных веществ. В рамках проекта МНТЦ №2558 "Радиоэкологический мониторинг рек Тобол и Иртыш. Изучение биогенного переноса радионуклидов и оценка радиационного риска для населения и окружающей среды" были проведены радиоэкологические обследования следующих участков речной системы Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь:

- Обследование участка речной системы Исеть (вблизи устья)-Тобол-Иртыш-Обь (в районе слияния с р.Иртыш) - сентябрь 2004 г., расположение створов отбора проб приведено на рис. 1.
- Обследование участка речной системы Теча (вблизи устья)-Исеть-Тобол-Иртыш - август 2005 г., расположение створов отбора проб приведено на рис. 2.

В ходе экспедиционных обследований были отобраны пробы водной среды (речная вода, донные отложения, пойменная почва, речная биота (главным образом, рыба) для определения радионуклидов-индикаторов переноса по речной системе радиоактивности из района ПО "Маяк", в том числе и изотопов плутония $^{239,240}$Pu. Ниже приводятся и обсуждаются полученные данные по содержанию $^{239,240}$Pu в речной воде, донных отложениях и рыбе.

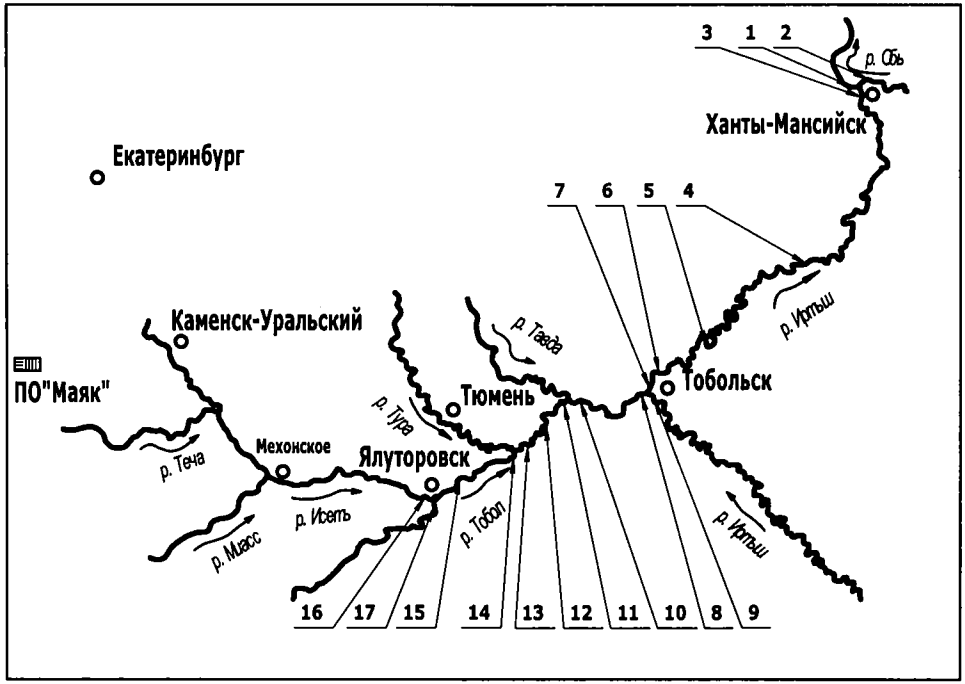



Рис. 1. Расположение створов отбора проб водной среды во время экспедиционного обследования радиоактивного загрязнения речной системы в сентябре 2004 г. Створы, на которых отбирались пробы воды для определения содержания $^{239,240}Pu$, указаны в таблице 1.

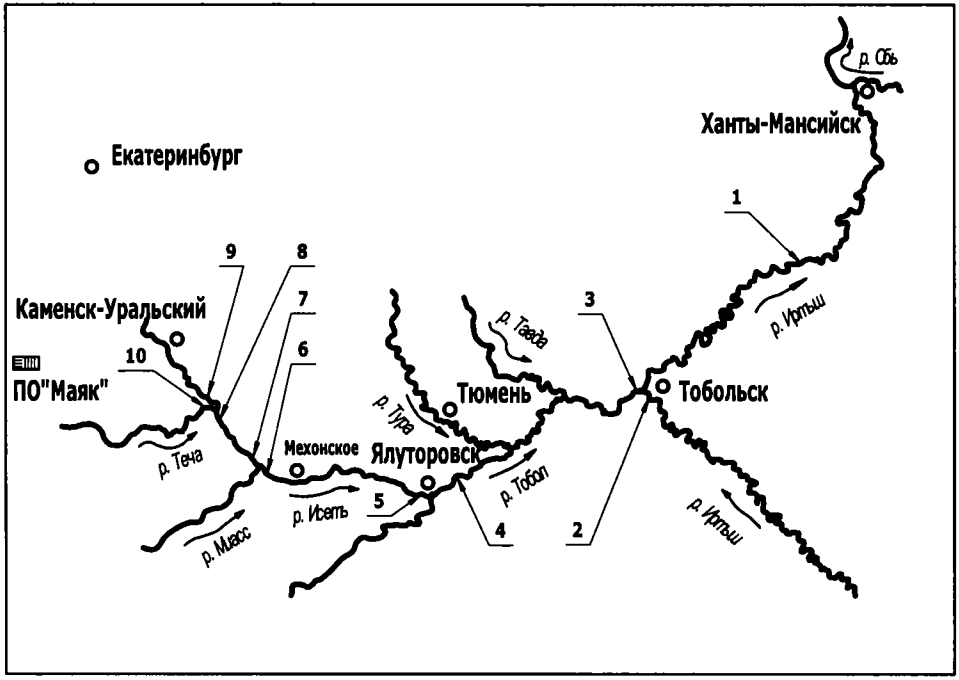



Рис. 2. Расположение створов отбора проб водной среды во время экспедиционного обследования радиоактивного загрязнения речной системы в августе 2005 г. Створы, на которых отбирались пробы воды для определения содержания $^{239,240}Pu$, указаны в таблице 2.

Отбор проб фильтрата (объем 50 л) для определения растворенной в воде фракции плутония производился с помощью фильтрующей установки "Мидия" [1]. Радиохимическое определение $^{239,240}Pu$ в воде основано на осаждении плутония на гидроксиде железа из больших объемов воды (50 л), растворении гидроксидов, переведении плутония в четырехвалентное состояние, отделении от макропримесей на анионообменной смоле и электролитическом осаждении плутония на подложку из нержавеющей стали. Радиохимическое определение $^{239,240}Pu$ в пробах донных отложений основано на выщелачивании плутония азотной кислотой с последующей обработкой остатка фтористоводородной кислотой или на полном разложении пробы смесью кислот, переведении плутония в четырехвалентное состояние, на отделении мешающих радионуклидов и макропримесей на ионообменной смоле и электролитическом осаждении плутония на подложку из нержавеющей стали. Радиохимическое определение $^{239,240}Pu$ в пробах биоматериалов основано на обработке предварительно озоленной и прокаленной пробы раствором 8 моль/л азотной кислоты, переведении плутония в четырехвалентное состояние, на отделении от мешающих радионуклидов и макропримесей на анионообменной смоле и электролитическом осаждении плутония на подложку из нержавеющей стали. В качестве трассера использовался $^{242}Pu$. Измерения альфа-излучения плутония проводились на спектрометре фирмы ORTEC.

Полученные в 2004-2005 гг. результаты по содержанию $^{239,240}Pu$ в речной воде приведены в таблицах 1 и 2.

Полученные в рамках экспедиционных работ по проекту МНТЦ №2558 данные по содержанию $^{239,240}Pu$ в компонентах водной среды в дальней зоне влияния ПО "Маяк", в сочетании с данными предыдущих исследований, позволяют получить достаточно полную картину изменения содержа-

Таблица 1. Результаты определения содержания $^{239,240}Pu$ в пробах воды рек Исеть, Тобол, Иртыш и Обь, отобранных экспедиции по проекту МНТЦ №2558 в сентябре 2004 г.

| № разреза (Рис. 1) | Дата отбора 2004 | Место отбора | $^{239,240}Pu$ мБк/м$^3$ фильтрат |
|---|---|---|---|
| 2 | 12.09. | р.Обь выше впадения р.Иртыш, середина реки | **13.0±2.1** |
| 3 | 13.09. | р.Иртыш перед впадением в р.Обь, середина реки | **6.6 ± 2.0** |
| 5 | 18.09. | р.Иртыш, район базы «Миссия» ТБС РАН, середина реки | **3.1 ± 1.0** |
| 6 | 19.09. | р.Иртыш, 25 км ниже впадения р.Тобол, левый берег | **5.4 ± 1,2** |
| 8 | 20.09. | р.Тобол перед впадением в р.Иртыш, левый берег | **7.5± 2,0** |
| 9 | 21.09. | р.Иртыш выше впадения р.Тобол, левый берег | **< 1.6** |
| 15 | 26.09. | р.Тобол 30 км ниже впадения р.Исеть (с.Петелино), левый берег | **3.3 ± 1.6** |
| 16 | 27.09. | р.Исеть, 10 км выше впадения в р.Тобол (с.Сосновка), левый берег (проба 1) | **4.2± 1.3** |
| 16 | 27.09. | Там же, левый берег (проба 2) | **4.1± 1.6** |
| 17 | 28.09. | р.Тобол 10 км выше впадения р.Исеть (с.Пономарево), правый берег | **< 2.4** |

Таблица 2. Результаты определения содержания $^{239,240}Pu$ в пробах воды рек Теча, Исеть, Тобол и Иртыш, отобранных экспедиции по проекту МНТЦ №2558 в августе 2005 г.

| № разреза (Рис. 2) | Дата отбора 2005 | Место отбора | $^{239,240}Pu$ мБк/м$^3$ фильтрат |
|---|---|---|---|
| 10 | 15.08. | р.Теча, с.Першинское (проба 1) | **40±3** |
| 10 | 15.08. | р.Теча, с.Першинское (проба 2) | **46±4** |
| 9 | 13.08. | р.Исеть, выше впадения р.Течи (с.Верхний Яр, левый берег) | **2±1** |
| 8 | 13.08. | р.Исеть, ниже впадения р.Течи (между с.Красноисетское и с.Крутиха, правый берег) | **10.0±1.2** |
| 6 | 12.08. | р.Исеть, ниже впадения р.Миасс (с.Мехонское, левый берег) | **2.7±1.9** |
| 5 | 11.08. | р.Исеть, 10 км выше слияния с р.Тобол (с.Сосновка, левый берег) | **4.1±1.3** |
| 3 | 09.08. | р.Тобол, перед слиянием с р.Иртыш (с.Медянки, правый берег) | **15.6±2.2** |
| 2 | 08.08. | р.Иртыш (2 км выше устья р.Тобол, правый берег) | **<1** |
| 1 | 22.08. | р.Иртыш, район пос Демьянское, левый берег (проба 1) | **11±2** |
| 1 | 22.08. | р.Иртыш, район пос Демьянское, левый берег (проба 2) | **7.8±1.5** |

Таблица 3. Результаты определения содержания $^{239,240}Pu$ в пробах рыбы, отобранных в экспедиции 2004 г., мБк/кг сырого веса.

| р.Исеть, 10км до устья | р.Тобол ниже слияния с р.Исеть | р.Тобол, район н.п.Ярково | р. Иртыш, район н.п.Демьянское |
|---|---|---|---|
| Щука, тушка $^{239,240}Pu$: **0.12±0.06** | - | Щука, тушка $^{239,240}Pu$: **0.24±0.11** | Щука , мышцы $^{239,240}Pu$: **0.11±0.03** |
| - | Окунь, $^{239,240}Pu$: **0.58±0.32** | - | Окунь, тушки $^{239,240}Pu$: **0.71±0.20** |

Таблица 4. $^{239,240}Pu$ в пробах рыбы из р.Теча, отобранных в экспедиции по проекту МНТЦ №2558 в августе 2005 г., мБк/кг сырого веса (результаты измерений на конец февраля 2006г.).

| Дата отбора | Проба | $^{239,240}Pu$ |
|---|---|---|
| 16.08.2005 | Пескарь, тушки р.Теча (Першинское) | **0,8±0,3** |
| 16-17.08.2005 | Язь, тушки р.Теча (Першинское) | **2,1±0,9** |
| 17.08.2005 | Окунь, тушки р.Теча (Першинское) | **2,6±1,0** |
| 17.08.2005 | Елец, тушки р.Теча (Першинское) | **1,0±0,4** |

ния $^{239,240}Pu$ в компонентах водной среды по мере удаления от района ПО "Маяк". В итоговой таблице 6 приведены как обобщенные данные предыдущих измерений $^{239,240}Pu$ в компонентах реки Теча в 1990-1996 гг. [2-3], так и данные настоящей работы. Согласно данным наблюдений, удельная активность плутония в экосистеме реки Теча снижается по мере удаления от плотины 11 (отделяющей реку от водоема-накопителя РАО). В реках Исеть, Тобол и Иртыш содержание плутония близко к фоновым значениям.

Таблица 5. Содержание $^{239,240}Pu$ в выборочных слоях донных отложений в пробах, отобранных в сентябре 2004 г. на р.Тобол и р.Исеть.

| Слой отбора, см | $^{239,240}Pu$, мБк/кг сухого веса |
|---|---|
| р.Тобол в 30 км ниже устья р.Исеть | |
| 0-2 | **23,2 ± 3,7** |
| 36-41 | **38,9 ± 5,4** |
| р.Исеть, 10 км выше слияния с р.Тобол, левый берег | |
| 0-2 | **95± 17** |
| 6-9 | **73±8** |
| 15-18 | **16,6±4,8** |
| 31-36 | **18±3,5** |

Полученные данные измерений удельной активности $^{239,240}Pu$ в воде и рыбе на одних и тех же участках речной системы дали возможность оценить коэффициенты накопления радионуклида в речной рыбе (таблица 7).

Полученные данные позволяют также оценить дозы облучения плутонием речной биоты. В таблице 8 представлены два варианта оценки дозы облучения речной биоты в реке Теча от $^{239,240}Pu$: поглощённая доза (предполагается, что альфа-частицы полностью поглощаются в организме) и гипотетический аналог эквивалентной дозы, оцениваемый с помощью взвешивающего фактора для альфа-частиц $w_r$=20.

Согласно [4], дозы внутреннего облучения рыбы и водных растений реки Теча от $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ составляют 1-10 мГр/год, что значительно выше поглощенной дозы от плутония. При использовании в расчётах дозы взвешивающего фактора $w_r$=20 для альфа-частиц, роль плутония в формировании дозы облучения растений в верхней части реки Теча возрастает, однако и в этом случае дозы от этого радионуклида от-

Таблица 6. Содержание $^{239,240}Pu$ в компонентах рек Теча, Исеть, Тобол, Иртыш и Обь.

| Река, год наблюдений | Вода, мБк/м$^3$ | Донные отложения, Бк/кг сухого веса, пов. слой | Рыба, мБк/кг сырого веса |
|---|---|---|---|
| Теча (7 км от плотины 11), 1994-1996 | **2500±400** | **990±180** | |
| Теча (14 км от плотины 11), 1990 | **520±30** | **42±10** | **26±3** |
| Теча (44 км от плотины 11), 1990-1996 | **310±30** | **40±12** | |
| Теча (77 км от плотины 11), 1994-1996 | **160±30** | **17±6** | **8±2** |
| Теча (142 км от плотины 11), 1990-1996 | **120±20** | **3.2±1.1** | |
| Теча (205 км от плотины 11), 1990-1996 | **73±7** | **1.2±0.7** | |
| Теча (Першинское), 2005 | **43±3** | | **1.6±0.6** |
| Исеть (ниже впадения Течи), 2005 | **10.0±1.2** | | |
| Исеть (ниже впадения Миасса), 2005 | **2.7±1.9** | | |
| Исеть (10км выше впадения в Тобол), 2004-2005 | **4.1±1.3** | **0.095±0.017** | **0.12±0.06** |
| Тобол (30км ниже впадения Исети), 2004 | **3.3±1.6** | **0.023±0.004** | **0.58±0.32** |
| Тобол (перед впадением в Иртыш), 2004-2005 | **11.6±2.1** | | |
| Иртыш (25 км ниже впадения Тобола), 2004 | **5.4±1.2** | | |
| Иртыш (130км ниже впадения Тобола), 2004 | **3.1 ± 1.0** | | |
| Иртыш (360км ниже впадения Тобола), 2004-2005 | **9.4 ± 1.8** | | **0.4±0.1** |
| Иртыш (перед впадением в Обь), 2004 | **6.6±2.0** | | |
| Обь (выше впадения Иртыша), 2004 | **13.0±2.1** | | |

Таблица 7. Диапазоны значений коэффициентов накопления $^{239,240}Pu$ в рыбе рек Теча, Исеть, Тобол и Иртыш (л/кг сырого веса).

| Река | Теча | Исеть | Тобол | Иртыш |
|---|---|---|---|---|
| Коэффициент накопления | **20 – 60** | **12 – 30** | **32 – 100** | **68 – 100** |

Таблица 8. Оценка дозы облучения компонент биоты реки Теча от $^{239,240}Pu$ (1990-1996 гг.), мГр/год.

| Компонент биоты | Верховье | Средняя часть | Нижняя часть |
|---|---|---|---|
| Рыба | **0.00068 (0.0136)** | **0.0002 (0.004)** | |
| Водные растения | **0.078 (1.56)** | **0.019 (0.38)** | **0.0018 (0.036)** |
| Трава поймы | **0.48 (9.6)** | **0.04 (0.8)** | **0.0086 (0.172)** |

Примечание. В скобках представлены оценки дозы с $w_r$=20 для альфа-частиц.

носительно малы и существенно ниже уровней облучения способных оказать негативное воздействие на биоту.

## Литература


1. Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов. Под редакцией С.М.Вакуловского. М.: Гидрометеоиздат, 1986.

2. Trapeznikov A.V. et al., Health Physics, 1993, 65:2, 481-488.

3. Oughton D.H. et al., Environmental Science & Technology, 2000, 34:10, 1938-1945.

4. Kryshev, I.I., Romanov, G.N., Chumichev, V.B. et al. Radioecological Consequences of Radioactive Discharges into the Techa River on the Southern Urals. Journal of Environmental Radioactivity, 38, 2 (1998), 195-209.

# ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ $^{137}Cs$ В ПОЧВАХ РАЗЛИЧНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ

А.И. Щеглов[1], О.Б. Цветнова[1], М.К. Богатова[2]
[1]Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова
[2]Воронежский государственный университет

В настоящее время изучение содержания и распределения радионуклидов чернобыльских выпадений в почвах различных типов фитоценозов в значительной степени способствует приближению к реальному отражению особенностей биогеохимической миграции элементов в экосистемах и значительно упрощает решение задач по оценке влияния растительности на биогеохимические циклы этих элементов. Принадлежность $^{137}Cs$ к элементам аэральных техногенных выпадений и его химическое сродство с биофильным элементом - калием позволяет использовать данный радионуклид в качестве радиоактивной метки (трассера) в нативных условиях. Эффективность рассматриваемого подхода очевидна и обусловлена следующими факторами:

1) известен временной интервал, прошедший после чернобыльских выпадений, интенсивность этих выпадений и их физико-химический состав на различных территориях [6];

2) поведение $^{137}Cs$ в почве и системе "почва - растение" характеризует особенности пространственного распределения других элементов аэральных выпадений, а также ряда макроэлементов, в первую очередь, К;

3) изучение поведения собственно $^{137}Cs$ как основного дозообразующего радионуклида чернобыльского выброса необходимо для познания закономерностей его перераспределения в долговременной перспективе после аэральных выпадений.

Идея использования $^{137}Cs$ в качестве своеобразной радиоактивной метки ("метод меченых атомов") для изучения поведения радионуклидов в "живых и костных" компонентах биогеоценозов высказывалась еще Н.В. Тимофеевым-Ресовским (1957) [10]. Однако идея использования $^{137}Cs$ для оценки влияния различных фитоценозов на свойства почв и изучения поведения макроэлементов и элементов других техногенных выпадений (тяжелых металлов) в почвах достаточно долгое время не получала должного развития. Это связано с тем, что при различного рода радиоактивных выбросах основной упор делался на исследование особенностей миграции радионуклидов в компонентах окружающей среды и звеньях трофической цепи для оценки дозовых нагрузок на человека и минимизации экологических последствий загрязнения. В постчернобыльский период после решения первоочередных задач вновь возник интерес к возможности использования $^{137}Cs$ в качестве трассера техногенного загрязнения элементами другой природы. Была, в частности, показана возможность использования $^{137}Cs$ в качестве "метки" эрозионных процессов [11], трассера техногенного загрязнения почв Pb [8].

В связи с этим на первом этапе исследований по характеристике влияния различных типов лесных фитоценозов на особенности содержания и распределения макроэлементов и элементов техногенных выпадений нами были проведены работы по оценке содержания и особенностям распределения $^{137}Cs$ в почвах.

**Объекты и методы исследований**

Исследования по указанному направлению проводились в 1999-2002 гг. в северной лесостепи (Плавский район Тульской области). Тульская область относится к территориям с напряженной экологической обстановкой, здесь в результате аварии на ЧАЭС радиоактивному загрязнению подверглись 18 райо-

нов, одним из наиболее загрязненных является Плавский [9]. Непосредственно перед аварией средние показатели плотности радиоактивного загрязнения по $^{137}Cs$ здесь составляли 2,2 кБк/м$^2$, после аварии - 185-555 кБк/м$^2$ (5-15 Ки/км$^2$) [2].

Объектами исследований послужили различные искусственные одновозрастные (50-летние) 2 бонитета насаждения дуба черешчатого (Qercus robur L.), березы повислой (Betula pendula Roth) и сосны обыкновенной (Pinus sylvestris L.) на темно-серые лесных почвах. Участки леса расположены в непосредственной близости друг от друга (30-50 м) на одном типе мезорельефа (слабо пологая вершина межбалочного водораздела).

Для оценки пространственного распределения радионуклидов на исследуемой территории нами были заложены контрольные участки площадью 25х25 м, на которых в узлах равномерной сетки проводился отбор образцов лесной подстилки и минеральных слоев почв по глубинам 0-5, 5-15 см. Для характеристики особенностей вертикального распределения радионуклидов в профиле почв на стационарных участках закладывались микропрофили, из которых специальным пробоотборником отбирались почвенные керны с шагом 1 см до глубины 10 см, с шагом 2 см до глубины 15 см, с шагом 5 см до глубины 20 см. Определение содержания естественных ($^{40}K$) и техногенных ($^{137}Cs$) радионуклидов проводилось на сцинтилляционном гамма - спектрометре с обработкой амплитудного спектра импульсов с помощью программы ПРОГРЕСС.

Анализ полученного материала мы проводим для основных показателей содержания $^{137}Cs$ - удельной активности и плотности загрязнения (запаса).

**Результаты и обсуждение**

Пространственная неоднородность и особенности изменения удельной активности $^{137}Cs$ в почвах.

По данным на 1999 и 2002 гг. во всех слоях профиля почв исследуемых фитоценозов *удельная активность* $^{137}Cs$ примерно на 2-3 порядка превышает фоновые уровни содержания этого радионуклида в почвах Тульской области в дочернобыльский период - 4-10 Бк/кг [2]. Максимальная концентрация $^{137}Cs$ в исследуемых слоях отмечается в подподстилочном 0-5 см слое минеральной толщи. В вышележащем горизонте (О) и минеральной толще 5-15 см этот показатель в 5-6 раз ниже (табл. 1).

Невысокое содержание $^{137}Cs$ в горизонте О объясняется тем, что в экосистемах лесостепи подстилка относится к деструктивному типу и представлена в основном растительным опадом, разлагающимся в течение 1 года [3]. Исключение составляют хвойные фитоценозы, где скорость трансформации растительных остатков ниже; сама подстилка, как правило, более выражена и представлена 2 или 3 подгоризонтами - О1, О2, О3. Вместе с тем в исследуемых нами хвойных фитоценозах невысокое содержание $^{137}Cs$ в подстилке, по-видимому, обусловлено ее маломощностью и слабой выраженностью подгоризонтов [13].

В целом, можно констатировать, что в лесных БГЦ лесостепной зоны подстилка не является горизонтом аккумуляции или биогеохимическим барьером на пути миграции радионуклидов и других элементов аэральных выпадений. Основным аккумулирующем слоем является верхняя 0-5 см минеральная толща почв, обогащенная органическим веществом и органно-минеральными соединениями.

На фоне выявленного сходства в содержании $^{137}Cs$ в различных слоях почвенного профиля исследуемых фитоценозов наблюдаются определенные различия. По средним по-

Таблица 1. Статистические показатели содержания $^{137}Cs$ (Бк/кг) в темно - серых лесных почвах различных фитоценозов.

| Слой, см | N | x | $x_{min}$ | $x_{max}$ | Доверительный интервал | | S | $S_x$ | V, % |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | левая граница | правая граница | | | |
| **1999 г.** | | | | | | | | | |
| *Березняк* | | | | | | | | | |
| O | 25 | 635 | 196 | 1167 | 513 | 758 | 297 | 59,5 | 46,8 |
| 0-5 | 25 | 2846 | 2016 | 4333 | 2602 | 3090 | 591 | 118,0 | 20,8 |
| 5-15 | 25 | 922 | 465 | 1469 | 823 | 1016 | 227 | 45,3 | 24,6 |
| *Дубрава* | | | | | | | | | |
| O | 25 | 801 | 460 | 1090 | 718 | 884 | 201 | 40,2 | 25,1 |
| 0-5 | 25 | 3827 | 2075 | 5294 | 3468 | 4187 | 870 | 174,0 | 22,7 |
| 5-15 | 25 | 973 | 454 | 1926 | 825 | 1120 | 357 | 71,4 | 36,7 |
| *Сосняк* | | | | | | | | | |
| O | 25 | 657 | 271 | 1544 | 510 | 805 | 357 | 71,5 | 54,4 |
| 0-5 | 25 | 4355 | 2229 | 6606 | 6606 | 4756 | 972 | 194,4 | 22,3 |
| 5-15 | 25 | 572 | 302 | 1187 | 477 | 667 | 230 | 46,0 | 40,2 |
| **2002 г.** | | | | | | | | | |
| *Березняк* | | | | | | | | | |
| O | 25 | 318,8 | 143,6 | 576,9 | 266 | 372 | 128,7 | 26 | 40,4 |
| 0-5 | 25 | 2961,2 | 2063 | 4410 | 2709 | 3213 | 610,3 | 122 | 20,6 |
| 5-15 | 25 | 1112,8 | 686,3 | 1550 | 1011 | 1215 | 246,7 | 49 | 22,2 |

Окончание таблицы 1.

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Дубрава* | | | | | | | | | |
| О | 25 | 569,3 | 342,6 | 1022 | 497 | 642 | 175,9 | 35 | 30,9 |
| 0-5 | 25 | 3987 | 2658 | 5326 | 3713 | 4262 | 665,2 | 133 | 16,7 |
| 5-15 | 25 | 1245 | 535,1 | 1958 | 1098 | 1392 | 355,6 | 71 | 28,6 |
| *Сосняк* | | | | | | | | | |
| О | 25 | 472,0 | 196,2 | 738,1 | 409 | 536 | 153,6 | 31 | 32,6 |
| 0-5 | 25 | 5144 | 3768 | 7047 | 4793 | 5496 | 851,1 | 170 | 16,5 |
| 5-15 | 25 | 756,7 | 316,2 | 1432 | 624 | 889 | 320,5 | 64 | 42,4 |

казателям наибольшая концентрация $^{137}Cs$ в горизонте подстилки отмечается в почвах дубравы, а наименьшая - в почвах березняка. Вероятно, такие уровни содержания $^{137}Cs$ в подстилке дубравы связаны с большей калиофильностью дуба по сравнению с другими лиственными (береза) и, особенно, хвойными породами (сосна). В этом контексте более высокое количество $^{137}Cs$ в подстилке сосняка по сравнению с березняком объясняется иной причиной, а именно: повышенной удерживающей способностью данного органогенного горизонта почв сосняка, о чем упоминалось выше.

В слое 0-5 см максимальной удельной активностью $^{137}Cs$ характеризуются почвы сосняка, минимальной - березняка. На наш взгляд, это обусловлено более интенсивным необменным поглощением $^{137}Cs$ минералами илистой фракции почв сосняка, что определяется особенностями протекания почвообразовательного процесса в данных условиях. Так, при оподзоливании растворение пленок и вынос гидроксидов железа способствует проникновению катионов цезия в межпакетные промежутки лабильных минералов и его необменному закреплению, в то время как в почвах лиственных ценозов наличие пленок гидроксидов железа на поверхности зерен минералов и агрегатов препятствует этому проникновению [12].

В слое 5-15 см максимальная удельная активность $^{137}Cs$ вновь отмечается в почвах дубравы, минимальная - в почве сосняка (примерно в 2 раза ниже, чем в почвах лиственных ценозов). С одной стороны, это связано с отмеченными выше различиями в сорбционных процессах, протекающих в ППК в вышележащем 0-5 см слое, с другой - с более значимым влиянием зоогенного фактора на перераспределение радионуклидов в почвах лиственных ценозов по сравнению с хвойными [14].

В целом, выявленные различия свидетельствуют о том, что влияние типа лесных насаждений на содержание $^{137}Cs$ в

различных слоях исследуемой почвенной толщи неоднозначно. Наибольшее сходство в содержании $^{137}Cs$ в исследуемых слоях отмечается между лиственными, а наибольшие различия - между лиственными и хвойными ценозами.

Анализ *пространственной неоднородности* содержания $^{137}Cs$ в различных слоях темно-серых лесных почв различных фитоценозов показал, что в хвойных насаждениях неравномерность распределения $^{137}Cs$ выше, чем в лиственных (табл. 1). По данным на 1999 год, эти различия достигают почти 2-х кратной величины, по данным на 2002 г., выявленные различия несколько сглаживаются. Максимальные значения коэффициента варьирования (V) содержания $^{137}Cs$ в почвах хвойных фитоценозов обусловлены более высокой степенью влияния этих растительных сообществ на первичное распределение аэральных впадений. Так, коэффициент задерживания при сухом выпадении радиоактивных аэрозолей в хвойных БГЦ достигает 100%, в то время как в лиственных фитоценозах - всего 40-60% [1, 12].

В исследуемых слоях почв всех фитоценозов, по данным на 1999 год, минимальное значение V отмечается в слое 0-5 см всех фитоценозов, в выше- и нижележащих слоях (О и 0-5 см) величина этого показателя возрастает. В динамике, как уже отмечалось, в большинстве случаев наблюдается некоторое снижение коэффициента варьирования содержания $^{137}Cs$. Минимальное значение V в слое 0-5 см и близость абсолютных величин этого показателя как в почвах различных фитоценозов, так и с коэффициентом варьирования содержания $^{137}Cs$ в почвах в начальный период после выпадений на территории Тульской области (~22%) [12] свидетельствует о том, что данный слой, вероятно, в наибольшей степени несет в себе признаки неравномерности первичных радиоактивных выпадений. С другой стороны, увеличение пространственной неоднородности удельной активности $^{137}Cs$

в подстилке, очевидно, определяется неравномерностью течения современных биогеохимических процессов, что связано с парцеллярной структурой фитоценозов и, соответственно, с составом опада. Высокая пространственная неоднородность содержания $^{137}Cs$ в слое 5-15 см также, вероятно, обусловлена различиями в природе и интенсивности течения современных миграционных процессов в почвах исследуемых фитоценозов. Подтверждением данному положению являются различия в величинах V в этом слое почв различных насаждений.

В сосняке наблюдается наиболее резкое увеличение величины V в слое 5-15 см. Это, на наш взгляд, связано с тем, что данный слой не входит в зону фронтального перемещения $^{137}Cs$ в глубь почвенного профиля, а находится в пограничной зоне неравномерного заглубления радионуклида, своеобразной толще "языковых" затеков. В почвах лиственных ценозов, по сравнению с почвами сосняка, в рассматриваемом слое изменение величины V менее выражено, что свидетельствует о более равномерном заглублении $^{137}Cs$ и более значимом влиянии биогенной миграции на перераспределение радионуклида в этих ценозах [14].

Таким образом, результаты наших исследований позволяют заключить, что содержание $^{137}Cs$ в темно-серых лесных почвах Тульской области под различными лесонасаждениями в значительной степени определяется пространственной неоднородностью первичных аэральных выпадений и влиянием на это распределение типа фитоценоза. Вместе с тем выявленные особенности пространственного распределения $^{137}Cs$ в различных слоях почвенной толщи свидетельствуют о том, что в настоящее время оно в большей степени определяется течением биогеохимических процессов под различными типами лесонасаждений. Фактор первичного распределения радиоактивных выпадений в це-

лом имеет подчиненное значение, наибольшее влияние он оказывает на распределение $^{137}Cs$ в верхнем 0-5 см подподстилочном слое. Биогеохимическая миграция радионуклидов приводит к усилению первичной пространственной неоднородности содержания $^{137}Cs$ в лесной подстилке и 5-15 см минеральной толще почв.

*Особенности изменения удельной активности $^{137}Cs$ в микропрофиле почв.* Как было показано выше, максимальная активность $^{137}Cs$ в настоящее время сосредоточена в 0-5 см минеральной толще почв. Однако более детальный анализ распределения данного радионуклида в микропрофиле свидетельствует, что в почвах всех исследуемых фитоценозов абсолютный максимум содержания $^{137}Cs$ приходится на 0-1, 1-2-х см подподстилочный слой минеральной толщи (рис. 1).

В целом же распределение $^{137}Cs$ в микропрофиле почв (0-19 см) лиственных и хвойных ценозов различно. В хвойных ценозах отмечается относительно более высокое содержание радионуклида в подстилке и 0-3 см подподстилочном слое, а также более высокие величины градиента падения удельной активности радионуклида с глубиной, особенно в слое 0-5 см. В микропрофилях почв лиственных ценозов отмечается относительно более равномерное распределение и меньшие величины градиента падения содержания $^{137}Cs$ с глубиной по сравнению с таковыми в хвойных ценозах. Это связано, с одной стороны, с повышенной удерживающей способностью подстилки в сосняке вследствие ее большей выраженности и мощности по сравнению с подстилками лиственных ценозов. С другой стороны - с более значимой необменной сорбцией радионуклида минералами илистой фракции в верхнем подподстилочном слое и с меньшим влиянием зоофауны на перераспределение $^{137}Cs$ в профиле почв соснового насаждения. Как было показано ранее,

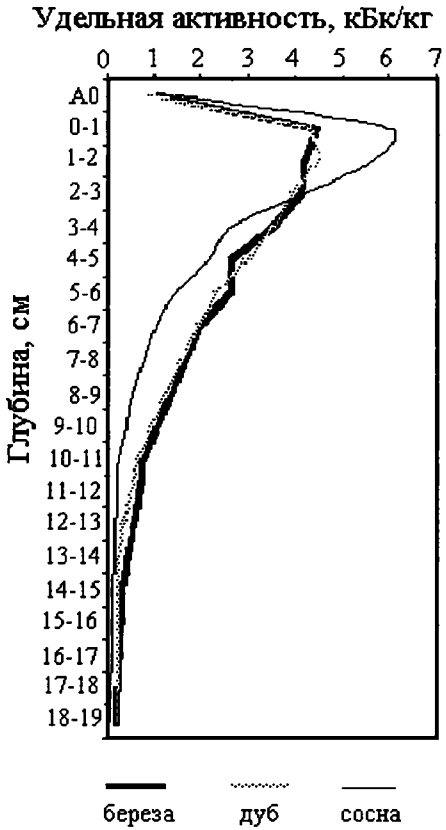



Рис. 1. Распределение удельной активности $^{137}Cs$ в микропрофиле почв различных фитоценозов.

отмечаются значительные различия в количестве дождевых червей в лиственных и хвойных насаждениях на черноземных почвах данного региона под лесом [12, 14]. Последнее, как уже подчеркивалось, сказывается на интенсивности миграции внутрипрофильного перераспределения $^{137}Cs$ в этих условиях.

Для визуализации и выявления особенностей *латеральной неоднородности загрязнения почв* исследуемых фитоце-

нозов через почти через 20 лет после чернобыльских выпадений нами были составлены карта-схемы распределения $^{137}Cs$ в подстилке, 0-5 и 5-15 см слоях почвенного профиля. Карта-схемы показывают, что загрязнение подстилки и исследуемых слоев минеральной толщи $^{137}Cs$ характеризуется различной степенью неравномерности. Вместе с тем во всех случаях отчетливо выделяются зоны с высокими и низкими уровнями загрязнения $^{137}Cs$ (рис. 2). Это, как уже отмечалось, по-видимому, обусловлено влиянием парцеллярной структуры исследуемых БГЦ на первичное распределение радиоактивных выпадений.

Наибольшая неравномерность распределения $^{137}Cs$ отмечается в подстилке и нижних слоях (5-15 см) почвенной толщи. При этом зоны максимального и минимального содержания радионуклида в пределах участков в подстилке не совпадают с таковыми в минеральных слоях 0-5 и 5-15 см, где в большинстве случаев эти зоны совпадают. Последнее свидетельствует о том, что поток нисходящей миграции при вторичном перераспределении $^{137}Cs$ преимущественно определяется особенностями первичного загрязнения поверхности почв. Подтверждением данному положению является тот факт, что, несмотря на перераспределение радионуклида в глубь профиля, в почвах сосняков и в настоящее время наблюдается более выраженная микроочаговость загрязнения.

Отмечается достоверная взаимосвязь между удельной активностью $^{137}Cs$ в исследуемых слоях почвенной толщи, причем в динамике выявленная взаимосвязь нарастает (табл. 2). Все это свидетельствует об усилении роли миграционных процессов в пространственном перераспределении радионуклида в почвенном профиле.

В целом же, несовпадение рассматриваемых зон в подстилке и минеральной толще свидетельствует о неадекватности факторов, определяющих данную неравномерность. В

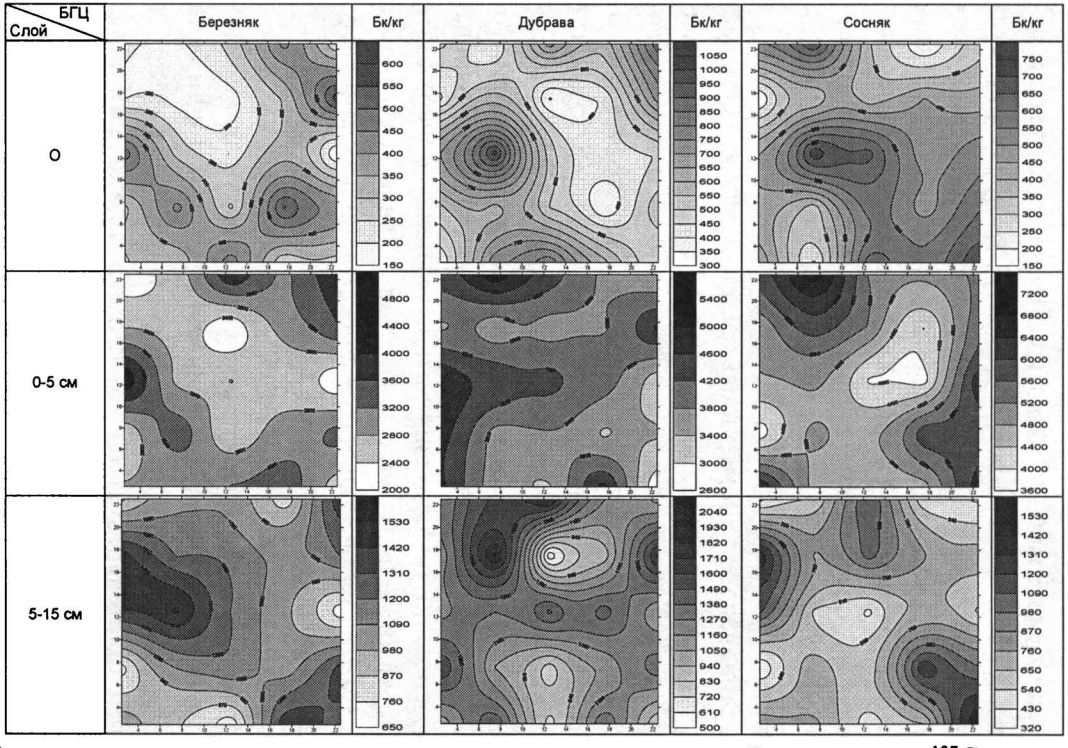



Рис. 2. Карта-схемы пространственного распределения удельной активности $^{137}Cs$ в различных слоях почв, Бк/кг (по данным на 2002 г.).

Таблица 2. Коэффициента корреляции Спирмана для удельной активности $^{137}Cs$ (Бк/кг) в различных слоях почвенной толщи.

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **1999 г.** | | | | | |
| Березняк | Слой, см | О | 0-5 см | 5-15 см | 0-15 см |
| | О | 1 | **0,41*** | -0,21 | - |
| | 0-5 см | **0,41*** | 1 | 0,28 | - |
| | 5-15 см | -0,21 | 0,280,32 | 1 | - |
| Дубрава | О | 1 | **0,42*** | 0,32 | - |
| | 0-5 см | **0,42*** | 1 | **0,55*** | |
| | 5-15 см | 0,32 | **0,55*** | 1 | - |
| Сосняк | О | 1 | -0,31 | -0,09 | - |
| | 0-5 см | -0,31 | 1 | 0,12 | - |
| | 5-15 см | -0,09 | 0,12 | 1 | - |
| **2002 г.** | | | | | |
| Березняк | О | 1 | **0,59*** | -0,04 | 0,35 |
| | 0-5 см | **0,59*** | 1 | 0,36 | **0,82*** |
| | 5-15 см | -0,04 | 0,36 | 1 | **0,81*** |
| | 0-15 см | 0,35 | **0,82*** | **0,81*** | 1 |
| Дубрава | О | 1 | 0,13 | 0,22 | 0,18 |
| | 0-5 см | 0,13 | 1 | **0,50*** | **0,79*** |
| | 5-15 см | 0,22 | **0,50*** | 1 | **0,91*** |
| | 0-15 см | 0,18 | **0,79*** | **0,91*** | 1 |
| Сосняк | О | 1 | 0,21 | -0,17 | 0,07 |
| | 0-5 см | 0,21 | 1 | 0,26 | **0,80*** |
| | 5-15 см | -0,17 | 0,26 | 1 | **0,76*** |
| | 0-15 см | 0,07 | **0,80*** | **0,76*** | 1 |

** - значимые корреляции Спирмана ($\alpha$ =0,05).*

подстилке пространственная неоднородность, в первую очередь, обусловлена неравномерностью течения современных биогеохимических процессов, определяемых парцеллярной структурой БГЦ. В минеральной толще она обусловлена неравномерностью первичного загрязнения и различиями в интенсивности миграции радионуклидов по локальным, вертикально-сопряженным микрозонам, так называемым "горячим точкам" по Ф.И. Козловскому (1991) [7]. Среди фитоценозов большая пространственная неоднородность распределения $^{137}Cs$ в исследуемых слоях почвенной толщи отмечается в хвойных насаждениях. Это, как уже подчеркивалось, связано с более значимым влиянием хвойных пород на первичное распределение радионуклидов, поскольку удерживающая способность древесного яруса хвойных насаждений по отношению к радиоактивным выпадениям достигает 100%, в то время как лиственных - только 40-69% [1].

Таким образом, проведенный анализ пространственной неоднородности содержания $^{137}Cs$ в почвах исследуемых фитоценозов показал, что влияние типа фитоценоза на распределение радионуклидов проявляется не только на этапе аэральных выпадений, но и в последующий период. На этапе первичных выпадений наибольшее влияние на перераспределение радионуклидов оказывают хвойные насаждения. Спустя почти 20 лет после чернобыльских выпадений первоначальная неравномерность распределения сказывается на биогеохимических потоках нисходящей и восходящей миграции радионуклидов. При этом неравномерность распределения радионуклидов в органогенных горизонтах почв лесных фитоценозов лесостепи (подстилка) в большей степени определяется неравномерностью биогеохимических потоков, обусловленной парцеллярной структурой самих БГЦ, а в минеральной толще - течением современных почвообразовательных процессов, а также природой и мощ-

ностью потока нисходящей миграции радиоактивных элементов.

*Пространственная неоднородность и особенности изменения запасов $^{137}Cs$ в почвах.*

Анализ плотности загрязнения почв исследуемых фитоценозов по $^{137}Cs$, с одной стороны, подтвердил закономерности, характеризующие влияние типа фитоценоза на удельную активность радионуклида, а с другой - позволил выявить наиболее оптимальный показатель для оценки влияния рассматриваемого фактора на загрязнение $^{137}Cs$ почвенного профиля. Несмотря на относительную близость расположения исследуемых фитоценозов друг от друга и небольшой временной интервал наблюдений (1999 -2002 гг.), плотность загрязнения почв на участках колеблется в диапазоне 246-340 кБк/м$^2$ (табл. 3). Это обусловлено 2 причинами: 1) неравномерностью первичных выпадений и влиянием на данный показатель типа растительной ассоциации; 2) допустимой ошибкой определения (ошибка метода) при проведении измерений различными приборами в различных лабораториях (20-30%).

Как правило, максимальные запасы $^{137}Cs$ отмечаются в дубраве, минимальные - в березняке. В целом, отмеченные выше закономерности изменения запасов $^{137}Cs$ в исследуемых БГЦ согласуются с результатами наших мониторинговых наблюдений, согласно которым, в начальный период после радиоактивных выпадений (1988 г.) максимальная плотность загрязнения почв по $^{137}Cs$ отмечалась в дубраве (350,2 кБк/м$^2$) и минимальная - в березняке (310,1 кБк/м$^2$). Почвы сосняка по этому показателю занимали промежуточное положение (319,4 кБк/м$^2$) [14].

Наблюдаемые различия в запасах $^{137}Cs$ связаны с неодинаковой удерживающей способностью древесных пород по отношению к аэральным выпадениям, а также степенью раз-

Таблица 3. Статистические показатели плотности загрязнения $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$) тёмно-серых лесных почв различных фитоценозов.

| Слой, см | N | x | $x_{min}$ | $x_{max}$ | Доверительный интервал | | S | $S_x$ | V, % |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | левая граница | правая граница | | | |
| **1999 г.** | | | | | | | | | |
| *Березняк* | | | | | | | | | |
| O | 25 | 0,3 | 0,06 | 0,68 | 0,23 | 0,38 | 0,18 | 0,037 | 60,0 |
| 0-5 | 25 | 136,3 | 97,6 | 202,3 | 124,4 | 148,19 | 28,76 | 5,75 | 21,1 |
| 5-15 | 25 | 99,2 | 56,5 | 165,4 | 99,21 | 120,39 | 25,65 | 5,13 | 25,9 |
| O+(0-15) | 25 | 246,4 | 157,2 | 334,5 | 228,6 | 264,20 | 43,07 | 8,61 | 17,5 |
| *Дубрава* | | | | | | | | | |
| O | 25 | 0,5 | 0,21 | 1,19 | 0,59 | 0,69 | 0,22 | 0,044 | 44,0 |
| 0-5 | 25 | 191,2 | 106,9 | 275,2 | 173,8 | 208,6 | 42,14 | 8,43 | 22,0 |
| 5-15 | 25 | 118,9 | 54,1 | 236,6 | 101,4 | 136,3 | 42,34 | 8,47 | 35,5 |
| O+(0-15) | 25 | 310,6 | 187,7 | 512,6 | 281,2 | 340,1 | 71,32 | 14,26 | 23,0 |
| *Сосняк* | | | | | | | | | |
| O | 25 | 0,7 | 0,29 | 2,71 | 0,72 | 1,22 | 0,60 | 0,121 | 85,7 |
| 0-5 | 25 | 209,2 | 109,6 | 319,1 | 189,1 | 229,3 | 48,70 | 9,74 | 23,3 |
| 5-15 | 25 | 69,1 | 38,0 | 132,4 | 58,50 | 79,8 | 25,78 | 5,16 | 37,3 |
| O+(0-15) | 25 | 279,3 | 166,9 | 365,8 | 257,6 | 301,1 | 52,67 | 10,53 | 18,9 |

Окончание таблицы 3

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **2002 г.** | | | | | | | | | |
| *Березняк* | | | | | | | | | |
| О | 25 | 0,1 | 0,1 | 0,3 | 0,11 | 0,17 | 0,1 | 0,01 | 50,7 |
| 0-5 | 25 | 139,2 | 86,8 | 209,2 | 126,5 | 151,8 | 30,6 | 6,1 | 22,0 |
| 5-15 | 25 | 128,9 | 80,3 | 189,2 | 116,9 | 140,9 | 29,0 | 5,8 | 22,5 |
| О+(0-15) | 25 | 268,2 | 187,9 | 361,6 | 248,4 | 288,0 | 48,0 | 9,6 | 17,9 |
| *Дубрава* | | | | | | | | | |
| О | 25 | 0,3 | 0,2 | 0,7 | 0,27 | 0,39 | 0,1 | 0,03 | 41,9 |
| 0-5 | 25 | 194,3 | 127,0 | 242,3 | 180,3 | 208,3 | 33,9 | 6,8 | 17,4 |
| 5-15 | 25 | 151,0 | 71,3 | 234,5 | 133,2 | 168,7 | 42,9 | 8,6 | 28,4 |
| О+(0-15) | 25 | 345,6 | 229,2 | 452,2 | 318,3 | 372,8 | 66,1 | 13,2 | 19,1 |
| *Сосняк* | | | | | | | | | |
| О | 25 | 0,8 | 0,3 | 1,4 | 0,66 | 0,88 | 0,3 | 0,05 | 35,3 |
| 0-5 | 25 | 226,0 | 163,1 | 308,8 | 209,7 | 242,3 | 39,4 | 7,9 | 17,4 |
| 5-15 | 25 | 83,8 | 35,9 | 157,3 | 69,8 | 97,7 | 33,8 | 6,8 | 40,3 |
| О+(0-15) | 25 | 310,6 | 199,7 | 421,7 | 287,9 | 333,2 | 54,9 | 11,0 | 17,7 |

вития листовой поверхности древостоя. Так, авария на ЧАЭС произошла в конце апреля (1986 г.), в этот период ассимилирующий аппарат дуба был развит слабо в отличие от березы и особенно сосны. В связи с этим удерживающая способность дубового насаждения была примерно в 3 раза ниже по сравнению с древостоем с развитой ассимилирующей поверхностью [1, 12]. Исходя из этого, в дубраве большая часть радионуклидов аэральных выпадений непосредственно поступила на поверхность почвы, в то время как в других фитоценозах выпавшая активность первоначально была задержана кронами деревьев (от 60 до 100%) и в последующем была подвержена большему влиянию ветрового переноса. По истечении почти 20 лет после выпадений выявленные различия в плотности загрязнения исследуемых фитоценозов на качественном уровне сохраняются, но на количественном уровне происходят заметные изменения. Так, в начальный период (1988 г.) размах варьирования средних показателей плотности загрязнения почв по $^{137}Cs$, как отмечалось выше, составлял (350 - 310,1) кБк/м$^2$, к 2002 году этот показатель увеличился - (345,0- 268,2) кБк/м$^2$. Последнее, на наш взгляд, обусловлено наложением на первичную неоднородность радиоактивных выпадений вторичных процессов геохимического перераспределения радионуклидов. Это вытекает из того, что в аспекте геохимического сопряжения березняк занимает более высокую позицию в ландшафте по сравнению с сосняком и особенно дубравой. Таким образом, в целом различия в плотности загрязнения почв исследуемых типов фитоценозов со временем нарастают.

Наиболее ярко влияние типа фитоценоза сказывается на изменении запасов $^{137}Cs$ в различных слоях почвенной толщи, что обусловлено особенностями течения современных биогеохимических процессов. В начальный период после выпадений основные запасы $^{137}Cs$ во всех БГЦ были сосре-

доточены в лесной подстилке - 80-90% [12, 14]. В настоящее время лесная подстилка утратила свои барьерные функции; запасы $^{137}Cs$ в этом горизонте снизились до десятых (сосняк) - сотых долей (лиственные ценозы) процента от суммарных запасов в почвенной толще.

Наибольшие запасы $^{137}Cs$ в подстилке отмечаются в сосняке, в то время как наибольшая удельная активность радионуклида наблюдается в подстилке дубравы. Отсюда можно заключить, что по сравнению с удельной активностью показатель плотности загрязнения более информативен, поскольку отражает реальные особенности подстилок различных типов БГЦ. В частности, уже неоднократно подчеркивалось, что для подстилок хвойных насаждений характерна наибольшая удерживающая способность по отношению к радиоактивным выпадениям. Показатель плотности загрязнения наиболее достоверно отражает данное положение.

В настоящее время основной запас $^{137}Cs$ в почвах всех фитоценозов сосредоточен в подподстилочной минеральной толще с абсолютным максимумом в слое 0-5 см, как это отмечалось и для удельной активности. При этом различия по запасам радионуклида в рассматриваемых слоях минеральной толщи на качественном уровне аналогичны таковым для удельной активности. Последнее позволяет заключить, что при оценке влияния типа фитоценоза на загрязнение подподстилочной толщи почв использование показателей удельной активности и плотности загрязнения близко по информативности.

Анализ *пространственной неоднородности запасов* $^{137}Cs$ в различных слоях почвенного профиля свидетельствует о том, что изменение данного показателя в исследуемых слоях аналогично таковым для удельной активности. Вместе с тем отмечается увеличение величины V во всех слоях, особенно в горизонте лесной подстилки. Это связано с наложением

на пространственную неоднородность содержания 137Cs пространственной неоднородности плотности сложения подстилки и минеральных слоев почв при определении запасов радионуклида.

*Изменение запасов $^{137}Cs$ в микропрофиле почв* профиле характеризуется теми же особенностями, что и изменение удельной активности (рис. 3). Отмечается лишь большая выраженность кривых распределения радионуклида, что связано с внутрипрофильным изменением плотности сложения почвы. Данные по плотности загрязнения почв позволяют рассчитать относительное (%) распределение запасов $^{137}Cs$ в микропрофиле. При расчете этого показателя нивелируется влияние варьирования плотности загрязнения, поэтому его использование в более наглядной форме отражает особенности профильного распределения радионуклида в почвах под различными лесными насаждениями.

Так, как уже отмечалось, среди всех фитоценозов в почвах сосняка в подстилке сконцентрировано относительно большее количество радионуклида (до 0,2%), тогда как в лесной подстилке березняка и дубравы практически не содержится $^{137}Cs$, здесь аккумулировано всего 0,03-0,05% от его суммарных запасов в почвенном профиле. Большие относительные запасы радиоцезия также отмечаются в подподстилочной толще (0-3 см) сосняка - около 60%. Напротив, в лиственных ценозах больший процент запасов (~ 60%) перемещается в нижележащую 3-19 см минеральную толщу. Это, как уже неоднократно подчеркивалось, является следствием более значимого влияния зоогенного фактора на перераспределение здесь $^{137}Cs$.

*Пространственная неоднородность запасов $^{137}Cs$.* Составленные нами карта-схемы для плотности загрязнения территории $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$) за исследуемый временной интервал идентичны таковым для показателя удельной активнос-

ти и подтверждают сделанный ранее вывод о высокой неравномерности распределения данного радионуклида и влияния на него рассмотренных выше факторов (рис. 4).

*Оценка влияния типа лесного фитоценоза на содержание и распределение $^{137}Cs$ в почвах (результаты дисперсионного анализа).*

Полученные статистические характеристики, показывая особенности содержания и распределения $^{137}Cs$ в почвах раз-

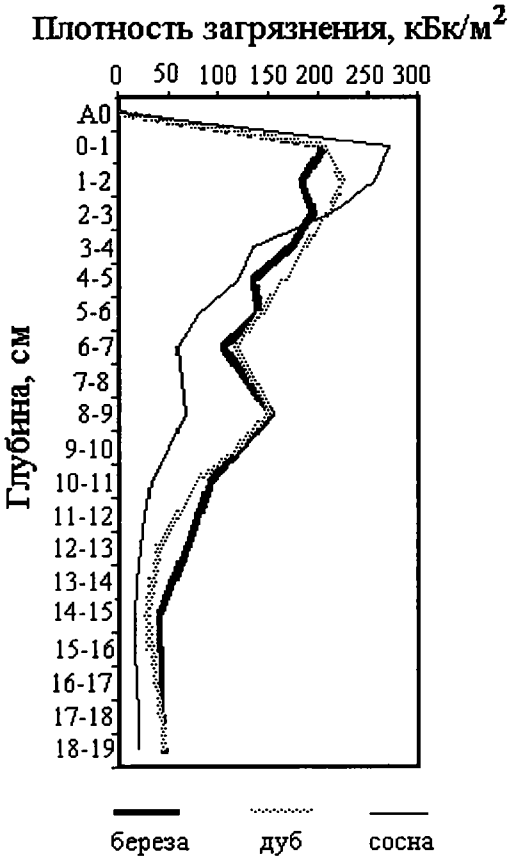



Рис. 3. Распределение запасов $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$) в микропрофиле почв различных фитоценозов.

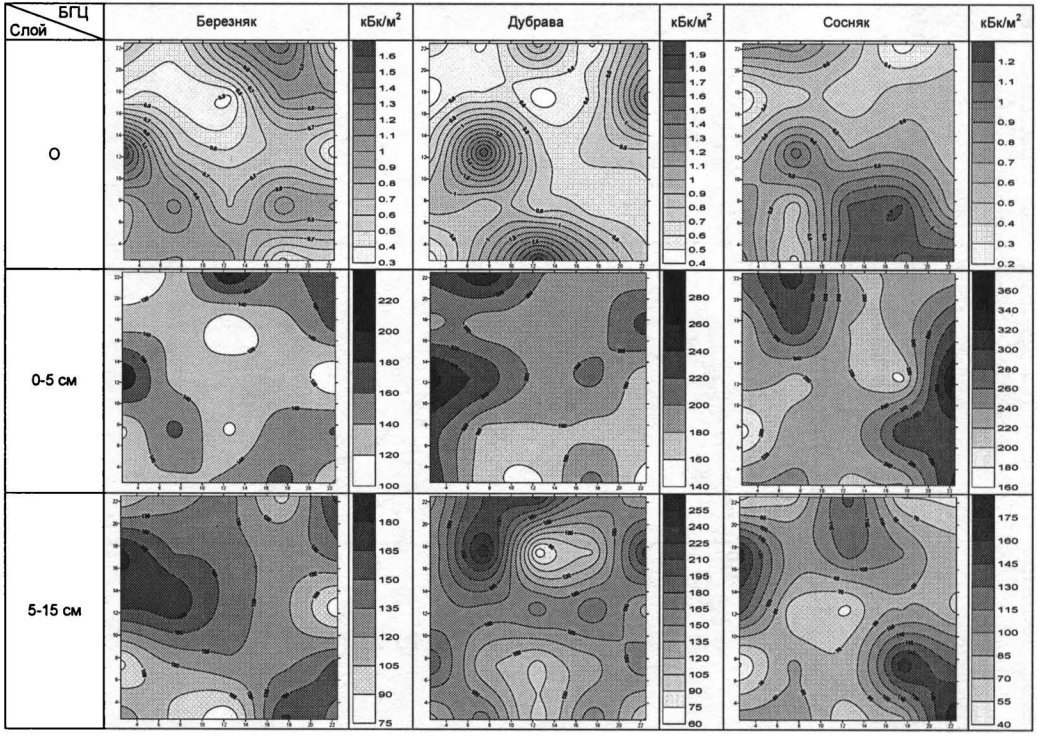



Рис. 4. Карта-схемы пространственного варьирования плотности загрязнения $^{137}Cs$ в различных слоях почв, кБк/м$^2$ (по данным на 2002 г.).

личных фитоценозов, не позволяют сделать вывод о значимости наблюдаемых различий в содержании радионуклида в подстилке и минеральной толще почв различных типов леса, то есть ответить на вопрос, являются ли эти различия существенными или лишь следствием случайности отбора элементов выборки. Ответ на поставленный вопрос дает однофакторный дисперсионный анализ [4, 5] (табл. 4).

В качестве нулевой гипотезы ($H_0$), как это практикуется в дисперсионном анализе, мы приняли, что тип растительности не влияет на содержание и распределение $^{137}Cs$ в подстилке и минеральной толще почв. Для принятия окончательного решения о влиянии фактора (типа растительности) на содержание $^{137}Cs$, следует обратить внимание на уровень значимости (p) нулевой гипотезы ($H_0$).

В исследованиях подобного рода в большинстве случаев принято считать, что результаты дисперсионного анализа являются значимыми на уровне 5%. В наших исследованиях результаты дисперсионного анализа являются значимыми на уровне менее 1%. Вместе с тем, по данным на 1999 г., для удельной активности $^{137}Cs$ в подстилке уровень значимости равен 10 (0,10014). Последнее свидетельствует, что в условиях нулевой гипотезы такое или большее значение F будет не чаще, чем в 10-ти случаях из 100, поэтому, принимая нулевую гипотезу, необходимо признать, что в данном случае мы имеем дело с довольно редким событием.

Другое объяснение полученных результатов сводится к отвержению нулевой гипотезы и принятию альтернативной, что тип БГЦ значимо влияет на содержание и распределение $^{137}Cs$ в почвах. При этом вероятность ошибочности решения (т.е. ошибки первого рода) составит менее 10% . Если считать, что при повторных испытаниях будут получены примерно те же результаты, то есть анализируемые данные типичны для эксперимента, то тем самым принимается ре-

Таблица 4. Результаты однофакторного дисперсионного анализа по оценке влияния типа лесного фитоценоза (березняк - дубрава - сосняк) на содержание и распределение $^{137}Cs$ в почвах.

| Слой, см | F* | p | $H_0$ |
|---|---|---|---|
| **1999 г.** | | | |
| *Удельная активность $^{137}Cs$ (Бк/кг)* | | | |
| О | 2,38 | 0,10014 | отклоняется |
| 0-5 | 21,43 | 0,00000 | отклоняется |
| 5-15 | 15,39 | 0,00000 | отклоняется |
| *Плотность загрязнения $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$)* | | | |
| О | 18,55 | 0,00000 | отклоняется |
| 0-5 | 21,74 | 0,00000 | отклоняется |
| 5-15 | 16,88 | 0,00000 | отклоняется |
| **2002 г.** | | | |
| *Удельная активность $^{137}Cs$ (Бк/кг)* | | | |
| О | 16,82 | 0,00000 | отклоняется |
| 0-5 | 58,13 | 0,00000 | отклоняется |
| 5-15 | 16,49 | 0,00000 | отклоняется |
| *Плотность загрязнения $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$)* | | | |
| О | 79,84 | 0,00000 | отклоняется |
| 0-5 | 39,86 | 0,00000 | отклоняется |
| 5-15 | 22,96 | 0,00000 | отклоняется |

*(*) F - критерий Фишера; p - уровень значимости нулевой гипотезы; $H_0$ - нулевая гипотеза (тип растительности не влияет на содержание и распределение $^{137}Cs$ в подстилке и минеральной толще почв).*

шение в пользу альтернативной гипотезы. Это соответствует выводу о значимости влияния типа растительности на содержание $^{137}Cs$ в подстилке и почвенной толще. Все данные таблицы 4 полностью соответствуют данному утверждению.

Для подтверждения полученных результатов мы провели аналогичную процедуру однофакторного дисперсионного анализа для исследуемых объектов по данным за 2002 год (табл. 4). Результаты дисперсионного анализа являются значимыми также на уровне менее 1%. Уровень значимости (p) нулевой гипотезы ($H_0$) во всех представленных экспериментах равен нулю или составляет сотые - тысячные доли процента.

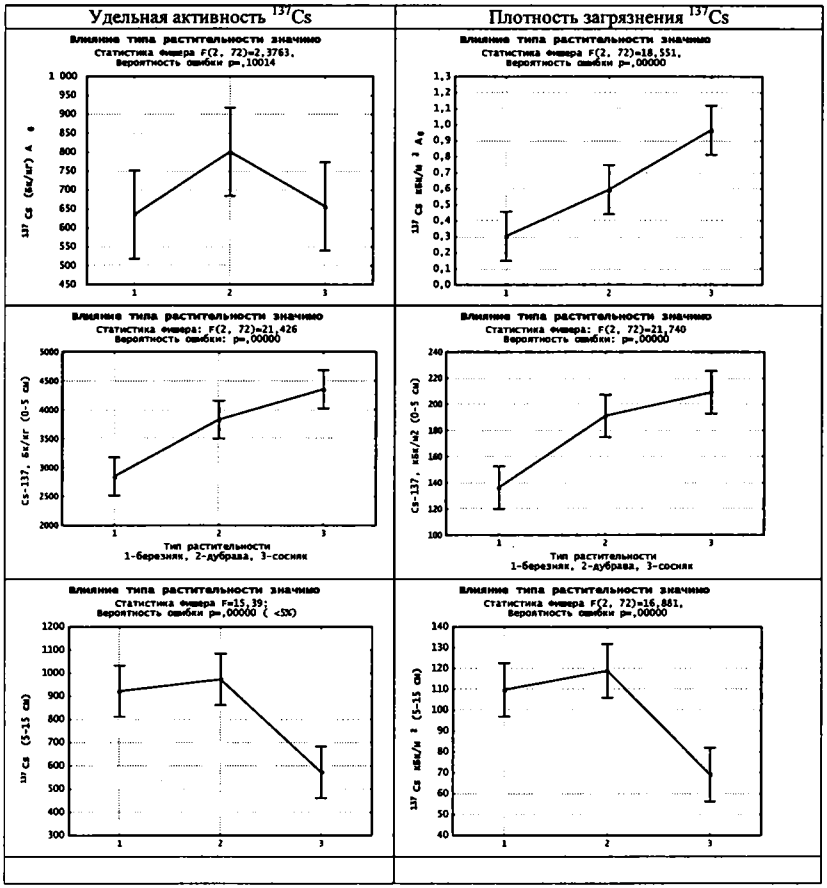
В целом на основании полученных результатов можно сделать вывод, что наблюдаемые различия в содержании $^{137}Cs$ в подстилке и минеральной толще в разных типах леса значимые, то есть существенные. Таким образом, вывод о значимости влияния типа растительности на показатели содержания $^{137}Cs$ в подстилке и минеральных слоях почвенной толщи как для удельной активности, так и для плотности загрязнения - единственный и верный.

Вместе с тем проведенный дисперсионный анализ по оценке влияния на показатели содержания $^{137}Cs$ типа леса в ряду березняк - дубрава - сосняк не позволяют однозначно говорить о различиях в средних, то есть о влиянии данных показателей в ряду: березняк - дубрава, дубрава - сосняк, березняк - сосняк. Для этого нами в первую очередь были построены диаграммы размаха переменных (рис. 5).

На представленных диаграммах видно, что в большинстве случаев средние в каждой из указанных групп насаждений различаются между собой. Визуально это проявляется в том, что доверительные интервалы для исследуемых типов леса не перекрываются. Другими словами, нельзя считать, что различия между указанными парами групп связаны с ошибкой измерения значения исследуемого показателя. Вместе с тем в отдельных случаях доверительные интервалы средних в ряду указанных групп насаждений (березняк - дубрава, дубрава - сосняк, березняк - сосняк) перекрываются. Это дает

Рис. 5. Диаграммы размаха переменных
(А - по данным на 1999 г., Б - по данным на 2002 г.)

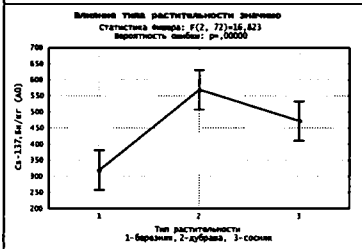
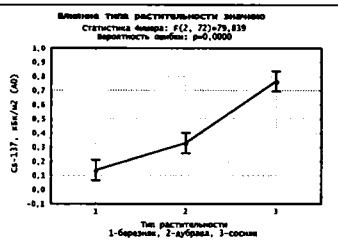
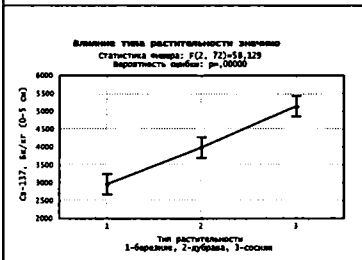
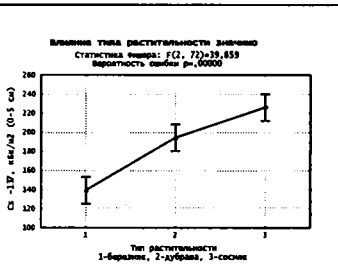
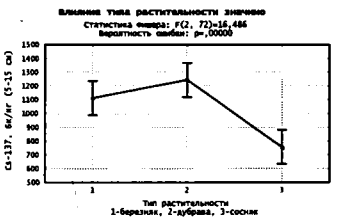
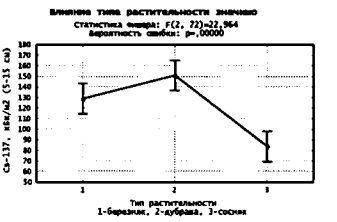
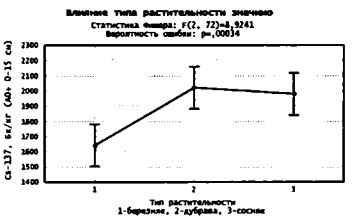
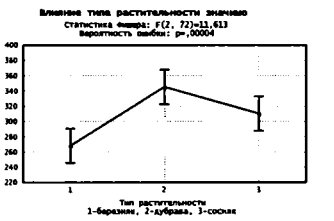
**А**




основание говорить об отсутствии значимых различий между средними и соответственно об отсутствии достоверного влияния типа леса.

Для подтверждения достоверности вывода о значимости различий по содержанию $^{137}$Cs в почвах исследуемых насаж-

# Б

| Удельная активность $^{137}Cs$ | Плотность загрязнения территории $^{137}Cs$ |
|---|---|
|  |  |
|  |  |
|  |  |
|  |  |

дений мы провели попарный дисперсионный анализ по оценке влияния типа лесного фитоценоза на показатели содержания $^{137}Cs$ в почве (табл. 5).

Таблица 5. Результаты попарного однофакторного дисперсионного анализа по оценке влияния типа лесного фитоценоза на показатели содержания $^{137}Cs$ в почве.

| **Показатели** | **F** | **p** | **$H_0$** |
|---|---|---|---|
| **1999 г.** | | | |
| *Удельная активность $^{137}Cs$ (Бк/кг)* | | | |
| **О** | | | |
| Березняк-Дубрава | 5,34 | 0,025181 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | **0,05** | **0,815630** | **принимается** |
| Дубрава-Сосняк | 3,09 | 0,085215 | отклоняется |
| **0-5 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | 21,76 | 0,000025 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 43,95 | 0,000000 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 4,08 | 0,048990 | отклоняется |
| **5-15 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | **0,36** | **0,553790** | **принимается** |
| лиственный (Б+Д) - хвойный (С) | 15,40 | 0,000000 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 29,38 | 0,000002 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 22,23 | 0,000021 | отклоняется |
| *Запасы $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$)* | | | |
| **О** | | | |
| Березняк-Дубрава | 25,71 | 0,000010 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 27,62 | 0,000003 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 8,38 | 0,000531 | отклоняется |
| **0-5 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | 28,89 | 0,000000 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 41,56 | 0,000000 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | **1,97** | **0,167080** | **принимается** |

| | | | |
|---|---|---|---|
| **5-15 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | **0,84** | **0,364710** | **принимается** |
| лиственный (Б+Д) - хвойный (С) | 32,78 | 0,000000 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 31,25 | 0,000001 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 25,15 | 0,000008 | отклоняется |
| **2002 г.** | | | |
| *Удельная активность $^{137}Cs$ (Бк/кг)* | | | |
| **О** | | | |
| Березняк-Дубрава | 33,0329 | 0,000001 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 14,6133 | 0,000380 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 4,3360 | 0,042669 | отклоняется |
| **0-5 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | 32,286 | 0,000001 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 108,641 | 0,000000 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 28,697 | 0,000002 | отклоняется |
| **5-15 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | **2,3275** | **0,133668** | **принимается** |
| Березняк-Сосняк | 19,3777 | 0,000060 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 25,9940 | 0,000006 | отклоняется |
| *Запасы $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$)* | | | |
| **О** | | | |
| Березняк-Дубрава | 38,3302 | 0,000000 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 126,351 | 0,000000 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 51,3818 | 0,000000 | отклоняется |
| **0-5 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | 36,472 | 0,000000 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 75,804 | 0,000000 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 9,328 | 0,003676 | отклоняется |

| 5-15 см | | | |
|---|---|---|---|
| Березняк-Дубрава | 4,5136 | 0,038804 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 25,6590 | 0,000006 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 37,7788 | 0,000000 | отклоняется |

*$H_0$ - влияние типа растительности на удельную активность (запасы) $^{137}Cs$ в почве незначимо.*

Как видно из представленных данных, результаты попарного однофакторного дисперсионного анализа подтверждают наличие достоверного влияния типа фитоценоза на показатели содержания $^{137}Cs$ в различных слоях почвенного профиля. Только в отдельных случаях нулевая гипотеза (влияние типа леса незначимо) принимается, в частности по данным на 1999 г.: а) для удельной активности $^{137}Cs$ в подстилке лиственных насаждений (березняк, дубрава; б) для удельной активности и запасов $^{137}Cs$ в слое 5-15 см и др. (табл. 5). Это свидетельствует о том, что различия по степени влияния на показатели содержания и распределения $^{137}Cs$ в почвах между лиственными фитоценозами менее значимы (а в отдельных случаях даже незначимы), чем между лиственными и хвойными насаждениями.

Следует подчеркнуть, что результаты попарного однофакторного анализа подтверждают высказанное на основании рассмотрения диаграмм размаха переменных предположение об отсутствии значимых различий в распределении $^{137}Cs$ в почвах отдельных групп насаждений, в первую очередь, лиственных фитоценозов.

Еще одним подтверждением сделанных нами выводов являются данные по оценке влияния типа растительности на содержание в почве $^{40}K$ (табл. 6). Как и для $^{137}Cs$ установлено, что влияние типа растительности на содержание $^{40}K$ в различных слоях почвенной толщи значимо.

Таблица 6. Результаты однофакторного дисперсионного анализа по оценке влияния типа лесного фитоценоза (березняк - дубрава - сосняк) на содержание и распределение $^{40}K$ в почвах.

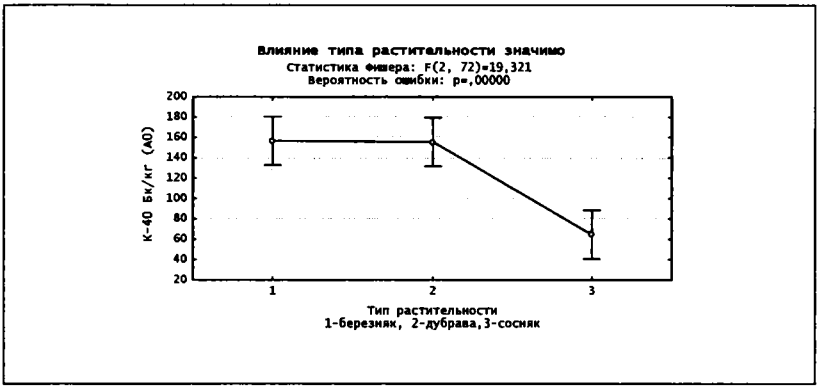
| Слой, см | F* | p | $H_0$ |
|---|---|---|---|
| *Удельная активность $^{137}Cs$ (Бк/кг)* | | | |
| О | 19,32 | 0,00000 | отклоняется |
| 0-5 | 23,92 | 0,00000 | отклоняется |
| 5-15 | 9,03 | 0,00032 | отклоняется |

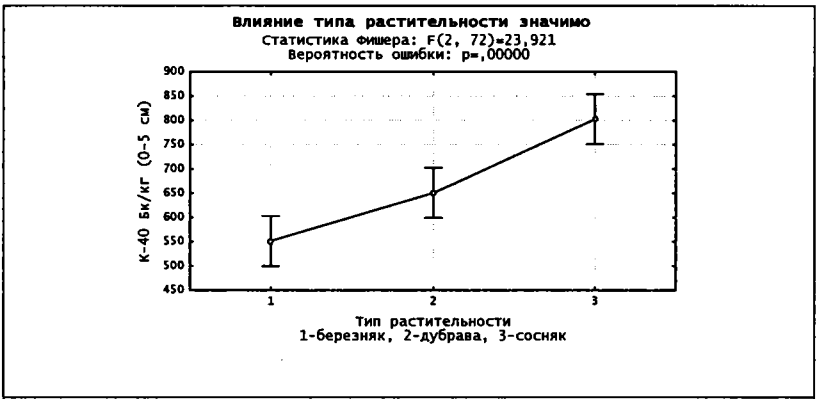
** - условные обозначения см. табл. 4.*

Значения средних для удельной активности $^{40}K$ в подстилке максимальны для лиственных лесов, а для слоя 5-15 см максимум приходится на дубраву. Сравнивая различия в средних для $^{40}K$, можно отметить, что доверительные интервалы размаха переменных не совпадают только в слое 0-5 см (рис. 6).

Вместе с тем попарный дисперсионный анализ, проведенный для всех типов леса по содержанию $^{40}K$ в почвенной толще, свидетельствует о достоверности вывода о значимости различий практически во всех случаях, за исключением органогенного горизонта подстилки в лиственных насаждениях (березняк - дубрава) (табл. 7).

Заключая рассмотрение результатов дисперсионного анализа, можно констатировать, что отмечается сходство в степени влияния типа растительности на показатели загрязнения почв $^{137}Cs$ и его химического аналога К (на примере $^{40}K$). Влияние типа растительности на загрязнение почв $^{137}Cs$ наиболее значимо проявляется при использовании показателя плотности загрязнения. Это объясняется тем, что плотность загрязнения как единица измерения является интегральным показателем свойств почв (в первую очередь, плотности сложения) и концентрации $^{137}Cs$.



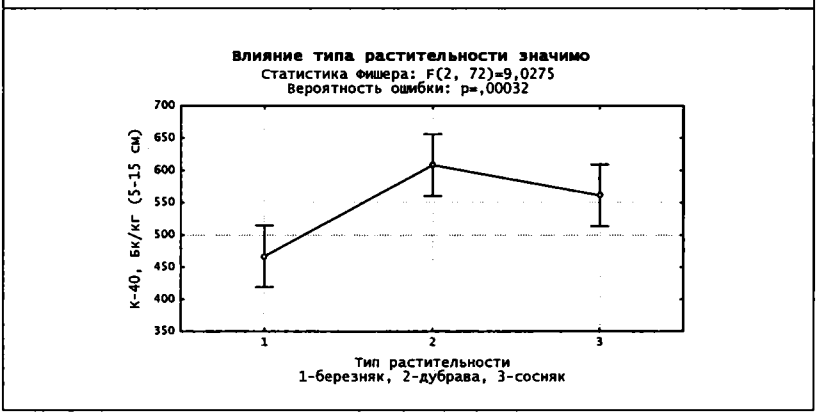




Рисунок 6. Диаграммы размаха переменных удельной активности $^{40}$К.

Таблица 7. Результаты попарного однофакторного дисперсионного анализа по оценке влияния типа лесного фитоценоза на удельную активность $^{40}K$ в почве, Бк/кг (по данным на 2002 г.).

| **Показатели** | F | p | $H_0$ |
|---|---|---|---|
| **О** | | | |
| Березняк-Дубрава | **0,0035** | **0,952811** | **принимается** |
| Березняк-Сосняк | 58,1719 | 0,000000 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 25,9628 | 0,000006 | отклоняется |
| **0-5 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | 7,411 | 0,009007 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 65,356 | 0,000000 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 13,421 | 0,000620 | отклоняется |
| **5-15 см** | | | |
| Березняк-Дубрава | 14,7140 | 0,000365 | отклоняется |
| Березняк-Сосняк | 7,1059 | 0,010436 | отклоняется |
| Дубрава-Сосняк | 2,647 | 0,110285 | отклоняется |

*$H_0$ - влияние типа растительности на удельную активность $^{40}K$ в почве незначимо.*

**Заключение**

Исследования содержания и распределения $^{137}Cs$ в почве, проведенные почти через 20 лет после чернобыльских выпадений, свидетельствуют, что на современном этапе влияние типа растительных насаждений на этот показатель не только сохраняется, но и усиливается. В настоящее время в почвах лесостепи с маломощной и неполнопрофильной подстилкой этот органогенный горизонт не является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов. Здесь отмечается интенсивная миграция радиоактивных элементов в минеральную толщу почв. Среди иссле-

дуемых фитоценозов относительно большая удерживающая способность подстилки наблюдается в сосняках.

В почвенном профиле всех исследуемых фитоценозов основное количество $^{137}Cs$ сосредоточено в верхнем 0-3-х см подподстилочном слое минеральной толщи с абсолютным максимумом в слоях 0-1, 1-2 см. Вместе с тем распределение данного радионуклида в микропрофиле почв (0-19 см) лиственных ценозов характеризуется относительно меньшими величинами градиента падения содержания $^{137}Cs$ с глубиной по сравнению с таковыми в почвах хвойных ценозах. Это, по всей видимости, обусловлено более значимым влиянием биогенной миграции на перераспределение радиоцезия в почвах лиственных ценозов по сравнению с хвойными.

Загрязнение исследуемых почв $^{137}Cs$ характеризуется высокой пространственной неравномерностью, при этом в почвах хвойных фитоценозов неравномерность распределения данного радионуклида почти в два раза выше, чем в лиственных.

Внутрипрофильное и пространственное распределение $^{137}Cs$ в почвах лесостепи под разными типами насаждений определяется особенностями первичных выпадений, типом фитоценоза, его парцеллярной структурой, а также спецификой и интенсивностью течения современных почвообразовательных процессов в различных условиях.

## Литература

1. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.

2. Атлас загрязнения Европы цезием после чернобыльской аварии. ЕК/ ИГКЭ, Росгидромет /Минчернобыль (Украина) /Белгидромет, 1998.

3. Богатырев Л.Г. О классификации лесных подстилок // Почвоведение. № 3. 1990. С.118-127.

4. Боровиков В.П. STATISTICA. Статистический анализ и обработка данных в среде Windows / В.П. Боровиков, И.П. Боровиков. М.: Информационно-издательский дом "Филинъ", 1998. 608 с.

5. Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении / Е.А. Дмитриев. М.: Изд-во МГУ, 1972. 292 с.

6. Израэль Ю.А., Петров В.А., Авдонин С.И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в районе аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. 1987. №2. С. 5 -18

7. Козловский Ф.И. Современные естественные и антропогенные процессы эволюции почв. М.: Наука, 1991. 196 с.

8. Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Цветнова О.Б. Основные закономерности пространственного распределения радионуклидов и тяжелых металлов в почвах лесных биогеоценозов // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 2001. № 4. С. 18-23

9. Оценка и экологический контроль состояния окружающей природной среды региона (на примере Тульской области)/ ред. Г.В. Добровольский, С.А. Шоба. М.: МГУ, 2001. 256 с.

10. Тимофеев- Ресовский Н.В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Ботанический журнал. 1957. Т. 42. № 2. С. 161- 194.

11. Шагалова Э.Д., Хох Н.Я. Использование $^{137}Cs$ в качестве "метки" эрозионных процессов // Закономерности проявления эрозии и русловых процессов в различных природных условиях. М.: Наука. 1997. С. 85-90

12. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.:Наука, 1999. 268 с.

13. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Богатырев Л.Г. Роль лесных подстилок различного генезиса в миграции техногенных радионуклидов // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. № 4. 2004. С. 14-22

14. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Миграция долгоживущих радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах Европейской части СНГ // Вестник МГУ. Сер. 17. почвоведение. № 3. 1992. С. 27-35

# МЕЖДУНАРОДНАЯ КООПЕРАЦИЯ В ОБЛАСТИ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

С.В. Мамихин
Кафедра радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения Московского государственного университета им. М.В.Ломоносова
E-mail: Lrad@soil.msu.ru

В статье обсуждаются особенности и перспективы международного сотрудничества в области создания и эксплуатации радиоэкологических моделей наземных экосистем. На примере реализации программы BIOMASS (1996 - 2001 гг.) рассматриваются достоинства и недостатки таких проектов. Также обсуждается ряд проблем применения метода имитационного моделирования в радиоэкологии, и предлагаются предложения по их решению.

## Введение

Метод математического моделирования - один из важнейших методов, применяющихся в радиоэкологии для изучения и прогнозирования поведения радионуклидов в наземных экосистемах. В то же время это весьма сложная область познания, в которой работает не так уж много специалистов и которая требует привлечения исходной информации из самых разных областей знаний. Это служит естественной предпосылкой для объединения усилий специалистов различного профиля из разных стран. Особенно активизировалась международная кооперация в данной области после аварии на Чернобыльской АЭС, которая непосредственно затронула целый ряд стран. Было реализовано несколько

международных радиоэкологических проектов, в ходе которых использовался метод математического моделирования. Так, например, в ходе международной программы, реализованной в рамках Межправительственных соглашений между комиссией Европейского сообщества и странами СНГ по вопросам, связанным с ликвидацией последствий аварии на ЧАЭС (1991-1995 гг.) были разработаны математические модели поведения $^{137}Cs$ в наземных экосистемах. МАГАТЭ в течение ряда лет инициирует научно-исследовательские программы по радиоэкологическому математическому моделированию (VAMP (1988-1994), BIOMASS (1996-2001), EMRAS (начата в 2003)), в рамках которых были разработаны и разрабатываются как модели отдельных процессов, так и целостные модели, описывающие поведение радионуклидов в системах "почва - растения" или "почва - растения - животные". Работа по созданию моделей, построенных с учетом опыта чернобыльских исследований, продолжается и по сей день.

Каковы же преимущества, проблемы и перспективы международной кооперации в данной области? Попробую рассмотреть этот вопрос на примере уже завершенной программы BIOMASS (Modelling ..., 2002), в которой мне довелось непосредственно участвовать.

## Программа BIOMASS

Кратко остановлюсь на содержании программы и подтемы, на примере которой мы будем рассматривать наши вопросы. Программа BIOsphere Modelling and ASSessment включала в себя три темы: "Захоронение радиоактивных отходов", "Выбросы в окружающую среду", "Биосферные процессы". В рамках последней темы, посвященной моделированию поведения радионуклидов в окружающей среде, было выделено 3 рабочих группы по следующим подтемам: (1) долгосроч-

ное перераспределение трития в окружающей среде, (2) поступление радионуклидов во фрукты, (3) миграция и аккумуляция радионуклидов в лесных экосистемах. В программе принимали участие отдельные ученые и небольшие коллективы из разных стран, иногда даже интернациональные.

Поскольку я участвовал в работе последней, третьей группы и наиболее хорошо осведомлен о ходе реализации программы именно этой группой, вся последующая конкретная информация по программе будет относиться к подтеме "Миграция и аккумуляция радионуклидов в лесных экосистемах". Рассматривалось поведение $^{137}Cs$ в экосистеме соснового леса. Главными целями работы были:

- сравнение между собой алгоритмов моделей;
- тестирование моделей на предлагаемом сценарии;
- проверка работы моделей по независимым данным;
- выработка рекомендаций по развитию данного направления в радиоэкологическом моделировании.

Реализация сравнения и проверки работы моделей проводилась в три этапа. Общее количество моделей было, к сожалению не так велико, как хотелось бы, что впрочем, отчасти объясняется спецификой проблемы и метода. На первом этапе, в моделировании ситуации, аналогичной чернобыльскому сценарию, приняли участие 10 моделей. На втором этапе - в тестировании по независимым показателям приняли 9 моделей. На третьем - в изучении поведения моделей при реализации сценария выращивания сосновых насаждений на песчаном грунте, под которым находились захоронения радиоактивных отходов - 7 моделей. Модели характеризовались разнообразием подходов, как к их построению, так и к способу их реализации. Основное отличие моделей состояло в количестве компонентов экосистемы, для которых воспроизводилась динамика содержания радиоцезия, и в предпосылках, составляющих основу моделей. Результаты

моделирования на каждом этапе статистически обрабатывались, что, как предполагалось, должно было позволить сделать определенные выводы по общим характеристикам моделей.

В ходе реализации программы выявились как определенные недостатки разного рода, так и несомненные успехи.

Наиболее неудачным, с моей точки зрения, можно считать выбор независимых данных для тестирования моделей. Эти данные по ряду пунктов явно противоречили уже сложившимся представлениям о поведении $^{137}Cs$, в том числе и чернобыльского происхождения, в растительности и почвенном покрове лесных экосистем. Вряд ли можно считать надежной информацию, свидетельствующую о практически равной удельной активности коры и древесины. Также сомнительными представляются данные по динамике удельной активности компонентов растительного покрова. Так в древостое в течение 1996-1997 гг., двух последних лет наблюдений, наблюдается скачкообразный (до 2-3 раз) подъем содержания радиоцезия практически во всех фракциях, загрязнение которых обусловлено в основном корневым поступлением, - древесина, побеги, хвоя. В травянистой же растительности и плодовых телах грибов, загрязнение которых в эти года также было обусловлено именно поступлением из почвы $^{137}Cs$, такого скачка не наблюдается. Найти этому объяснение трудно, поскольку по тем же данным основная масса радионуклида не вышла за пределы слоя, в котором находятся корни травянистых растений и мицелий грибов. С моей стороны единственное предположение по этому поводу - модельные деревья в 1996-1997 гг. отбирались пусть даже и на соседних, но более загрязненных участках, что вполне возможно с учетом мозаичности выпадений. Чтобы избежать упреков в субъективности, привожу эти данные в оригинале (Табл. 1), чтобы читатель мог сам их оценить, тем более что

Табл. 1 EXPERIMENTAL DATA FOR MODEL-DATA INTER-COMPARISON STUDY

(Provided by A Orlov, Polesskaya Forest Scientific Research Station, Zhitomir, Ukraine)

Specific activity of $^{137}Cs$ in samples on experimental plot [1] 15 (61)

| Type of sample<br>Specific activity of $^{137}Cs$ in samples, Bq $kg^{-1}$ | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pine-tree (d.w.) | | | | | | | |
| Bark external (d.w.) | 6043 | 5661 | 4403 | 4300 | 4285 | 3730 | 3350 |
| Bark total (d.w.) | 6150 | 5870 | 5210 | 4600 | 1792 | 4320 | 4170 |
| Bark internal (bast) (d.w.) | 5920 | 7200 | 6956 | 6600 | 7518 | 9047 | 9857 |
| Wood (without bark) | 1665 | 1247 | 1382 | 1453 | 1493 | 2811 | 2540 |
| Annual shoots (d.w.) | 20473 | 35878 | 11248 | 16872 | 14851 | 54619 | 62500 |
| Annual needles (d.w) | 21090 | 35384 | 14097 | 15610 | 16542 | 41423 | 43330 |
| Berries (f.w.) | | | | | | | |
| Vaccinium myrtillus | 10050 | 6290 | 6994 | 7437 | 6865 | 5988.6 | 5560 |
| All above-ground phytomass (d.w) | 57927 | 56720 | 48180 | 34358 | 42458 | 38161.2 | 40155.2 |
| Mushrooms | | | | | | | |
| Xerocomus badius (d.w.) | 4065380 | 4082000 | 3660550 | 3832800 | 3522000 | 3556000 | 3478000 |
| Suillus luteus (d.w.) | 3723300 | 3340000 | 3510000 | 3378000 | 3412000 | | |
| Cantharella cabarius (d.w.) | 1235580 | | 1089000 | | 109800 | 923400 | |
| Boletus edulis (d.w.) | 628200 | | | 583300 | | | 631200 |
| Russula paludosa (d.w.) | 1853500 | 1283220 | 1436800 | 1725800 | 1628700 | 1543800 | 1266000 |

эта информация может представлять самостоятельную ценность. Данные приведены с некоторыми купюрами (только средние значения).

Сильно варьировала осведомленность участников о процессах, происходящих в лесных биогеоценозах при радиоактивном выпадении. Так, например, некоторые участники при построении моделей вообще проигнорировали важнейший факт наличия наружного загрязнения растительности. Это очень заметно по расчетным кривым динамики содержания радиоцезия в хвое, полученным с помощью различных моделей (Рис. 1). В предложенной двумя участниками в ходе реализации программы "матрице взаимодействий" (interaction matrix), которая должна была наглядно представить процессы перераспределения $^{137}Cs$ в экосистеме и в какой-то мере обобщить наши знания в данной области, отсутствовали важнейшие компоненты растительного прокрова - корни и ветви. Причем если древесина подразделялась на живую и мертвую, то кора была представлена только наружной фракцией, хотя внутренняя кора (луб) принимает очень активное участие в процессах трансформации радиоцезия.

К сожалению, организаторы проекта только в самом конце программы предложили участникам дать описание моделей. Они также не определили четко форму и объем описания, поэтому его никак нельзя считать исчерпывающим по подавляюще большинству моделей, в том числе и моей.

Список недостатков можно было бы продолжать, но, как мне кажется, при таком разнообразии подходов и квалификации участников, а также чрезвычайной сложности задач, таких явлений невозможно избежать. Следует также учитывать, что большинство моделей уже были созданы до начала программы и для различных целей, и поэтому не могли учитывать все детали предложенных сценариев. Для разработки серьезных моделей, требуется гораздо больше времени, чем

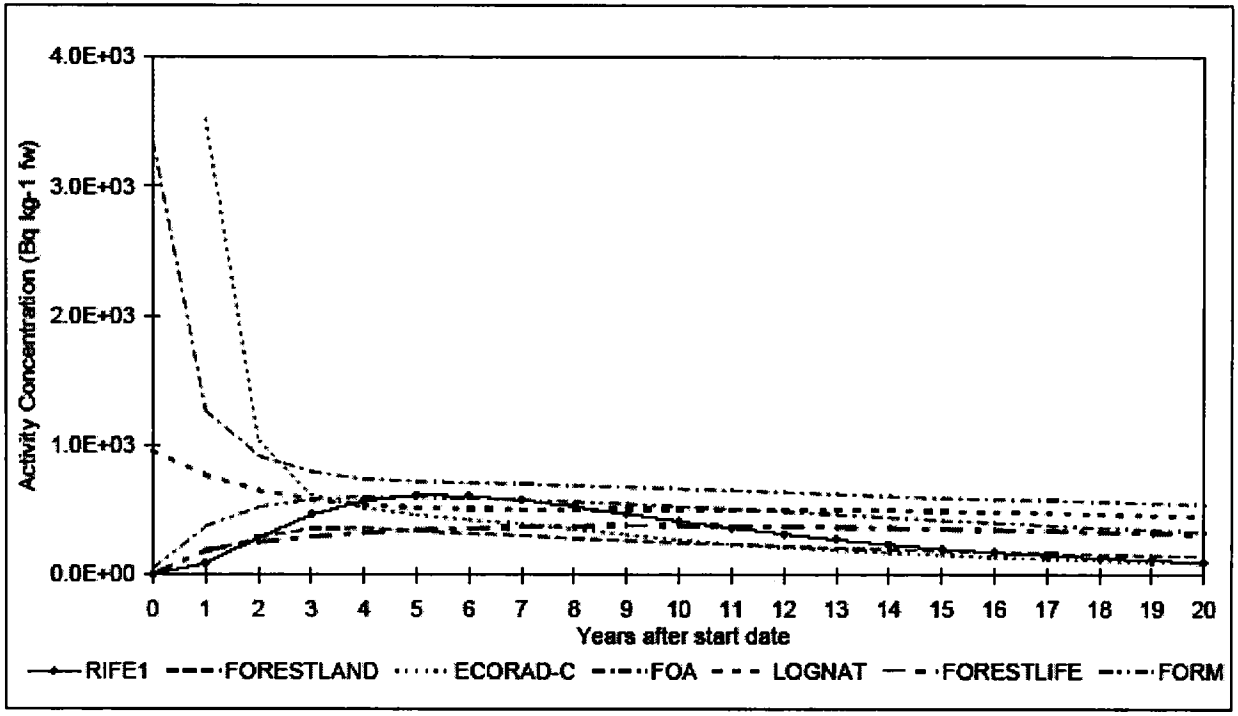



Рис. 1. Воспроизведение различными моделями динамики загрязнения $^{137}Cs$ хвои (чернобыльский сценарий).

это отводилось для реализации программы, особенно, если учитывать, что у участников программы наверняка были и другие важные исследования.

Гораздо более важными являются преимущества, которые научное радиоэкологическое сообщество получило в ходе реализации программы. В целом, с моей точки зрения, как непосредственного участника всех трех этапов, была проделана очень полезная работа.

Стало очевидно, что хотя попытки отдельных ученых или даже небольших коллективов, работающих над созданием радиоэкологических моделей, не привели пока к созданию надежных универсальных алгоритмов отображения поведения $^{137}Cs$ в лесных экосистемах, произошедший обмен опытом позволяет оценить ситуацию в данной области, как устойчиво прогрессирующую. По сравнению с предыдущими аналогичными проектами BIOMOVS и VAMP, модели носят более конкретный характер и основаны на более надежной информации. В этом сыграло свою роль активное внедрение методологии компьютеризации в радиоэкологические исследования, связанное со все более широким доступом радиоэкологов к информационно-вычислительным технологиям. С организационной точки зрения программа оказалась, как мне кажется, весьма успешной. По опыту программы можно уверенно утверждать, что реализация таких проектов дистанционно, с помощью сетевых технологий является исключительно удобным способом их осуществления. Это особенно ценно в свете того, что проведение подобного рода программ растянуто во времени, поскольку даже при наличии работающих моделей приходится уделять много времени адаптации их под конкретные задачи. Участники непосредственно встречались только в рамках краткосрочных организационных встреч и семинаров. Конечно, еще более удобным способом согласования позиций являются сетевые кон-

ференции, но на тот период далеко не все участники, в том числе и я, могли этим воспользоваться. Языкового барьера в ходе реализации программы не ощущалось, общение происходило на английском языке, отчеты компоновались и редактировались носителями языка.

Очевидно, что реализация таких программ как BIOMASS способствует гораздо более быстрому и целенаправленному обмену опытом между единомышленниками, чем традиционное опубликование в периодических изданиях. Лично я, даже несмотря на достаточно скупое описание моделей и невозможность прямого контакта с коллегами по программе, смог почерпнуть из материалов проекта весьма полезную для меня информацию.

При подведении итогов программы, в первую очередь, было отмечено, что основным лимитирующим фактором является недостаток информации о процессах, имеющих место в загрязненной экосистеме. По результатам программы были предприняты попытки анализа и обобщения подходов различных коллективов с целью дальнейшей выработки единого алгоритма построения подобных моделей (Modelling ...., 2002; Shaw et al, 2005). Был сформулирован целый ряд критических замечаний по поводу ранее использовавшихся подходов к расчету загрязнения растительного покрова, например с помощью коэффициентов перехода. Были также разработаны рекомендации по дальнейшей работе в данной области с учетом опыта программы.

## Некоторые проблемы имитационного моделирования в радиоэкологии

Проведенная в рамках программы BIOMASS работа позволила заново очертить проблемы, которые препятствуют созданию более надежных и универсальных моделей. Поэто-

му хотелось бы в этой статье еще раз коснуться некоторых аспектов имитационного моделирования в радиоэкологии, в частности затронуть вопрос о моделях и алгоритмах. Я уже обращался к этому вопросу при обсуждении модели поведения $^{90}Sr$ в лесном биогеоценозе (Мамихин, Никулина, 2005), но данные проблемы характерны для всего радиоэкологического моделирования, в том числе и в рамках международной кооперации. Итак, если исходить из положения, что алгоритм - это не просто способ программной реализации модели, а совокупность правил, составляющих основу модели, по которым, как предполагается, ведет себя объект моделирования, то адекватность поведения модели дает основания полагать, что алгоритм, положенный в ее основу, близок к реальному поведению данного объекта и может быть использован для объяснения особенностей его функционирования. В ряде случаев это позволяет уточнить действительные механизмы рассматриваемых явлений - вычленить значимые процессы, определить их направление и интенсивность, выявить доминирующие факторы, оказывающие влияние на поведение объекта, и т.д. На одном и том же алгоритме могут строиться модели, использующие разный математический аппарат, по-разному реализованные и обладающие, соответственно, разными функциональными возможностями. Это придает алгоритмам самостоятельную значимость и объясняет существование справочников и электронных библиотек алгоритмов различных явлений и процессов во многих отраслях знаний.

На мой взгляд, уже созрела настоятельная необходимость в международном банке радиоэкологических алгоритмов, в котором можно было бы накапливать и обобщать представления различных исследователей о закономерностях радиоэкологических явлений и процессов в удобной для сопоставления и широкодоступной форме. Как мне кажется, радио-

экологи, как непосредственно занимающиеся разработкой моделей, так и экспериментаторы, могли бы почерпнуть из такого банка информацию, которая будет полезна и в моделировании, и при планировании полевых и лабораторных исследований в данной области и анализе их результатов. Также они могли бы поделиться своими идеями с коллегами не только путем публикаций в журналах и сборниках, но и более быстрым и эффективным способом через Интернет.

Известно, что общим препятствием к созданию имитационных моделей, которые адекватно отражали бы поведение радионуклидов в наземных экосистемах различных типов, является отсутствие надежной информации для калибровки и проверки моделей, в первую очередь, динамических данных. Многолетних исследований поведения радионуклидов в наземных экосистемах проводилось не так уж много, поэтому их результаты представляют особую ценность и заслуживают обобщения в широко доступной форме. Думаю, в этом могло бы помочь создание банка исходных данных для радиоэкологического моделирования.

В условиях острого недостатка исходных данных одним из вариантов является использование косвенной информации, в частности данных по круговороту стабильных изотопов и химических аналогов радионуклидов. Конечно, есть причины, которые заставляют с осторожностью относиться к этому варианту. Например, аналогичность поведения $^{90}Sr$, стабильного Sr и Ca в растительном покрове экосистем неоднократно доказана и очевидна (см. например Гулякин, Юдинцева, 1973). При рассмотрении же процесса поглощения растениями $^{90}Sr$ из почвы, отмечаются значительные расхождения, которые объясняются в частности тем, что радионуклиды поступают в почву в виде микроколичеств и, как правило, в иной форме, чем элементы, которые уже присутствуют в почве. Показано, что в этом случае их поведе-

ние может значительно отличаться от поведения даже стабильных изотопов этих же элементов (Алексахин, 1963, Молчанова И.В., Караваева Е.Н., 2001). Тем не менее, будет очень полезно создать общий банк данных по поведению стабильных изотопов и химических аналогов, наиболее опасных в биологическом отношении радионуклидов, в совокупности с данными по продукционным характеристикам для конкретных экосистем. Например, что-то наподобие информационной системы ЭКОПРОД (Мамихин, 2003). Структура базы данных, входящей в состав ИС ЭКОПРОД, и пример записи из этой базы представлены в Табл. 2. Указанная база на настоящий момент включает 378 записей и распространяется в рамках оказания научно-методической помощи заинтересованным учреждениям и организациям.

Таким образом, опыт международных программ подтверждает, что для построения более надежных математических моделей необходимо проведение дальнейших исследований поведения радионуклидов в наземных экосистемах с позиций системного анализа, как основополагающей научной концепции, с использованием компьютеризации исследований, как научной методологии, обеспечивающей требуемую

Таблица 2. Структура базы данных ЭКОПРОД.

Поля с информацией общего характера:

| Поле | Содержание |
|---|---|
| ECOSYSTEM | Тип экосистемы |
| SOIL | Тип почвы |
| PLACE | Регион |
| COMPOSIT | Видовой состав |
| TREE_AGE | Средний возраст древостоя |
| NOTES | Примечания |
| REFERENCE | Источник |

Продолжение таблицы 2

Поля с данными о запасах:

| Органическое вещество | Кальций | Калий | Содержание |
|---|---|---|---|
| UNIT | CA_UNIT | K_UNIT | Единицы измерения |
| WOOD | CA_WOOD | K_WOOD | Древесина ствола |
| BARK | CA_BARK | K_BARK | Кора ствола |
| BOLE | CA_BOLE | K_BOLE | Ствол в целом |
| BRANCHES | CA_BRANCHES | K_BRANCHES | Ветви |
| LEAVES | CA_LEAVES | K_LEAVES | Листья |
| NEEDLE | CA_NEEDLE | K_NEEDLE | Хвоя |
| GENERATIVE | CA_GENERATIVE | K_GENERATIVE | Генеративные органы |
| ROOTS_L | CA_ROOTS_L | K_ROOTS_L | Крупные корни |
| ROOTS_S | CA_ROOTS_S | K_ROOTS_S | Мелкие корни |
| ROOTS | CA_ROOTS | K_ROOTS | Корни в целом |

Пример записи из базы данных ЭКОПРОД

| | |
|---|---|
| ECOSYSTEM: | Pinetum vacciniosum, сосняк-брусничник |
| SOIL: | дерново-подзолистые песчаные |
| PLACE: | Белоруссия, Припятский заповедник |
| COMPOSIT: | 8Сосна1Береза1Дуб |
| TREE_AGE: | 65 |

Продолжение таблицы 2

| | |
|---|---|
| UNIT: | Т абс. сух. массы |
| WOOD: | 95.6 |
| BARK: | 13.3 |
| BOLE: | 0 |
| BRANCHES: | 11.14 |
| LEAVES: | 0.83 |
| NEEDLE: | 3.28 |
| GENERATIVE: | 0 |
| ROOTS_L: | 19.954 |
| ROOTS_S: | 3.886 |
| ROOTS: | 23.84 |
| CA_UNIT: | % к сух. в-ву |
| CA_WOOD: | Сосна - 0.249 Береза - 0.154 Дуб - 0.222 |
| CA_BARK: | Сосна - 0.586 Береза - 0.555 Дуб - 2.0 |
| CA_BOLE: | |
| CA_BRANCHES: | Сосна - 0.597/0.485 Береза - 0.78/0.65 Дуб - 1.404/1. |
| CA_LEAVES: | Береза - 1.005 Дуб - 0.887 |
| CA_NEEDLE: | Сосна - 0.364/0.615 |
| CA_GENERATIVE: | |
| CA_ROOTS_L: | Древесный ярус - 0.829 |
| CA_ROOTS_S: | Древесный ярус - 0.845 |

Окончание таблицы 2

| | |
|---|---|
| CA_ROOTS: | |
| K_UNIT: | % к сух. в-ву |
| K_WOOD: | Сосна - 0.035 Береза - 0.066 Дуб - 0.923 |
| K_BARK: | Сосна - 0.118 Береза - 0.125 Дуб - 0.205 |
| K_BOLE: | |
| K_BRANCHES: | Сосна - 0.257/0.16 Береза - 0.3/0.169 Дуб - 0.291/2 |
| K_LEAVES: | Береза - 0.803 Дуб - 0.923 |
| K_NEEDLE: | Сосна - 0.697/0.364 |
| K_GENERATIVE: | |
| K_ROOTS_L: | Древесный ярус - 0.143 |
| K_ROOTS_S: | Древесный ярус - 0.232 |
| K_ROOTS: | |
| NOTES: | ветви - мелкие/крупные; хвоя - однолетняя/старая |
| REFERENCE: | Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника. Минск, Наука и техника, 1976, 304 с. |

унификацию и полноту информации, а также максимальную эффективность работ. Необходимым условием успеха является наработка различных версий алгоритмов независимыми группами исследователей с последующим их анализом и обобщением в виде библиотеки алгоритмов.

Перспективными, с нашей точки зрения, шагами в направлении совершенствования алгоритмов отображения поведения радионуклидов в наземных экосистемах может служить, в первую очередь, следующее:

- Рассмотрение процессов перераспределения радионуклида в рамках внутри годичной динамики со снижением шага до одних суток и менее. Это позволит более полно учитывать взаимно компенсирующие потоки переноса радионуклида в экосистемах.
- Более тесная интеграция радиоэкологического модуля с модулем динамики органического вещества, что даст возможность более адекватно учесть роль органического вещества, как физического носителя радионуклидов. Постепенный отказ от феноменологической интерпретации поведения радионуклида в организмах в пользу физиологической точки зрения. Вычленение компонентов древостоя, существенно различающихся по физиологии (например, раздельное рассмотрение поведения радионуклидов в "наружной" коре (мертвые покровные ткани, ритидом) и "внутренней" коре (живая флоэма, луб)).
- Включение в алгоритм правил перераспределения радионуклидов в системе "почва - растение" в соответствии с фенологическими циклами растений - доминантов.

Наш опыт построения модели посуточной динамики $^{137}Cs$ в экосистеме дубравы (Мамихин, Никулина, Манахов, 2005) показал, что такой подход позволяет более реально отображать поведение радионуклидов и проводить численные эк-

сперименты по изучению действительных механизмов их перераспределения в экосистемах.

## Заключение

Опыт проведения программы BIOMASS был признан МАГАТЭ положительным, что дало основания для начала в 2003 году новой программы по радиоэкологическому моделированию EMRAS (Environmental Modelling for RAdiation Safety). Причем круг вопросов был значительно расширен, также был расширен и спектр рассматривающихся радионуклидов. Позволю себе привести в оригинале список предлагавшихся тем (Табл. 3). Схема работы участников в рамках данной программы, судя по получаемым мной информационным материалам, осталась примерно такая же, как и при реализации BIOMASS. Это свидетельствует об уже достигнутых успехах международного сотрудничества в данной области.

Но, с другой стороны, опыт реализованных международных программ показывает, что радиоэкологическое моделирование до сих пор остается уделом очень ограниченного числа исследователей, и это несмотря на все неоспоримые достоинства применения метода математического моделирования в экологии и на бурное развитие вычислительных средств и широкий доступ к ним. Думается, что необходимо всемерно способствовать повышению интереса к моделированию среди молодых ученых еще в процессе их обучения в ВУЗах. Курсы экологической информатики и применения информационно-вычислительных технологий в экологических исследованиях должны читаться как можно раньше, сразу после общих дисциплин, чтобы студенты могли на практике испробовать этот метод при выполнении курсовых и

Таблица 3. Список тем и рабочих групп, предлагавшийся потенциальным участникам программы EMRAS.

| | |
|---|---|
| THEME 1: Radioactive Release Assessment | |
| | *Tasks/Working Groups:* |
| 1. | Revision of IAEA Technical Report Series No. 364, "Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments". |
| 2. | Modelling of tritium and carbon-14 transfer to biota and man. |
| 3. | Model validation for radionuclide transport in fruit plants and forest ecosystems: application of the experimental data sets and assessment of management options. |
| 4. | The Chernobyl $^{131}I$ release: model validation and assessment of the countermeasure effectiveness. |
| 5. | Model validation for radionuclide transport in the system: "Watershed-River". |
| 6. | Model validation for radionuclide transport in estuaries. |
| THEME 2: Remediation of Sites with Radioactive Residues | |
| | *Tasks/Working Groups:* |
| 1. | Modelling of naturally occurring radioactive materials (NORM) releases and of the remediation benefits for sites contaminated by extractive industries. |
| 2. | Remediation assessment for urban areas contaminated with dispersed radionuclides. |
| 3. | Remediation assessment for inhabited areas contaminated with radionuclides due to the Chernobyl accident - *possibly within the frame of TC Project RER/9/074.* |

дипломных работ и оценить его преимущества по сравнению с традиционными методами.

Для заинтересованных лиц доступен отчет по программе BIOMASS, подтема "Миграция и аккумуляция радионуклидов в лесных экосистемах", а также заключительная аналитическая статья (Shaw et al, 2005) в виде PDF-файлов (1,4 и 0,2 Мб). Также теперь доступна в PDF-варианте (2,5 Мб) моя монография "Динамика углерода органического вещества и

радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий)", где приводится достаточно подробное описание модели, с которой я участвовал в программе BIOMASS.

## Литература


1. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.

2. Гулякин И.В., Юдинцева Е.В. Сельскохозяйственная радиобиология. М., Колос, 1973, 272 с.

3. Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. 172 с.

4. Мамихин С.В., Никулина М.В. Имитационная модель поведения 90Sr в почве и древесном ярусе соснового леса // Радиационная биология. Радиоэкология., т. 45, №4, 2005, с. 218 - 226.

5. Мамихин С.В., Никулина М.В., Манахов Д.В. Механизмы сезонной и многолетней динамики радиоактивных изотопов цезия в экосистеме дубового леса //Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин /Ред. Мигунов В.И., Трапезников А.В.. Вып.6. Заречный, 2005. С. 292 - 308.

6. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Ретроспективный обзор экспериментальных исследований поведения радионуклидов в почвенно-растительном покрове. // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин /Ред. А.В.Трапезников, С.М.Вовк. Вып.4. Заречный, 2001. С. 37 - 91.

7. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. BIOsphere Modelling and ASSesment programme. IAEA 2002, p. 127.

8. Shaw G., Venter A., Avila R., Bergman R., Bulgakov A., Calmon P., Fesenko S., Frissel M., Goor F., Konoplev A., Linkov I., Mamikhin S., Moberg L., Orlov A., Rantavaara A., Spiridonov S., Thiry Y. Radionuclide migration in forest ecosystems - results of a model validation study. J. Environ. Radioactivity, 2005, Vol. 84 , pp. 285 - 296.

# УСПЕШНОЕ ЭНЕРГООБЕСПЕЧЕНИЕ - НЕОБХОДИМОЕ УСЛОВИЕ ЭВОЛЮЦИОННОГО РАЗВИТИЯ ОРГАНИЗМА

Б.В. Тестов
Пермский государственный университет

## Энергетика молекул в доклеточный период

Жизнь - одна из форм существования материи. Организм отличается от неживых объектов обменом веществ, раздражимостью, способностью к размножению, росту, развитию, активной регуляции своего состава и функций, к различным формам движения, приспособляемостью к среде и т.п. /1/.

Приведенное выше определение является не совсем удачным, поскольку не вскрывает основной особенности, которая отличает "живое" от "неживого". Фундаментальным отличием организма от всего остального является наличие собственных источников энергии, позволяющих осуществлять биохимические реакции, которые без дополнительной затраты энергии были бы неосуществимы. То есть живые организмы - образования, которые имеют возможность за счет собственных источников энергии создавать сложные органические вещества. Это привело к созданию огромного разнообразия форм жизни, появлению большого количества химических соединений и новых источников энергии.

Согласно распространенной теории возникновения жизни, вначале на Земле существовал первичный бульон, который представлял водный раствор различных химических соединений. Случайные столкновения приводили к возникновению новых соединений, обладающей различной массой и устойчивостью. В постоянных столкновениях, возникающих под действием теплового движения, создавались и отбирались наиболее устойчивые соединения. Однако такой

отбор шел очень медленно, поскольку объем первичного бульона был большим и приводил к сильному рассредоточению вновь созданных веществ. Кроме того, отсутствовала возможность концентрации энергии из-за постоянного оттока энергии в окружающую среду. То есть скорость эволюции определялась колебаниями температуры окружающей среды.

Считается, что все организмы и составляющие их клетки произошли эволюционным путем от общей предковой клетки. Вероятно, в определенный период на Земле сформировались условия благоприятные для образования клеток, и возникло множество различных клеток. Однако эти образования функционировали не одинаково и конкурентную борьбу за пространство выиграли более совершенные клетки.

Лабораторные эксперименты показали, что если через смесь воды и таких газов как $CO_2$, $CH_4$, $NH_3$, и $H_2$ пропускать электрический разряд и ультрафиолетовое излучение, то они реагируют с образованием малых органических молекул. В таком эксперименте удается получить 4 основных класса малых внутриклеточных молекул: аминокислоты, нуклеотиды, сахара и жирные кислоты. Отмечено, что органические молекулы образуются на удивление легко. Объясняется это, по-видимому тем, что эти соединения не прочные и при столкновениях могут легко трансформироваться с образованием новых связей. Таким образом, могли возникнуть как очень сложные соединения, так и соединения, играющие роль ферментов.

Простые органические молекулы, такие, как аминокислоты или нуклеотиды, могут ассоциировать с образованием больших полимеров. Самые первые полимеры могли образоваться при разогреве сухих органических соединений или в результате каталитического эффекта высоких концентраций неорганических полифосфатов /3/.

Если полимер образовался, он способен влиять на образование других полимеров. Особенно это относится к полинуклеотидам, которые могут служить матрицей для образования новых полинуклеотидов. Путем спаривания нуклеотидов из разных участков одной и той же полинуклеотидной цепи молекула принимает некую сложную форму. В результате образуется трехмерная структура самой различной конфигурации, принимающая форму компактной глобулы (рис.1). Форма компактной глобулы была более устойчива при столкновениях, которые приводили к образованию новых макромолекул. Так создавалось огромное разнообразие макромолекул, которое обеспечивало возможность репликации. Однако огромные объемы органического бульона, в котором находились молекулы, приводили к очень низкой вероятности репликации и воспроизводства макромолекул.

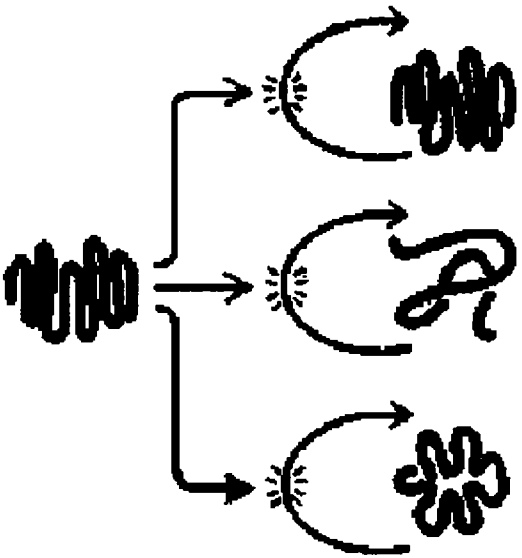


Рис. 1. Семейство молекул РНК; каждая катализирует воспроизведение других молекул /3/.

Чтобы увеличить эффективность репликации молекул необходимо было уменьшить диссипацию (рассредоточение) нужных молекул по объему. Поэтому преимущество в репликации и увеличении численности получили клетки, имеющие изолированный объем. Одним из решающих событий, приведших к формированию первой клетки, было приобретение внешней мембраны. Это позволило удерживать белки, синтезируемые под контролем РНК в непосредственной близости, что значительно увеличивало скорость репродукции. Важнейшая роль в эволюции клеточных мембран принадлежит классу *амфипатических* молекул, обладающих следующими свойствами: одна часть молекулы гидрофобна (нерастворим в воде), другая - гидрофильна (растворима в воде). /3/. Такие молекулы в жидкой среде располагаются так, что их гидрофобные части приходят в тесный контакт друг с другом, а гидрофильные - в контакт с водой. Амфипатичные молекулы способны спонтанно агрегировать, образуя двухслойные структуры в виде маленьких замкнутых пузырьков, изолирующих водное содержимое от внешней среды (рис. 2). В электронном микроскопе такие мембраны имеют вид листков толщиной около 5 нм с выраженной трехмерной структурой.

## Энергетика клеток

Пока молекулы находились в бульоне, энергетика биохимических реакций обеспечивалась температурой бульона (температурой окружающей среды). Однако с появлением компартмента (замкнутый объем) - появилась возможность ускорения протекания реакций за счет локального повышения температуры и создания набора специфических ферментов ускоряющих протекание реакции. В качестве источника энергии большинство количество клеток использовало глю-

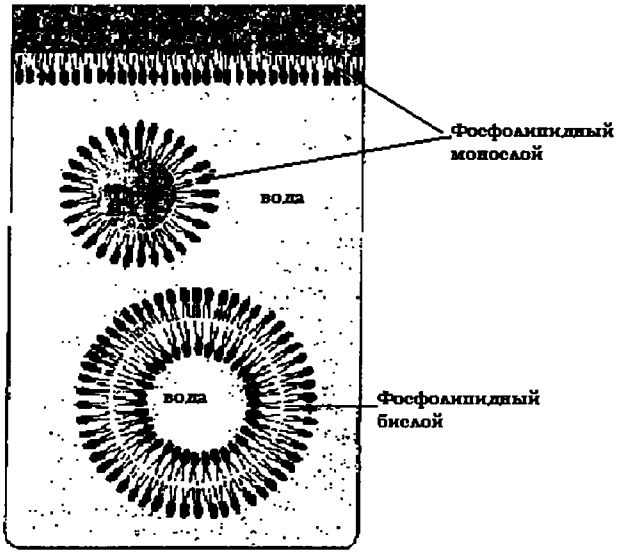



Рис. 2. Мембраны, образованные амфипатичными молекулами /3/.

козу. Первыми клеточными организмами стали бактерии. Бактерии извлекали из глюкозы энергию необходимую для химических реакций, и атомы углерода для синтеза органических молекул. Процесс извлечения энергии катализировался сотнями ферментов, последовательно работающих в "цепях" химических реакций таким образом, что продукт одной реакции служил субстратом для следующей, стали назвать метаболической реакцией /3/.

Центральное положение в метаболизме прочно заняли реакции с участием фосфатов сахаров, главным образом гликолиза, при котором происходило расщепление глюкозы в отсутствие кислорода (анаэробно). Самые древние из метаболических путей должны были быть анаэробными, поскольку в атмосфере Земли на ранних стадиях эволюции кислорода не было. И сейчас, практически во всех живых клетках, протекает реакция гликолиза, сопровождающаяся образова-

нием аденозинтрифосфата (АТФ) - соединения, используемого всеми клетками в качестве источника легкодоступной химической энергии. Все прокариоты получают энергию за счет гликолиза.

С появлением фотосинтеза в атмосфере появился кислород, содержание которого в настоящее время составляет 21%. Анаэробные организмы оказались в невыгодных условиях. Некоторые из них вымерли, другие вступили в симбиоз с аэробными клетками, образовав прочную ассоциацию. Есть основания думать, что эукариотические клетки являются потомками примитивных анаэробов, которые выжили в богатом кислородом мире, поглотив аэробные бактерии. Аэробные бактерии имеют в цитоплазме митохондрии, которые способны с помощью кислорода окислять глюкозу до $CO_2$ и $H_2O$, вырабатывая значительно больше АТФ и даже создавая определенный запас /2, 3/. Аэробные организмы получили значительное энергетическое преимущество и захватили доминирующее положение на Земле.

## АТФ как инструмент для регуляции скорости движения молекул

Для постепенного повышения температуры в локальном объеме организм использует макроэрги (молекулы АТФ), гидролиз которых в нужном месте обеспечивает кратковременное повышение температуры в локальном объеме, где должна пройти определенная биохимическая реакция. Аденозинтрифосфат (АТФ) служит главным носителем химической энергии в клетках всех живых существ. Впервые АТФ выделили из кислых экстрактов мышц в 1929 г., а в 1948 г. был проведен синтез этого соединения.

Макроэргическми связями в живых системах называются такие ковалентные связи, которые гидролизуются с выде-

лением значительной энергии (более30 кДж). Термин "макроэргические связи" используется исключительно для связей, энергия которых используется в метаболизме, и не указывает на истинную величину энергии связей /4/.

Следующие факторы оказывают существенное влияние на свободную энергию гидролиза:

1. Электростатическое отталкивание отрицательно заряженных групп сопровождается выделением энергии.

2. Продукты гидролиза термодинамически более стабильны, чем исходные вещества.

3. На свободную энергию гидролиза оказывает влияние ионизация, изомеризация и нейтрализация групп, образующихся при гидролизе этих молекул /4/.

А. Ленинджер по этому поводу пишет: "молекулы АТФ при pH 7,0 имеют в среднем около 3,8 отрицательных зарядов. Эти заряды располагаются близко друг к другу, и поэтому между ними существует сильное отталкивание" (Рис. 3.). При гидролитическом отщеплении фосфата образовавшиеся продукты H2PO4 и АДФ не могут снова образовать АТФ из-за отталкивания одноименных зарядов. Известно, что для прохождения той или иной биохимической реакции необходим гидролиз определенного количества молекул АТФ, хотя сами АТФ в реакции с субстратом не вступают. Наука до сих пор не может объяснить механизм обеспечения энергией биохимических реакций за счет АТФ, которые не вступают в реакцию с реагирующим субстратом. Это возможно лишь в том случае, если энергия гидролиза макроэргов расходуется на повышение температуры локального объема, в котором происходит реакция (Рис. 4).

Гидролиз большего и меньшего количества молекул АТФ в локальном объеме позволяет плавно регулировать повышение температуры на месте протекания реакции.

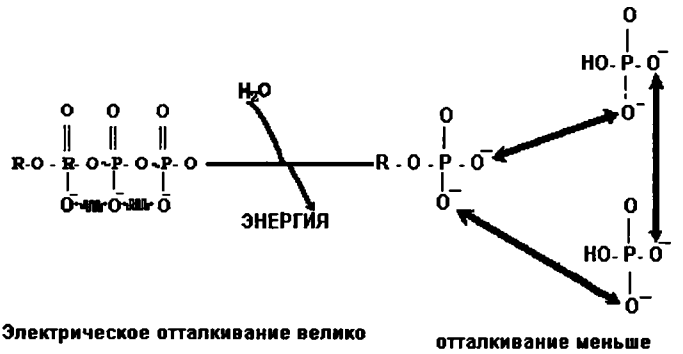



Рис. 3. Факторы, влияющие на изменение свободной энергии гидролиза /4/.

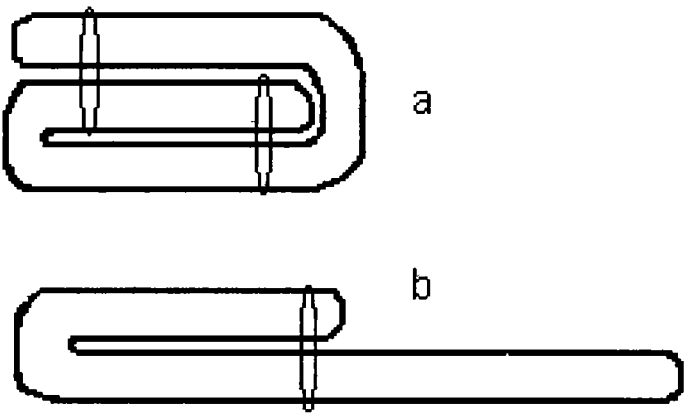



Рис. 4. Модель передачи энергии при гидролизе молекулы АТФ: a - молекула АТФ; b - молекула АДФ.

За счет гидролиза определенного количества молекул АТФ происходит повышение температуры в локальном объеме и создаются оптимальные условия для протекания той или иной биохимической реакции. Затем путем постоянного движения цитоплазмы происходит диссипация (рассредоточение) тепла, перераспределение его по клетке и выброс избытка во внеклеточную среду. Поэтому при интенсивном

функционировании многоклеточного организма происходит его нагревание. Это объясняет почему любая интенсивная деятельность организма приводит к повышению температуры, то есть сопровождается выделением эндогенного тепла. У млекопитающих и человека повышение температуры связывают в основном с работой мышц, хотя известно, что человек согревается и при еде и при сильном психоэмоциональном воздействии. Известно также, что при охлаждении у человека и животных наблюдается мышечная дрожь, которая приводит к согреванию организма.

## Условия получения свободной энергии

Свободная энергия $\Delta G^o$ определяется как разность потенциальных энергий реагентов и продуктов химической реакции. Ее величина, определяемая формулой

$$\Delta G^o = - R\,T \ln K_{равн}$$

зависит только от температуры и константы равновесия. Если $K_{равн} = 1$, то $\Delta G^o$ обращается в 0 и реакция не протекает /4/. Если равновесность системы сильно сдвинута, то скорость реакции в любом направлении будет протекать достаточно интенсивно. Это позволяет говорить, что управление биохимическими реакциями в клетке можно осуществлять как с помощью температуры, так и за счет регуляции коэффициента равновесности продуктов реакции.

Температурная регуляция возможна за счет гидролиза макроэргов, являющихся источниками энергии биохимических реакций и тепла в клетке. Мнение А. Ленинджера о том, что все части живой клетки имеют приблизительно одинаковую температуру /2/, не имеет экспериментальных подтверждений и является субъективным. Подвижность молекул АТФ в клетках создает условия для локального повышения температуры в местах прохождения биохимических реакций. По-

этому возможна температурная регуляция биохимических реакций за счет локального гидролиза АТФ и обеспечения необходимой энергии активации. После этого происходит снижение температуры локального объема путем диссипации энергии в цитоплазме.

Регуляция коэффициента $K_{равн}$ возможна путем вовлечения продуктов реакции в следующую стадию. Длинная цепочка последовательных реакций позволяет обеспечить протекание процесса в определенном направлении, а ускорение вовлечения продуктов метаболизма в следующую реакцию приводит к увеличению скорости реакций во всей цепочке. По-видимому, клетки используют обе возможности для регуляции биохимических процессов, но не одинаково.

Для обеспечения температурной регуляции интенсивности метаболизма в любых условиях клеткам необходимо иметь большое количество макроэргов. Это под силу только гомойотермным организмам. Для пойкилотермных организмов, которые имеют существенно меньший запас АТФ, регуляция может в большей степени осуществляться за счет большего набора ферментов. Следует отметать, что клетки менее чувствительны к колебаниям концентрации, поскольку Кравн. в уравнение входит под знаком логарифма.

Анализируя особенности энергозатрат клеток различных организмов необходимо отметить, что ферментативные реакции гомойотермных организмов идут в относительно небольшом температурном интервале. Это позволяет использовать относительно небольшой набор ферментов. Клетки пойкилотермных организмов, имеющие температуру среды обитания, с малым набором ферментов работать не могут. Из-за большого перепада температур среды обитания и должны использовать набор ферментов, позволяющих осуществлять метаболические реакции в широком интервале температур среды.

Действие ферментов (катализаторов) заключается в снижении энергии активации. Известно, что понижение температуры уменьшает скорость движения молекул и успех преодоления энергетического барьера активации. Поэтому для продолжения биохимических реакций необходимо использование новых ферментов. Не исключено, что при пониженной температуре клетке для получения той же величины свободной энергии придется использовать более длинный путь, то есть использовать большее количество ферментов. Это особенно актуально для пойкилотермных организмов, которые не способны обеспечить постоянство температурных условий при широко изменяющейся температуре среды.

На примере беспозвоночных животных показано, что ферментные системы форм, обитающих в условиях низких температур, отличаются пониженной энергией активации. У форели обнаружено два типа ферментов, отличающихся температурным оптимумом активности - "холодный" и "теплый" изоэнзимы. Для рыб, адаптированных к 18°С, оптимальна температура 10-12°С, а у адаптированных к 4°С этот показатель соответствует 2-5°С. Не исключено, что таким же образом осуществляются и сезонные биохимические перестройки. "Закаливание" растений, определяющее их сезонную подготовку к зимнему периоду, связано с перестройкой ряда биохимических показателей организма /5/.

Иркутские ученые показали, что в момент охлаждения в тканях некоторых видов растений, например озимой пшеницы, в течение первого часа температура повышается на 4-7, а иногда на 10°С. Основную роль при этом играют стрессовые белки (ферменты), которые индуцируются в растениях под действием холода /6/.

Ферменты значительно превосходят искусственные катализаторы по специфичности. Они способны в течение миллисекунд обеспечить протекание сложных многостадийных

реакций, для проведения которых химику потребовались бы дни, недели или месяцы работы. Однако самое замечательное свойство химических реакций, протекающих в живых клетках, состоит в том, что реакции, катализируемые ферментами, протекают со стопроцентным выходом и не сопровождаются образованием побочных продуктов. Поскольку каждый фермент способен ускорять только какую-то одну реакцию данного соединения, не влияя при этом на другие его возможные реакции, в живых организмах может протекать одновременно множество независимых различных реакций. Эта высокая степень специфичности ферментов есть результат действия принципа структурной комплементарности. Молекулы ферментов в ходе каталитического цикла должны соединяться со своими субстратами, и активный центр молекулы фермента может воспринимать в качестве субстрата лишь такие молекулы, которые почти полностью комплементарны ему.

В бактериальной клетке одновременно синтезируется более 3000 различных типов белковых молекул в строго определенных молярных соотношениях. Каждая из этих белковых молекул содержит в своей цепи минимум 100 аминокислотных единиц; но чаще их гораздо больше 100. Уже при 37°С бактериальной клетке достаточно нескольких секунд, чтобы завершить синтез любой отдельной белковой молекулы.

В объединении реакций, катализируемых ферментами, и в их последовательности заключен еще один принцип молекулярной логики живого: скорость специфической реакции, протекающей в одной части сложной системы ферментативных реакций, может регулироваться или изменяться в зависимости от скоростей реакций, протекающих в других частях системы /5/.

Вероятно, живые клетки способны синтезировать новые катализаторы в соответствии с изменившимися условиями

обитания. Таким образом, происходит акклимация клеток к изменившимся условиям.

## Условия, необходимые для биохимических реакций

Для прохождения химических реакций необходимо, чтобы в некотором объеме имелись молекулы субстратов, вступающих в химическую реакцию, и определенная температура, при которой энергия взаимодействующих молекул будет несколько выше энергии активации необходимой для начала биохимической реакции. Непременным условием является также свободное движение молекул субстрата, которое возможно только в жидкой среде.

*Энергия активации - энергия, необходимая для эффективного столкновения молекул, приводящего к химической реакции.* Энергия активации определяется как минимальная величина энергии, которой должна обладать молекула для вступления в реакцию /4/.

Повышение температуры ведет, как правило, к ускорению протекания химических реакций. Достигнуть ускорения протекания реакции можно также при помощи катализатора - вещества, которое не расходуется, но ускоряет скорость протекания реакции. Фактически катализатор снижает энергию активации реакции, и реакция идет при более низкой температуре.

Условием успешного протекания химической реакции, является количество движения (импульс) взаимодействующих молекул, величина которого описывается формулой

$$K = M_i \cdot V_i$$

где K - импульс

M - масса молекул

V - скорость молекул, зависящая от температуры субстрата.

Повышая температуру среды мы увеличиваем скорость движения молекул, то есть увеличиваем импульс взаимодействия молекул. Используя катализатор, который при данной температуре связывается с субстратом, мы повышаем массу молекул субстрата и повышаем импульс молекул при неизменной температуре среды. Следовательно, влиять на скорость реакции, то есть изменять импульс, можно путем изменения температуры среды или подбором соответствующего катализатора.

Поскольку большинство клеток живых организмов не в состоянии сильно изменять температуру клетки, то для обеспечения большого количества биохимических реакций они используют ферменты, которые являются катализаторами биохимических реакций. При использовании широкого набора разнообразных ферментов можно обеспечить большое множество биохимических реакций в относительно небольшом интервале температурных условий. Для этого необходимо, чтобы фермент работал в определенной части цикла строго последовательных биохимических реакций.

Как известно, большинство ферментов проявляет строго избирательное отношение к своему субстрату. Во многих случаях достаточно незначительного изменения химической структуры субстрата, чтобы взаимодействие с ферментом оказалось неосуществимым. Для объяснения этого явления Э. Фишер предложил в 1894 г. теорию "ключ-замок", согласно которой у молекулы фермента имеется область, построенная стерически комплементарно по отношению к молекуле субстрата (рис. 5).

Однако по этой теории трудно объяснить почему не происходит взаимодействие фермента с молекулами, обладающими активными группировками субстрата, но отличающимися от него существенно меньшими размерами /7/.

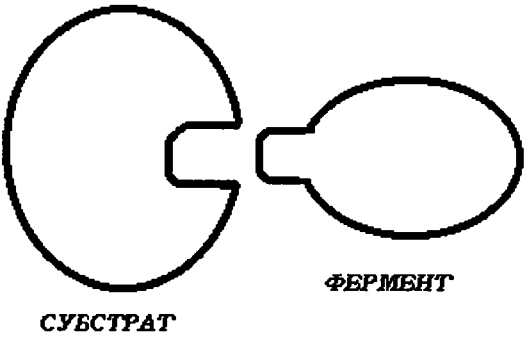



Рис. 5. Фермент стерически комплементарен субстрату

Кроме того, в этом случае взаимодействие фермента с субстратом будет очень непрочным, и даже слабое столкновение с другими молекулами может привести к распаду соединения фермента и субстрата. А импульс $K_1$, которым обладает после соединения новое вещество, будет существенно больше. Поэтому соединение "ключ-замок" в этих условиях просто не будет работать.

Кошланд предложил теорию "индуцированного соответствия", согласно которой стерическое соответствие фермента субстрату не предшествует, а создается в момент сближения молекулы с субстратом. Вместо образа "замок-ключ" он предложил "перчатка- рука" (Рис. 6).

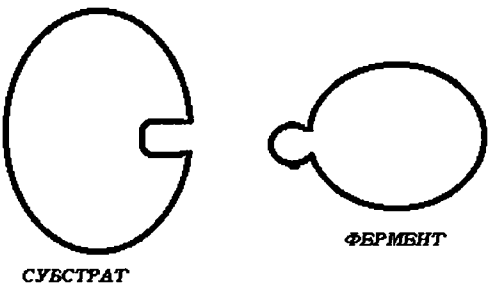



Рис. 6. Соединение фермента с субстратом по принципу перчатка-рука.

Форма перчатки становится соответствующей форме руки лишь под влиянием всунутой в нее руки /8/. Таким образом, в основу теории Кошланда положено представление о том, что субстрат вызывает в макромолекуле фермента существенные конформационные изменения. По нашему мнению конформационные изменения должны возникать в молекуле субстрата, иначе один и тот же фермент может работать с различными субстратами. Структура фермента должна быть устойчива, а структура субстрата подвижна, только тогда субстрат может взаимодействовать последовательно с различными ферментами для того, чтобы участвовать в цепи последовательных реакций. Хотя вполне возможно, что конформационные изменения возникают как в субстрате, так и ферменте.

Учитывая огромное множество различных молекул, с которыми приходится сталкиваться молекулам субстрата, можно предположить, что активный центр субстрата должен изменять конфигурацию только под действием определенного импульса, который обладает определенной энергией, соответствующей энергии активации.

$$K_1 = M_1 V_1,$$

При этом образующие структуры центра раздвигаются и фермент насаживается на макромолекулу субстрата подобно дополнительному грузу, насаживаемому на молоток (рис. 6). Этот дополнительный груз позволяет увеличить импульс макромолекулы субстрата $M_A$ и превысить энергию активации при взаимодействии с другой макромолекулой субстрата.

$$K_2 = (M_A + M_Ф) V_1$$

Усиленный ферментом импульс позволяет преодолеть энергию активации и субстрат А вступает в реакцию с субстратом В (рис. 7).

При этом величина импульса при столкновениях с другими молекулами возрастает и составляет

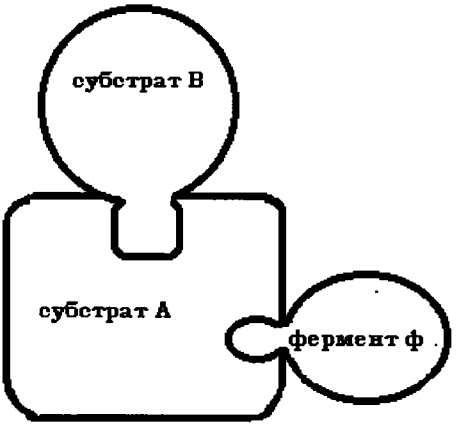



Рис. 7. Субстрат А вступает в реакцию с субстратом В.

$$K_3 = (M_A + M_\Phi + M_B)\, V_1.$$

Если этот импульс существенно превышает энергию связи фермента Ф с молекулой субстрата А, то при соударении с очередной крупной молекулой фермент Ф выбивается из субстрата А, как выполнивший миссию катализатора. Остается соединение двух субстратов с импульсом.

$$K_4 = (M_A + M_B)\, V_1$$

В дальнейшем импульс $K_4$ может быть уменьшен или увеличен за счет изменения температуры. Этого можно добиться за счет изменения количества гидролизуемых молекул АТФ. При гидролизе АТФ увеличивается температура, а следовательно и скорость молекул в той части клетки, где происходит гидролиз молекул. При уменьшении количества гидролизуемых молекул АТФ локальная температура и скорость движения молекул уменьшаются. Уменьшение температуры происходит за счет постоянной циркуляции тока жидкой цитоплазмы. Постоянная циркуляция перераспределяет тепло, а избыток тепла сбрасывается во внеклеточную жидкость за счет выхода из клетки ионов с большой энергией. Так происходит достаточно быстрая диссипация тепла /9/, и основ-

ная проблема клетки - поддерживать температуру в разных частях клетки достаточной для обеспечения прохождения метаболических реакций.

Такие представления о процессах прохождения биохимических реакций в общих чертах позволяют понять механизм основных процессов и необходимость большого количества ферментов для жизнедеятельности клетки. При этом отпадает необходимость в детальном рассмотрении огромного количества промежуточных соединений, которые представляют собой сочетание элементов субстрата и фермента. Очень большое значение имеет набор ферментов, который по современным представлениям запрограммирован в генетическом аппарате клетки. Когда-то бытовало выражение "один ген - один фермент". Однако не исключено, что ферменты могут образовываться путем соединения через свои активные центры и участвовать на различных этапах протекания биохимических реакций. О том, насколько важно использование ферментов, красноречиво говорит снижение энергии активации, благодаря которому скорость реакций при данной температуре увеличивается иногда в миллиарды раз /7/.

Из этого становится ясно, что современная биохимии слишком много внимания уделяет составу молекул и соединений, которые обнаружены в клетках, и явно недостаточно процессам возможности создания этих составов самими клетками как ответной реакции на изменение условий существования.

## Лихорадка*

Примером тому может быть состояние лихорадки, возникающей у человека при инфекционных заболеваниях. "Лихорадка - типовая терморегуляторная реакция высших гомойотермных животных на воздействие пирогенных раздражи-

телей, выражающаяся перестройкой регулирования температурного гомеостаза организма на поддержание более высокого, чем в норме, уровня теплосодержания и температуры тела. Возникшая и закрепленная естественным отбором в эволюции гомойотермных организмов как реакция на инфекционные агенты, лихорадка является в своей основе приспособительной реакцией, повышающей естественную резистентность организма при инфекционных болезнях. Физиологический механизм разогревания тела при лихорадке хорошо описан" /10/.

В стадии подъема температуры накопление тепла в теле осуществляется механизмами физической и химической терморегуляции: ограничением теплоотдачи и возрастанием теплопродукции, особенно резкими при ознобе, когда повышение мышечного тонуса переходит в мышечную дрожь. В норме эти же терморегуляторные реакции возникают в организме при борьбе с холодом, однако при лихорадке они активно запускаются под влиянием пирогенов. И в тепле и в холоде подъем температуры тела при лихорадке одинаков, но при достижении заданного уровня теплопродукция понижается нередко до нормального исходного уровня. Поддержание же высокой температуры обусловливается уравнением теплоотдачи с теплопродукцией, т. е. сохранением тепла, накопленного в первой стадии лихорадки, без дальнейших энергетических затрат.

Это означает, что реакции метаболизма, за счет которых клетки организма постоянно получают энергию, продолжаются в новых температурных условиях, для чего нужен другой набор ферментов. Поскольку интенсивность лихорадочной реакции варьирует достаточно широко, клетки должны обладать широким набором ферментов, которые необходимо использовать для обеспечения нормального протекания метаболизма в различных температурных условиях. Если счи-

тать, что каждый фермент кодируется определенным геном, то это приводит к необходимости огромного количества генетической информации, необходимой для обеспечения различных уровней лихорадочной реакции. Кроме того, необходимо утилизировать ферменты, обеспечивающие метаболизм при обычной температуре и являющиеся помехой при изменении температурного режима в клетке. Эти недостатки автоматически устраняются, если клетка способна изменять структуру ферментов при изменении температурного режима. Для этого достаточно, по нашему мнению, незначительно изменить массу ферментов, обеспечивающих необходимую энергию активации.

В связи с этим возникает вопрос о причине использования клеткой термической реакции для борьбы с инфекционными заболеваниями. Лихорадочная реакция как особый терморегуляторный акт развивается однотипно как при разных болезнях, так и введении в организм различных пирогенных. К пирогенным агентам, т. е. факторам, вызывающим лихорадочную реакцию, относятся микробы и вирусы, продукты их распада и вещества, становящиеся в организме объектом фагоцитоза или пиноцитоза, а также любые вещества и воздействия, повреждающие ткани и вызывающие воспаление. Бактерия и вирус начинают размножаться в клетках организма, функционирующего при оптимальных для этого условиях. Они обладают набором ферментов именно для нормальных условий. Путем повышения температуры клетки создают условия, которые несовместимы с успешным развитием инфекции. Таким образом, лихорадочная реакция является достаточно эффективным способом борьбы с опасной инфекцией. Как было показано С.П. Боткиным (1885 г.), искусственное подавление лихорадки при тифе (холодными ваннами, жаропонижающими средствами) не только крайне мучительно для больного, но и не устраняет развития патоло-

гических изменений в организме, а в некоторых случаях при этом возрастает и количество рецидивов /10/.

## Достаточный запас энергии - необходимое условие существования организма

Достаточно высокое содержание кислорода в атмосферном воздухе является определенной гарантией успешного существования высших организмов. Однако преимущества в борьбе за существование получают организмы, обладающие наибольшим запасом энергии. Этот запас позволяет развивать большие усилия в течение короткого промежутка времени, использовать птицам и морским млекопитающим глубины мирового океана. Конечно, большее количество энергии можно получать за счет интенсификации окислительных процессов, но млекопитающие пошли по пути запасания энергии в виде молекул АТФ. Известно, что эти соединения очень нестойкие, поэтому хранилищем резерва АТФ являются клетки, в которых синтезируются эти молекулы.

Активными потребителями дополнительной энергии являются клетки зародыша, которым для энергетического обеспечения процесса деления необходима большая энергия. На ранних стадиях развития зародыша его питание в достаточной мере обеспечивается кровью материнского организма. По мере роста и усложнения в эмбрионе развивается собственная кроветворная система. Однако в процессе развития кроветворная система зародыша не может справляться с достаточным обеспечением клеток кислородом и питательными веществами. Поэтому возник дополнительный источник обеспечения энергией развивающихся клеток. Клетки получают необходимую энергию в виде готовых молекул АТФ непосредственно от других клеток за счет щелевых контактов. Щелевые контакты представляют щель шириной около

3 мкм между клетками, которые участвуют в межклеточной коммуникации. Исследования показали, что через образованную щель неорганические ионы и другие малые молекулы могут переходить из одной клетки в цитоплазму другой, обеспечивая электрическое и метаболическое сопряжение. Переход осуществляется через коннексоны мембран соседних клеток, которые при соединении в стык образуют непрерывный водный канал сравнительно небольшого диаметра /8/. Наиболее эффективно передачу энергии нуждающимся клеткам могут выполнять малые лимфоциты, небольшой диаметр которых (5 мкм) обеспечивает им большую проникающую способность. Есть предположение, что после передачи молекул АТФ нуждающейся клетке лимфоцит завершает свою функцию апоптозом. Поэтому исследователи часто наблюдают апоптоз среди лимфоцитов.

Долгосрочный запас энергии в организме определяется временем, которое может прожить организм без пищи. Это время определяется способностью организма использовать запасы жировой ткани и массой менее важных органов. Однако эти запасы расходуются медленно и требуют основательной физиологической перестройки. Реальными и быстро реализуемыми запасами энергии являются запасы АТФ в лимфоцитах, которые организм может направить в органы и ткани, подвергающиеся наиболее интенсивной нагрузке. При значительной физической нагрузке (беге) спортсмены часто испытывают боль в левом подреберье. Боль настолько сильная, что спортсмен вот-вот сойдет с дистанции. Но через некоторое время боль проходит и у спортсмена открывается втрое дыхание. Болевые ощущения возникают в результате массового исхода лимфоцитов из селезенки, которые организм направляет на обеспечение энергией работающих мышц. Не случайно в экспериментах с физической нагрузкой мы наблюдали снижение массы селезенки у мышей, которые

дольше держались на вертикальной стенке /11/. Но способность включать энергетические резервы организма определяется не только величиной запаса энергии, но и умением организма своевременно направлять энергию для усиления наиболее слабого звена.

Запас энергии у человека постепенно увеличивается по мере увеличения количества лимфоузлов (до 16-18 лет), после чего происходит их постепенное снижение /12/. Начало снижения совпадает по времени с прекращением ростовых процессов. Это может означать, что наибольший расход энергии организма связан с процессом деления клеток. С замедлением процесса деления начинается медленная инволюция организма, определяющаяся постепенным снижением запаса энергии. Снижение запаса ускоряется по мере снижения энергетических нагрузок и в глубокой старости человек при движении по улице (лестнице) должен несколько раз остановиться для отдыха. В старости меняется режим труда и отдыха. Если молодой человек достаточно много (8 часов) спит и продуктивно работает, то старый человек спит мало (старческая бессонница) но достаточно часто отдыхает. Нормальный сон (6-8 часов) человеку необходим для создания запаса энергии, достаточного на весь трудовой день. Укорочение времени, затрачиваемого на сон, оборачивается более быстрым снижением запаса энергии и старением организма.

## Список цитируемой литературы:

1. Новая иллюстрированная энциклопедия - М.: Научное издательство "Большая российская энциклопедия", 2003.

2. Ленинджер А. Биохимия. Молекулярные основы структуры и функций клеток. Пер. с англ.- М.: Мир, 1976. 957 с.

3. Альберртс Б., Брей Д., Льюис Дж. и др. Молекулярная биология клетки. 2-е изд.,перераб. и доп. Т.1.Пер. с англ.- М.: Мир, 1994. 517 с.

4. Мусил Я.,Новакова О., Кунц К. Современная биохимия в схемах: Пер. с англ.-2е изд., исправл. - М.: Мир, 1984. - 216.с.

5. Шилов И.А. Экология Учеб. для биол. и мед. спец. вузов.- 2-е изд., испр.- М.: Высш. шк., 2000.- 512 с.: ил.

6. Подскочила температура./Поиск, №17 (623), 4.05.2001.

7. Александров В.Я. Клетки, макромолекулы, температура. - Л.: Наука, 1975. 330 с.

8. Koshland D.E., Kirtley M.E. 1966. In: Major problems in developmental biology. N.Y. -London: 217-249.

9. Зотин А.И. Термодинамическая основа реакций организмов на внешние и внутренние факторы. - М.: Наука, 1988. 272 с.

10. Большая медицинская энциклопедия. Изд. 3-е.- М.: Сов. Энциклопедия, 1980. т.13.

11. Тестов Б.В. Реакция организма на радиационный стресс / Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 8 Под ред.В.И.Мигунова и А.В.Трапезникова. -Екатеринбург, 2006. С. 140-155.

12. Сапин М.Р., Этиген Л.Е. Иммунная система человека. - М.: Медицина, 1996. - 304 с.

# ПЛАНКТОН КАК ИНДИКАТОР ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ СРЕД В РАЙОНАХ РАЗМЕЩЕНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА

В.П. Гусева, М.Я. Чеботина, А.В. Трапезников
Институт экологии растений и животных УрО РАН

Планктон представляет собой сообщество мелких организмов, свободно дрейфующих в воде. Он состоит из растительной (фитопланктон) и животной компонент и насчитывает большое число видов, способных быстро изменять свой качественный и количественный состав в зависимости от времени суток, сезона года, местообитания даже в пределах одного водоема. Ввиду огромной суммарной сорбционной поверхности планктона, он способен быстро поглощать разнообразные радионуклиды и другие загрязнители природных вод. В радиоэкологическом плане планктонные организмы изучены наиболее слабо по сравнению с другими представителями водного биоценоза, что обусловлено трудоемкостью отбора больших количеств планктона, необходимых для радиоэкологического анализа.

Целью нашей работы было исследование состояния планктонного комплекса в зоне сброса слаборадиоактивных вод в Белоярское водохранилище и оценка возможности использования этого объекта для биоиндикации радиоактивных загрязнений водной среды.

Отбор проб планктона производили летом 2003 г. в водоеме-охладителе на месте выхода в него промливневой канализации (ПЛК). В канал попадают стоки с двух предприятий: Белоярской АЭС, где в настоящее время работает 3-й энергоблок, и Свердловского филиала научно-исследовательского и конструкторского института энерготехники (СФНИКИЭТ), где работает экспериментальный реактор. В качестве

контроля служило верховье Белоярского водохранилища, расположенное вверх по течению примерно в 15 км от АЭС.

**Методика исследований.** Пробы фитопланктона для определения качественного и количественного состава отбирали однолитровым батометром типа Францева по всей глубине водоема через каждый метр, затем их сливали в одну емкость, после чего перемешивали и отбирали среднюю пробу в объеме 0,5-0,75 л, используя для этой цели стеклянные бутылки. Для консервирования фитопланктона использовали фиксирующий раствор (фиксатор в модификации Г.В. Кузьмина). Концентрирование организмов проводили отстойным методом, который заключался в осаждении фиксированных организмов в бутылках в затемненном спокойном месте. Через 3-4 дня с поверхности отстоявшихся проб осторожно отсифонивали излишнюю воду, чтобы оставшийся объем составлял примерно 100 мл и переносили осадок в склянки меньшего объема. Через некоторое время эту операцию повторяли и таким путем объем пробы доводили приблизительно до 10 мл. Пробу переносили в стеклянные пузырьки объемом 10-15 мл, еще раз консервировали, добавляя 1-2 капли фиксирующего раствора, плотно закрывали пробками и в таком виде хранили в холодильнике. Идентификацию и подсчет фитопланктонных организмов производили с помощью камеры Горяева и микроскопа МБИ-15. Для вычисления биомассы фитопланктона использовали метод "истинного" объема (метод прямого микроскопирования). При этом удельный вес водорослей условно принимали равным единице, а форму клеток приравнивали к близкому геометрическому телу или группе тел по методу подобия, например, к шару, цилиндру, конусу и т.д. и рассчитывали объем каждого вида по геометрическим формулам объема этих фигур. Найденный таким образом средний объем клетки для каждого вида умножали на его численность в пробе и удельный вес и получали

биомассу всего вида, которую выражали в г/м$^3$. Методика расчета приведена в руководстве (Методика..., 1975).

Для определения видового состава, численности и биомассы зоопланктона его отлавливали сачком, изготовленным из мельничного газа № 70. Для этой цели сачок опускали на дно и быстро поднимали, облавливая таким образом всю толщу воды от дна до поверхности. Пробу сливали в склянки объемом 200-250 мл, консервировали 40% раствором формалина и хранили в холодильнике. В процессе анализа в лабораторных условиях при помощи специальной пипетки, свободный конец которой защищен газом, из пробы отсасывали раствор формалина и промывали ее водой до исчезновения запаха. Пробу переносили в чашку Петри и под микроскопом МБС-10 определяли видовой состав зоопланктонных организмов. Для определения биомассы зоопланктона вычисляли средний размер отдельно самок и самцов каждого вида, отдельно производили вычисления для молоди. Для определения численности зоопланктона использовали камеру Богорова и считали под микроскопом численность каждого вида организмов. Биомассу зоопланктонных организмов вычисляли по таблицам пересчета длины тела на сырой вес одного экземпляра (Юхнева, Кайнова, 1971; Салазкин, Слепукурова, 1977). Более подробная методика определения видового состава и численности фито- и зоопланктона изложена в монографии (Чеботина и др., 2002).

Для определения содержания радионуклидов в планктоне его отбирали методом трала с лодки из слоя воды 0-1,5 м от поверхности при помощи сачков, изготовленных из мельничного газа № 70 и № 21 соответственно для суммарного планктона и зоопланктона. После высушивания планктон взвешивали, растирали и анализировали на содержание $^{60}$Co и $^{137}$Cs. Воду из водоема в количестве 20-40 л на повторность

выпаривали, озоляли и также анализировали на содержание радионуклидов.

Определение содержания $^{137}Cs$ в пробах проводили с помощью сцинтилляционного γ-спекрометра с использование программного обеспечения "Прогресс". Содержание $^{60}Co$ в пробах проводили с помощью многоканального амплитудного гамма-анализатора АМА-03Ф со сцинтилляционным NaI (Tl) детектором типа "Лимон" размером 150х150 мм. Ошибка счета не превышала 10-15 %.

Определение $^{90}Sr$ в озоленных пробах планктона проводили радиохимическим методом, основанном на выщелачивании химических элементов в соляной кислотой с последующим осаждением оксалатов щелочно-земельных элементов и выделением из раствора оксалатов $^{90}Sr$ в виде карбонатов. Содержание $^{90}Sr$ определяли по дочернему $^{90}Y$ после их разделения безугольным аммиаком (Сборник ..., 2002). Радиометрию полученных осадков производили на малофоновой установке УМФ-2000 с полупроводниковым детектором из высокоомного кремния размером 20х20 мм. Статистическая ошибка измерений не превышала 10-15%.

**Результаты и их обсуждение.** В табл. 1 приведен видовой состав фитопланктона, его численность и биомасса в двух исследуемых районах Белоярского водохранилища.

В районе выхода в водоем стоков промливневой канализации обнаружено 33 вида фитопланктонных водорослей, а в верховье водоема - 59 видов, т.е. примерно в 2 раза больше. По числу видов в обоих районах наиболее распространены зеленые (39 и 49% соответственно в районах ПЛК и верховья), синезеленые и диатомовые. Последние два типа встречаются примерно в одинаковых пропорциях (в районе ПЛК - 24%, а в районе верховья - 17-18% от суммарного их количества). На долю остальных типов фитопланктона приходится от 12 до 15% от общего количества видов.

Таблица 1. Видовой состав, численность (над чертой, млн.кл./л) и биомасса (под чертой, г/м$^3$) фитопланктона в исследуемых районах Белоярского водохранилища.

| | Виды | ПЛК | Верховье |
|---|---|---|---|
| | **Cyanophyta (синезеленые)** | | |
| 1 | *Gomphosphaeria lacustris* Chod. | * | * |
| 2 | *Dermocarpa Swirenkoi* Schirsch. | * | |
| 3 | *Microcystis aeruginosa* Kutz.emend.Elenk. | 11,83 / 0,775 | 9,59 / 0,63 |
| 4 | *M. pulverea* (Wood ) Forti emend.Elenk. | 1,44 / 0,003 | * |
| 5 | *Merismopedia tenuissima* Lemm. | | 1,51 / 0,1 |
| 6 | *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.)Breb. | 1,52 / 0,179 | 1,17 / 0,138 |
| 7 | *A. planctonica* Brunnth. | * | 1,52 / 0,8 |
| 8 | *A. spiroides* Kleb. | | 2,07 / 0,136 |
| 9 | *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs | 6,79 / 0,8 | 6,58 / 0,775 |
| 10 | *Phormidium mucicola* Hub.-Pestalozzi et Naum. | * | |
| 11 | *Ph. tenue* (Menegh.) Gom. | | 3,08 / 0,32 |
| 12 | *Spirulina major* Kurz. | | * |
| | **Chlorophyta (зеленые)** | | |
| 13 | *Actinastrum hantzschii* Lagerh. | 0,014 / 0,0012 | 0,68 / 0,034 |
| 14 | *Actinastrum hantzschii var. gracile* Roll. | | 0,012 / 0,0006 |
| 15 | *Ankistrodesmus angustus* Bern. | 0,087 / 0,01 | 0,52 / 0,063 |
| 16 | *A. bibraianus* (Reinsch.) Korschik. | | * |
| 17 | *A. minutissimus* Korschik. | | 0,146 / 0,025 |
| 18 | *Scenedesmus acuminatus var. acuminatus* (Lagerh.) Chod. | | * |
| 19 | *S. acuminatus var. biseriatus* Reinh. | | 0,195 / 0,255 |
| 20 | *S. ecornis* (Ehrenb.) Chod. | | 0,63 / 0,1 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 21 | *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. | 0,462 / 0,141 | 0,34 / 0,1 |
| 22 | *Coelastrum microporum Nag.* | | 0,366 / 0,191 |
| 23 | *Coelastrum intermedium* Ralfs | | * |
| 24 | *Elakatothrix lacustris* Korschik. | | * |
| 25 | *Kentrosphaera bristolae* G.M.Smith. | | 0.012 / 0,12 |
| 26 | *Golenkinia radiata* Chod. emend. Korschik | | * |
| 27 | *Lambertia ocellata* Korschik. | * | |
| 28 | *Schroederia robusta* Korschik. | * | * |
| 29 | *Micractinium pusillum* Fresen | | 0,27 / 0,069 |
| 30 | *Oocystis submarina* Lagerh. | 0,072 / 0,035 | 0,24 / 0,119 |
| 31 | *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh. | * | * |
| 32 | *P. duplex* Meyen | 1,47 / 1,482 | 1,26 / 1,26 |
| 33 | *P. tetras* (Ehr.) Ralfs | | 0,097 / 0,049 |
| 34 | *Sphaerocystis polycocca* Korschik. | | 0,97 / 0,14 |
| 35 | *Tetraedron incus* (Teil.) G.M. Smith. | | * |
| 36 | *Gonium pectorale* Mull. | | 0,097 / 0,05 |
| 37 | *Pandorina morum* (Mull.) Bory. | * | * |
| 38 | *Closterium gracile* Breb. | 0,014 / 0,052 | * |
| 39 | *C. parvulum* Nag. | | * |
| 40 | *Cosmarium bioculatum* Breb. | 0,014 / 0,038 | 0,073 / 0,191 |
| 41 | *C. undulatum* Corda | 0,043 / 0,357 | 0,024 / 0,2 |
| 42 | *Staurastrum gracile var. gracile* Ralfs | 0,014 / 0,594 | * |
| | **Cryptophyta (криптофитовые)** | | |
| 43 | *Chroomonas acuta* Uterm. | 0,188 / 0,072 | 0,26 / 0,098 |
| 44 | *Cryptomonas marssonii* Skuja | 0,216 / 1,815 | 1,83 / 15,31 |
| | **Dinophyta (динофитовые)** | | |
| 45 | *Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh. | 0,029 / 3,06 | |

Окончание таблицы 1.

| | | | |
|---|---|---|---|
| 46 | *Peridinium sp.* | | 0,012 / 0,172 |
| | **Bacillariophyta (диатомовые)** | | |
| 47 | *Melosira sp.* | 16,44 / 39,15 | 6,97 / 16,6 |
| 48 | *Cyclotella sp.* Kutz. | 0,144 / 0,13 | |
| 49 | *Stephanodiscus hanzschii* . Ehr.Grun. | | 0,3 / 0,24 |
| 50 | *Stephanodiscus sp* | 0,74 / 3,47 | 2,71 / 12,74 |
| 51 | *Asterionella* sp. | | * |
| 52 | *Synedra sp.* Ehr. | | * |
| 53 | *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kutz. | 0,058 / 0,057 | 0,134 / 0,132 |
| 54 | *Amphora sp.* Ehr. | 0,043 / 0,426 | 0,024 / 0,47 |
| 55 | *Surirella sp.* Turp. | 0,029 / 0,106 | * |
| 56 | *Navicula sp.* Bory. | 0,245 / 0,241 | 0,085 / 0,084 |
| 57 | *Nitzschia sp.* Hass. | 0,087 / 2,35 | * |
| | **Euglenophyta (эвгленовые)** | | |
| 58 | *Euglena sp.* | | * |
| 59 | *Trachelomonas volvocina* Ehr. | 0,043 / 0,191 | 0,037 / 0,161 |
| 60 | *T. volvocinopsis* Swir. | | 0,012 / 0,077 |
| 61 | *T. hispida* (Perty) Stein.em.Defl. | | 0,085 / 0,377 |
| 62 | *Phacus mirabilis* Pochm. | | 0,024 / 0,239 |
| | **Chrysophyta (желто-зеленые)** | | |
| 63 | *Mallomonas* sp. Perty | | 0,037 / 0,0082 |

Примечание. * - единичные экземпляры.

По показателю общей численности и биомассы, а также по численности и биомассе основных типов фитопланктона рассматриваемые районы в целом достаточно схожи. В обоих случаях общая численность исследуемых организмов составляет 42-44 млн.кл./л, а биомасса - 54-55 г/м$^3$ (рис. 1).

Наибольшей численностью в период наблюдений характеризовались синезеленые (22-26 млн.кл./л) и диатомовые водоросли (10-18 млн.кл./л), а по биомассе преобладали ди-

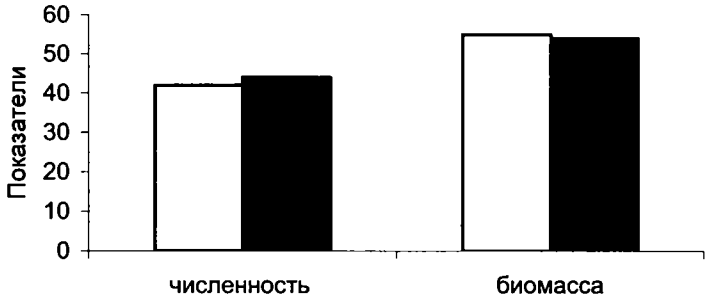



Рис. 1. Общая численность (млн.кл./л) и биомасса (г/м$^3$) фитопланктона в районе ПЛК и верховья (темные столбики) Белоярского водохранилища.

атомовые водоросли, которые составляли примерно 60-80% от общей биомассы фитопланктона (табл. 2).

В обоих районах наблюдений доминирующим видом была диатомовая водоросль *Melosyra sp.*, которая в районе ПЛК в момент исследований составляла 70% от биомассы всего фитопланктона, а в верховье - 31%.

В табл. 3 приведен видовой состав, численность и биомасса зоопланктона в исследуемых районах Белоярского во-

Таблица 2. Численность (млн.кл./л) и биомасса (г/м$^3$) основных типов фитопланктонных водорослей в районе ПЛК и верховье Белоярского водохранилища.

| Показатель | Численность | | Биомасса | |
|---|---|---|---|---|
| | Район ПЛК | Верховье | Район ПЛК | Верховье |
| Синезеленые | 21,6 | 26,2 | 1,76 | 3,25 |
| Зеленые | 2,2 | 5,9 | 2,71 | 3,08 |
| Криптофитовые | 0,4 | 2,1 | 1,89 | 15,41 |
| Динофитовые | 0,03 | 0,01 | 3,06 | 0,17 |
| Диатомовые | **17,8** | **10,3** | **45,93** | **31,35** |
| Эвгленовые | 0,04 | 0,2 | 0,19 | 0,85 |
| Желтозеленые | Не обн. | 0,04 | Не обн. | 0,01 |
| Итого | 42,07 | 44,75 | 55,54 | 54,12 |

Таблица 3. Видовой состав, численность (над чертой, тыс. экз./м$^3$) и биомасса (под чертой, г/м$^3$) зоопланктона в районе ПЛК и верховья Белоярского водолхранилища.

| № п.п. | Вид | Район ПЛК | Район верховья |
|---|---|---|---|
| | **Ветвистоусые** | | |
| 1 | *Alona rectangula* Sars. | | 0,97 / 0,01 |
| 2 | *Bosmina longirostris* Mull. | | 1,94 / 0,03 |
| 3 | *B. kessleri* Uljan | | 16,53 / 1/03 |
| 4 | *B. obtusirostris* Sars. | | 11,18 / 1,56 |
| 6 | *Chydorus sphaericus* Mull. | * | 0,24 / 0,003 |
| 7 | *Daphnia cristata* Sars. | 2,43 / 0,097 | 1,95 / 0,078 |
| 8 | *D. cucullata* Sars. | | 3,4 / 0,15 |
| 9 | *Ceriodaphnia quadrangula (O.F. Mull.)* | | 1,46 / 0,032 |
| 10 | *Diaphanosoma brachyurum* Liev. | | 13,13 / 0,2 |
| 11 | *Leptodora Kindtii* Focke | 0,49 / 0,27 | 0,49 / 0,27 |
| 12 | *Sida crystallina (O.F. Mull)* | 0,49 / 0,014 | |
| | **Веслоногие** | | |
| 13 | *Acanthocyclops viridis* Jur. | | 1,95 / 0,19 |
| 14 | *Cyclops vicinus* Uljan. | | * |
| 15 | *Eudiaptomus graciloides* Lill. | 4,86 / 0,36 | 1,46 / 0,11 |
| 16 | *Eucyclops serrulatus (Fisch.)* | 5,35 / 0,48 | 2,92 / 0,26 |
| 17 | *Macrocyclops albidus* Jur. | | 10,21 / 2,55 |
| 19 | *Молодь* | 14,1 / 0,042 | 43,76 / 0,13 |
| | **Класс Коловратки** | | |
| 20 | *Asplanchna priodonta* Goss | | 3,4 / 0,082 |
| 22 | *Brachionus quadridentatus (Herm.)* | | 0,97 / 0,002 |
| 23 | *Brachionus diversicornis (Daday)* | | 0,97 / 0,002 |
| 25 | *Filinia longiseta (Ehrbg)* | | 1,46 / 0 |
| 26 | *Kellicottia longispina* Kell. | 4,86 / 0,001 | |
| 27 | *Keratella quadrata* Mull. | 19,45 / 0,01 | 10,7 / 0,005 |
| 28 | *K. cochlearis* Goss | 14,1 / 0,006 | 1,94 / 0,001 |
| 29 | *Lecane (Monostyla) lunoris*(Mull) | | 0,49 / 0 |

дохранилища. Видно, что он менее разнообразен по сравнению с фитопланктоном. В обоих районах 40-43% общего количества видов составляют ветвистоусые рачки, остальную долю примерно в равных пропорциях составляют веслоногие рачки и коловратки. По общему количеству видов зоопланктона исследуемые районы существенно различаются. В районе ПЛК эта величина примерно в 2 раза ниже, чем в контроле. Таким образом, можно заключить, что по количеству видов для зоопланктона район верховья также является значительно более благоприятным районом, чем район промливневого канала.

Численность и биомасса зоопланктона в районе ПЛК была заметно ниже по сравнению с контрольным регионом (рис. 2). Последнее свидетельствует об угнетении этой группы организмов сбросами воды из промливневой канализации.

По составу зоопланктона исследуемые местообитания также различались. В контроле биомасса была представлена ветвистоусыми и веслоногими рачками в одинаковой пропорции, тогда как в ПЛК ветвистоусых было в 2 раза меньше (соответственно 69 и 30 %) (табл. 4). Различались и домини-

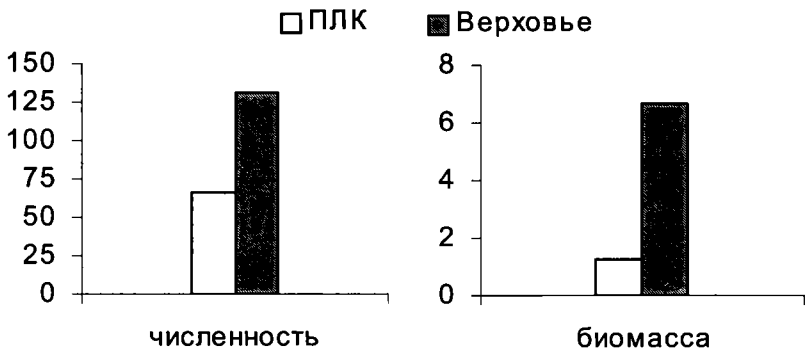



Рис. 2. Общая численность (тыс.экз./м$^3$) и биомасса (г/м$^3$) зоопланктона в воде ПЛК и верховья Белоярского водохранилища.

Таблица 4. Численность (тыс.экз./м$^3$) и биомасса (г/м$^3$) основных групп зоопланктонных организмов в районе ПЛК и верховье Белоярского водохранилища.

| Показатель | Численность | | Биомасса | |
|---|---|---|---|---|
| | Район ПЛК | Верховье | Район ПЛК | Верховье |
| Ракообразные | | | | |
| ветвистоусые | 3,4 | 51,3 | 0,38 | 3,36 |
| веслоногие | 23,4 | 60,3 | 0,88 | 3,24 |
| Коловратки | 38,4 | 19,9 | 0,02 | 0,09 |
| Итого | 65,2 | 131,5 | 1,28 | 6,69 |

рующие виды зоопланктона. В ПЛК доминирующий комплекс состоял из веслоногих рачков *Eucyclops serrulatus* (37% от общей численности зоопланктона) и *Eudiaptomus graciloides* (28%) и *Leptodora Kindtii* (21%), а в контрольном варианте доминировал веслоногий рачок *Macrocyclops albidus* (38%) и ветвистоусый рачок *Bosmina obtusirostris* (23%).

Содержание радионуклидов в планктоне водоема-охладителя в двух рассматриваемых районах Белоярского водохранилища приведено в табл. 5. Видно, что среди исследованных радионуклидов, поступающих через промливневую канализацию, основным загрязнителем является $^{137}$Cs, концентрация которого в планктоне превышает его содержание в этом объекте в контрольном регионе более чем в 400 раз. Концентрация $^{90}$Sr в 3 раза, а $^{60}$Co - примерно в 40 раз выше, чем в верховье водоема.

Согласно ранее проведенным исследованиям, наилучшим биоиндикатором радиоактивного загрязнения водных экосистем в большинстве случаев является грунт, поскольку он в конечном итоге концентрирует и удерживает в себе практически все радиоактивные загрязнения, попавшие в водоем [2, 3]. На примере района ПЛК мы показали, что коэффициенты накопления $^{90}$Sr и $^{137}$Cs у планктона, при прочих рав-

Таблица 5. Содержание радионуклидов в планктоне наблюдаемых зон Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы.

| Радионуклид | Концентрация | |
|---|---|---|
| | Район ПЛК | Верховье |
| $^{60}Co$ | 178 ± 19 | 4 ± 1 |
| $^{90}Sr$ | 63 ± 1 | 23 ± 4 |
| $^{137}Cs$ | 3089 ± 153 | 7 ±1 |

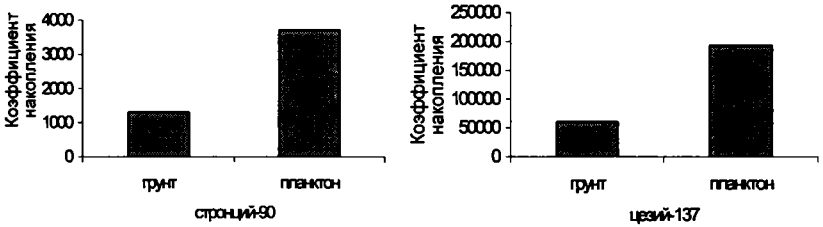



Рис. 3. Сравнение коэффициентов накопления $^{90}Sr$ и $^{137}Cs$ для планктона и грунта в районе ПЛК Белоярского водохранилища.

ных условиях, даже выше, чем коэффициенты накопления этих радионуклидов для грунта (рис. 3). Это его свойство может быть успешно использовано для биоиндикации радиоактивного загрязнения воды в местах размещения предприятий ЯТЦ.

Таким образом, в качестве итога еще раз подчеркнем, что в районе выхода в Белоярское водохранилище стоков промливневой канализации от БАЭС и СФНИКИЭТ наблюдается угнетение состояния планктонного комплекса. Оно заключается в заметном снижении количества видов фито- и зоопланктонных организмов, общей численности и биомассы зоопланктона. Зарегистрировано загрязнение планктона радионуклидами. В момент исследований концентрация $^{137}Cs$ в планктоне в 400 раз превышала аналогичный показатель для контрольного региона. Коэффициенты накопления

радионуклидов для планктона оказались существенно выше, чем для грунта, в связи с чем мы считаем, что планктону можно отдать предпочтение при проведении индикационных оценок радиоактивного загрязнения водных экосистем.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ (№ 04-05-64172), гранта РФФИ р_урал_а (07-05-96051), программы Президиума РАН №12 "Научные основы сохранения биоразнообразия России, а также междисциплинарной интеграционной программы СО РАН и УрО РАН на 2006-2008 гг.

## Литература

1. Куликов.Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: УрО РАН СССР, 1988. 126 с.

2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. - М.: Наука, 1975. - 240 с.

3. Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., Тюрюканова Э.Б. и др. Радиохимические методы определения стронция-90 в природных объектах. - М.:ГеоХИ, 1962. - 42 с.

4. Салазкин А.А., Слепукурова Н.А. Средние веса и линейные размеры массовых видов планктонных ракообразных в озерах Ханты-Мансийского округа // рыбное хозяйство Обь-Иртышского бассейна. - Свердловск, 1977. - С. 128-133.

5. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды. М.:Гидрометеоиздат. Ч. 3 и 4. 1968.

6. Юхнева В.С., Кайнова Н.Г. Весовая и линейная характеристика представителей зоопланктона в озерах Западной Сибири // Биологические основы рыбохозяйственного использования озерных систем Сибири и Урала. - Тюмень, 1971. - С. 207-211.

7. Чеботина М.Я.. Гусева В.П., Трапезников А.В. Планктон и его роль в миграции радионуклидов в водоеме-охладителе АЭС. Екатеринбург: УрО РАН, 2002. 171 с.

8. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологичекие исследования Белоярского водохранилища. Свердловск: УрО АН СССР, 1992. 77 с.

# ДИНАМИКА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНЕ СПЕЦИАЛЬНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ВОДОЕМА ПО "МАЯК" СТАРОЕ БОЛОТО

М.Б. Глаголева, П.М. Стукалов, Э.С. Левунина,
Г.А. Постовалова
ФГУП "ПО"Маяк", г. Озерск

Одно из ведущих предприятий атомной промышленности России - ФГУП "Производственное объединение (ПО) "Маяк" (г. Озерск Челябинской области, Агентство по атомной энергии РФ) расположено в северной части Челябинской области (рисунок 1). Предприятие создано в конце 1940-ых годов. Создание ПО "Маяк" было неразрывно связано с решением оборонных задач страны - производством плутония в военных целях. Предприятие включало в себя ядерные реакторы для наработки плутония, радиохимическое и химико-металлургическое производства для его выделения. С конца 1970-ых годов, и, особенно, после окончания холодной войны основными направлениями деятельности предприятия стали конверсионные виды и, прежде всего, - переработка-регенерация облученного ядерного топлива (ОЯТ).

В соответствии с принятыми в 1940-50-ые годы технологическими решениями часть среднеактивных и низкоактивных жидких отходов производства (САО и НАО, главным образом образующиеся в процессе переработки ОЯТ) удаляется в специальные промышленные водоемы для их дальнейшего хранения. Таким изолированным от открытой гидрографической сети хранилищем среднеактивных жидких отходов является водоем Старое Болото (водоем №17, В-17).

В настоящее время принято решение о принципиальном изменении существующей системы обращения с жидкими радиоактивными отходами (ЖРО). Проводится комплекс ра-

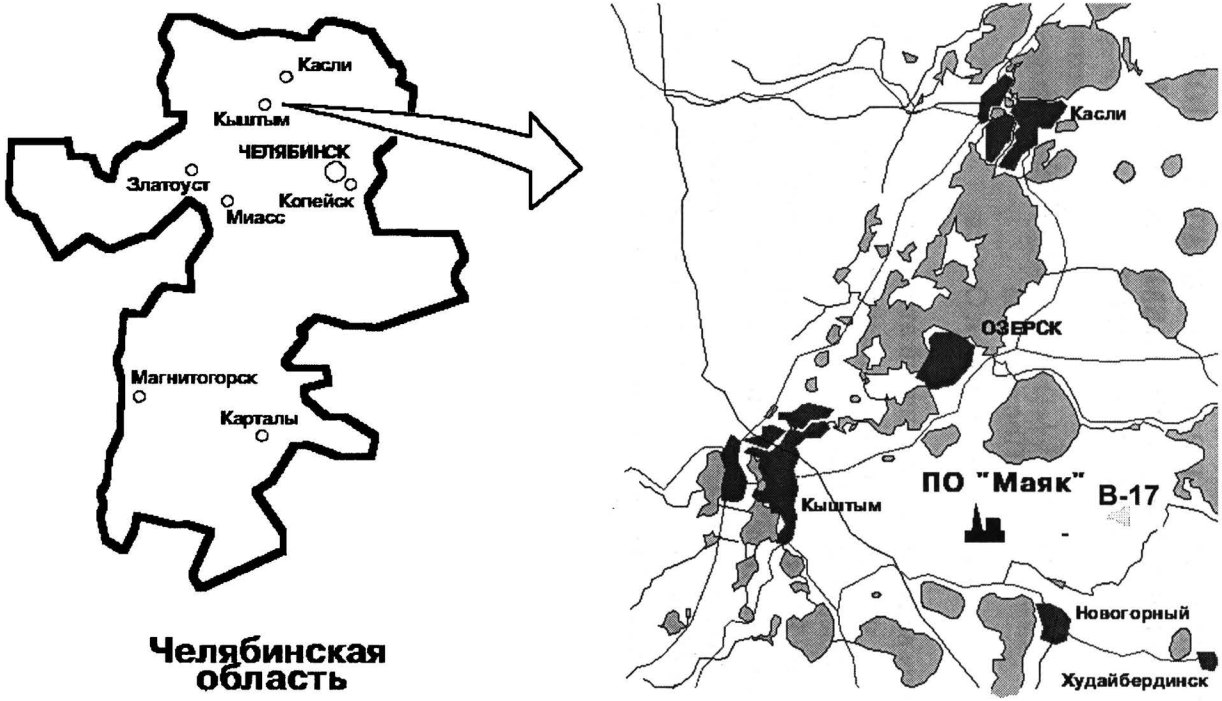



Рис. 1. Район расположения водоема Старое Болото.

бот по прекращению сбросов и консервации водоемов-хранилищ.

Старое Болото является вторым (после озера Карачай) по уровню радиоактивного загрязнения природным объектом Южного Урала, в настоящее время в нем депонировано около 1 млн. Ки техногенных радионуклидов. Водоем В-17 является одним из основных источников радиоактивного загрязнения окружающей среды района влияния ПО "Маяк".

Выделяются следующие основные периоды эксплуатации В-17:

1. 1949 - 1954 гг. - период неконтролируемого сброса в болото радиоактивных отходов и их миграции с грунтовыми и поверхностными водами.

2. После строительства плотины в 1954 г. - с 1954 г. до конца 1960-ых гг. - период регулярных и максимальных сбросов жидких радиоактивных отходов. В конце 1957 - начале 1958 гг. водоем использовался для ликвидации последствий аварии 29 сентября 1957 года на радиохимическом производстве.

3. С начала 1970-ых гг. по начало 2000-ых гг. - резкое снижение объемов и активности сбросов. Водоем использовался для приема и хранения НАО, пульп и тритиевого конденсата.

4. С 2003 г. по настоящее время - период прекращения сбросов в соответствии с "Комплексным планом мероприятий по обеспечению решения экологических проблем, связанных с текущей и прошлой деятельностью ФГУП ПО "Маяк" (введен в действие приказом Министра по атомной энергии от 26.06.03 №293).

К настоящему времени установлено, что более 90% бета-излучающих радионуклидов депонировано в донных отложениях и на взвесях. Современная радиационная обстановка сформировалась в результате сбросов 1950-60-ых годов, причем значительная часть сброшенной активности связана

с ликвидацией последствий аварии 1957 года - взрыва емкости-хранилища ВАО. Радиоактивное загрязнение водоема Старое Болото в настоящее время определяется главным образом стронцием-90 и тритием (и в значительно меньшей степени радиоактивным цезием).

На территории расположения В-17 распространен водоносный горизонт зон трещиноватости пород нижнесилурийского-нижнедевонского возраста ($S_1$-$D_1$). Водовмещающими породами на данном участке являются трещиноватые порфириты силурийской системы палеозоя, а также рыхлые отложения мезо-кайнозойского чехла. Водоносный горизонт - безнапорный. По степени неоднородности фильтрационных свойств данный водоносный горизонт относится к "крайне неоднородным". Мощность водоносного горизонта определяется мощностью зоны активной трещиноватости и достигает более 100 м. Нижней границей водоносного горизонта считаются породы с трещиноватостью менее 10 % от общей трещиноватости массива (относительный водоупор). Водоем Старое Болото непосредственно связан с водоносным горизонтом.

Подземные воды, на фоне которых происходит развитие ореола загрязнения от В-17, по химическому составу можно отнести к

- пресным (сухой остаток изменяется в пределах от 140 до 280 мг/л),
- мягким (жесткость составляет 1,5-2,6 ммоль/л),
- слабощелочным (pH - от 8,2 до 8,9),
- гидрокарбонатным водам.

Поступление из водоема В-17 в водоносный горизонт многокомпонентных техногенных растворов привело к значительному изменению первоначального химического состава подземных вод и, прежде всего, к росту минерализации и радионуклидному загрязнению.

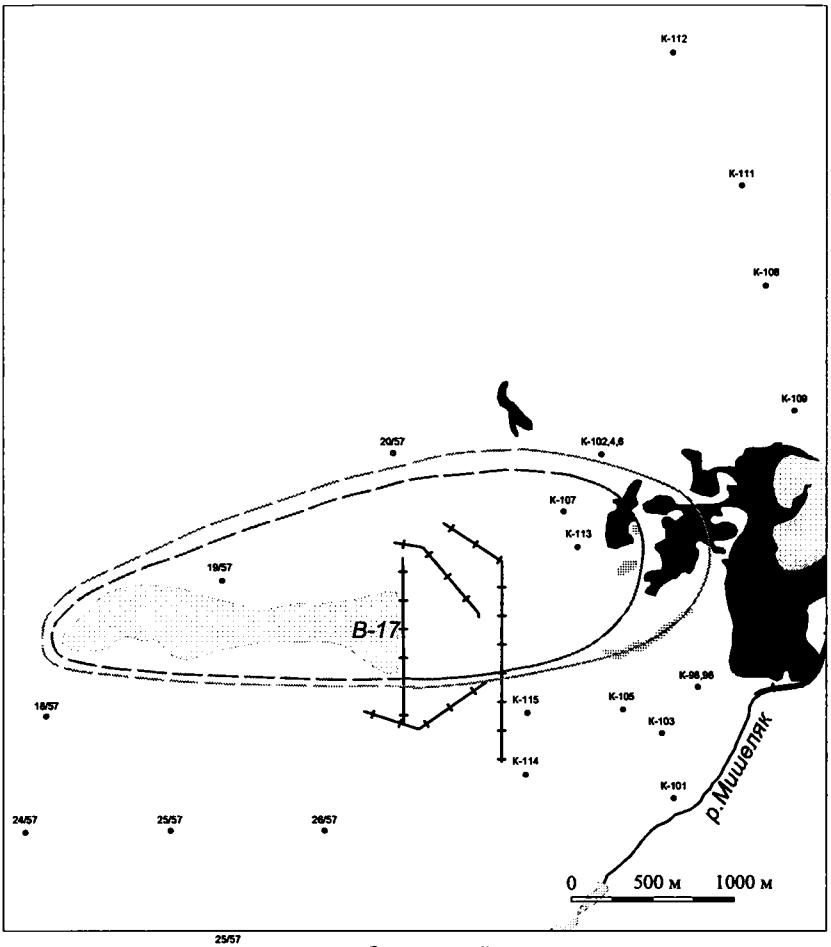
Наблюдения за загрязнением подземных вод в районе водоема В-17 начались в 1957 году, когда были пробурены 6 наблюдательных гидрогеологических скважин №№ 18/57, 19/57, 20/57, 24/57, 25/57 и 26/57 (рисунок 1). Результаты наблюдения по этим скважинам позволили сделать вывод, что активность в подземных водах в то время определялась, в основном, рутением; стронций, церий и цезий составляли менее 0,5% от суммарной бета-активности. Было установлено также, что в год от водоема с фильтрационным потоком перемещается около 25-30% имеющегося в водоеме количества радиорутения.

В июле-сентябре 1962 г. в районе водоема Старое Болото была сооружена дополнительная сеть наблюдательных скважин (с индексом К- ), расположенных на различных расстояниях и в различных направлениях от водоема (рисунок 2).

С 1963 года ведутся систематические наблюдения за уровнем грунтовых вод, их радиоактивной и солевой загрязненностью (удельная бета-активность, содержание нитратов и солевая загрязненность, в некоторых скважинах с сильной загрязненностью также определялось содержание стронция-90).

По результатам опробования 1964 г. была построена схема распространения в подземных водах загрязнения по нитрат-иону и по суммарной бета-активности.

Следует отметить, что глубины всех имеющихся на тот момент скважин составляли 15-25 м, т.е. была опробована только верхняя часть водоносного горизонта. Последующими исследованиями было установлено, что из-за высокой плотности фильтрующихся растворов при формировании ореола загрязнения от В-17 наблюдается увеличение содержания компонентов-загрязнителей с глубиной, т.е. имеет место плотностная дифференциация. Поскольку мощность водоносного горизонта составляет в среднем 70-80 м, на схеме (рисунок 2), по-видимому, отражено загрязнение верхней




25/57 • - скважина наблюдательной сети и ее номер

Ореолы загрязнения подземных вод в границах значений УВ и ПДК по компонентам:

——— нитрат-ион (45 мг/л) ——— суммарная бета-активность (20 Бк/л)*

* поскольку бета-актвность определяется в основном рутением, загрязнение оконтурено в изолинии УВ рутения

Рис. 2. Схема распространения техногенного загрязнения от водоема 17 в подземных водах на 1964 год.

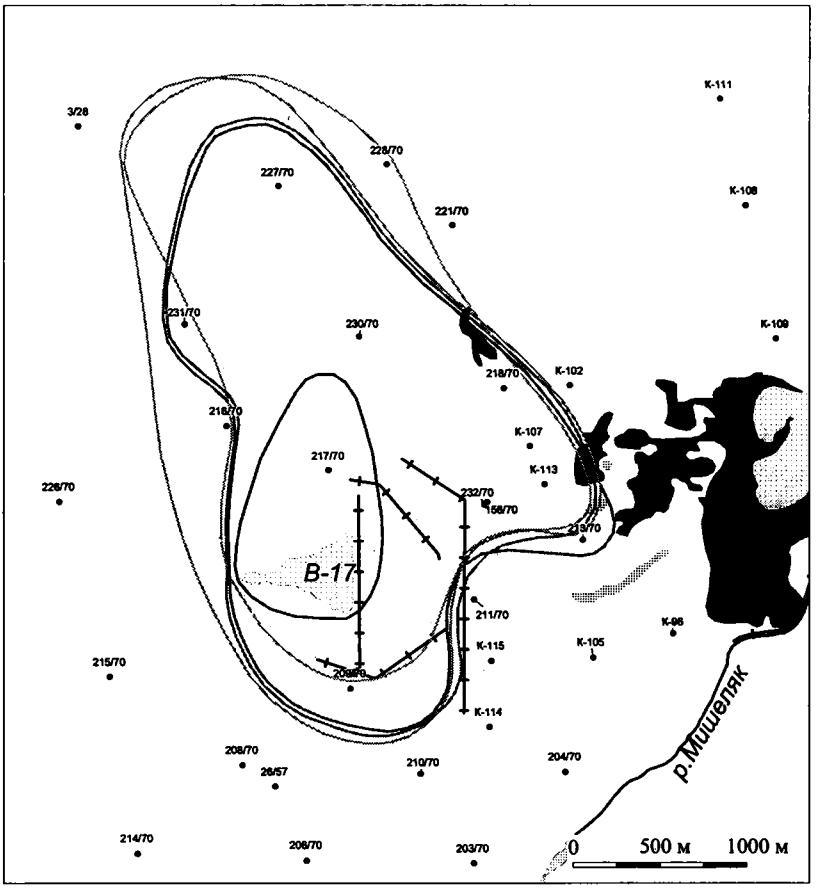
части водоносного горизонта, фактическое же загрязнение могло быть другой конфигурации. Так или иначе, можно сделать вывод, что к 1964 г. в подземных водах сформировался ореол загрязнения от В-17. Загрязнение определялось преимущественно радиоактивным рутением (содержание других изотопов <1% от общей бета-активности) и нитратионом. Ореолы оконтурены в границах УВ по НРБ-99 и ПДК по СанПиН 2.1.4.1074-01. Загрязнение распространялось в восточном направлении, в соответствии с направлением регионального грунтового потока.

Исследованиями того времени было установлено, что 90% радионуклидов, находящихся в фильтрующихся из водоема водах, задерживалось донными отложениями и подстилающими песчано-суглинистыми породами ложа. С грунтовыми водами мигрирует только радиорутений вследствие нахождения в грунтовых водах в анионной форме (в виде комплексов с органическими кислотами).

В конце 60-х - начале 70-х гг. произошло резкое (в 3-5 раз и более) уменьшение сброса радионуклидов в водоем, что связано с изменениями в схеме обращения с отходами радиохимического производства. С 70-х годов в водоем В-17 поступал, главным образом, тритиевый конденсат.

В 1970 году сеть наблюдательных гидрогеологических скважин в районе В-17 была значительно расширена (рисунок 3), что позволило определить с высокой степенью достоверности масштаб и структуру техногенного загрязнения подземных вод.

По схеме распространения загрязнения в подземных водах на 1976 г. (рисунок 3) видно, что основными компонентами-загрязнителями на тот момент являлись рутений-106, кобальт-60, тритий, нитрат-ион и в меньшей степени стронций-90. Направление распространения загрязнения - на север и на восток, в соответствии с направлениями грунтовых




208/70 • - скважина наблюдательной сети и ее номер

Ореолы загрязнения подземных вод в границах значений УВ и ПДК по компонентам:

——— стронций-90 (5 Бк/л) ——— тритий (7700 Бк/л)

——— кобальт-60 (41 Бк/л) ——— рутений-106 (20 Бк/л)

——— нитрат-ион (45 мг/л)

Рис. 3. Схема распространения техногенного загрязнения от водоема 17 в подземных водах на 1976 год.

потоков. Разгрузки загрязнения в открытую гидрографическую сеть не происходило.

Для построения данной схемы были использованы максимальные содержания компонентов, зафиксированные в скважинах, независимо от интервалов опробования.

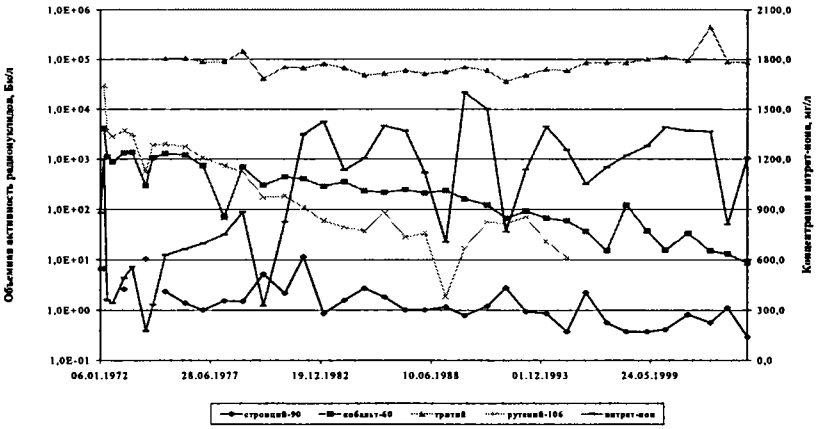
Вследствие сокращения объемов сбросов, изменения их состава и распада радионуклидов с середины 70-х годов наметилась тенденция к уменьшению концентраций в подземных водах рутения-106 (в максимальной степени), стронция-90, кобальта-60 (рисунок 4). Концентрация трития в подземных водах не претерпевала значительных изменений и находилась на уровне 10-20 кБк/л.

В последние годы сеть наблюдательных скважин, по которым осуществляется контроль за распространением загрязнения от В-17, значительно расширилась (рисунок 5). По скважинам этой сети производятся регулярные наблюдения за гидродинамическим и гидрохимическим режимом подземных вод.

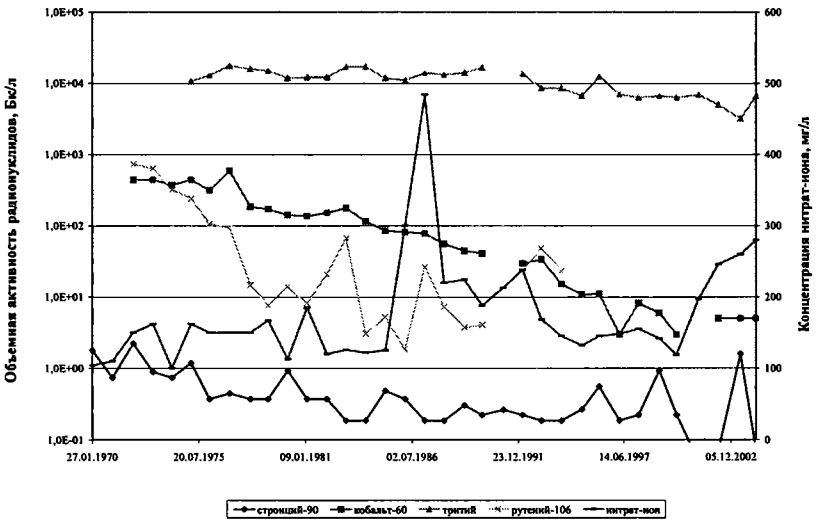
Основными компонентами-загрязнителями подземных вод от водоема 17 в настоящее время являются нитрат-ион, стронций-90, тритий. По остальным компонентам превышения санитарных норм не отмечается.

Из-за плотностной дифференциации распространение загрязнения в водоносном горизонте происходит, прежде всего, сверху вниз, а далее в водоносном горизонте в соответствии с распределением гидравлических напоров. В геологическом массиве объем загрязненных вод под водоемом 17 образует сложную фигуру каплевидной формы, вытянутую в направлениях грунтовых потоков.

На схеме распространения техногенного загрязнения по состоянию на 2004 г. (рисунок 5) отображены проекции областей распространения каждого из компонентов-загрязнителей в изолиниях УВ и ПДК на земную поверхность. Струк-




скважина 230/70 (глубина 100 м)




скважина К-113 (глубина 25 м)

тура ореолов загрязнения от водоема 17 определяется структурой грунтового потока. Основные направления распространения - на север и на восток. На юг и на запад загрязнение распространяется на небольшие расстояния, т.к. с запада и с юго-запада поток из водоема "поджимается" региональным потоком встречного направления.

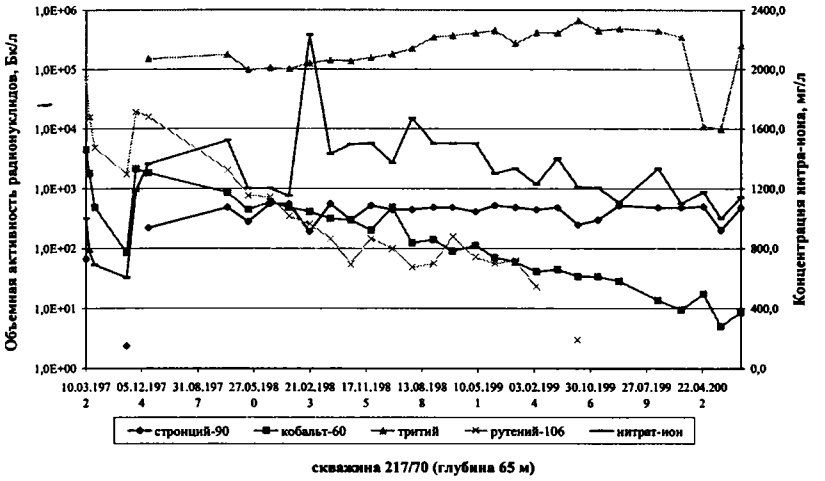
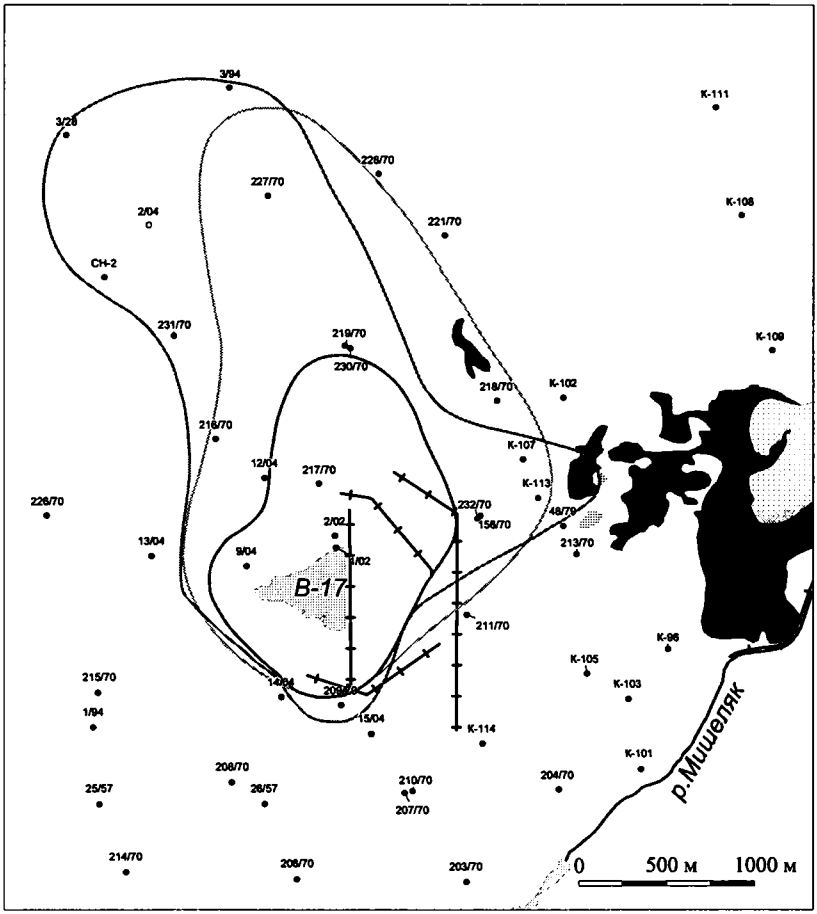



Рис. 4. Концентрации основных техногенных загрязнителей в подземных водах района В-17.

Морфометрические параметры ореолов загрязнения по компонентам сведены в таблицу. Максимальное распространение имеет загрязнение по нитрат-иону (как по площади, так и по глубине), соизмеримо с ним загрязнение по тритию, загрязнение по стронцию-90, обладающему способностью хорошо сорбироваться, имеет гораздо меньшие масштабы.

Динамику распространения загрязнения от водоема 17 в подземных водах можно оценить, сопоставив схемы распространения загрязнения на 1976 и 2004 гг. (рисунки 3 и 5). Можно сделать однозначные выводы, что за последние тридцать лет в водоносном горизонте:

- произошло снижение концентраций рутения-106 и кобальта-60 до уровней ниже граничных,
- произошло сокращение площади ореола распространения трития,
- площади ореолов загрязнения по стронцию-90 и нитрат-иону изменились незначительно,




206/70
• - скважина наблюдательной сети и ее номер

Ореолы загрязнения подземных вод в границах значений УВ и ПДК по компонентам:

——— стронций-90 (5 Бк/л) ····· тритий (7700 Бк/л)

——— нитрат-ион (45 мг/л)

Рис. 5. Схема распространения техногенного загрязнения от водоема 17 в подземных водах на 2004 год.

Таблица. Морфометрические параметры ореолов техногенного загрязнения в подземных водах от водоема 17.

| **Компонент-загрязнитель** | **Площадь ореола, км$^2$** | **Максимальная глубина распространения, м** | **Расстояние от центра водоема до границ ореолов по направления, м** | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | **Северное** | **Южное** | **Западное** | **Северо-восточное** |
| Нитрат-ион (в изолинии 45 мг/л) | 4,9 | 130 | 2870 | 740 | 780 | 1730 |
| Стронций-90 (в изолинии 5 Бк/л) | 1,8 | 95 | 1370 | 570 | 610 | 880 |
| Тритий (в изолинии 7700 Бк/л) | 4,7 | 130 | 2770 | 590 | 740 | 1500 |

- в течение всего периода эксплуатации водоема В-17 не происходило разгрузки загрязненных подземных вод в открытую гидрографическую сеть.

# ПЛУТОНИЙ В ЭКОСИСТЕМАХ ЗОНЫ ЖИДКИХ СБРОСОВ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

Л.Н. Михайловская, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева
Институт экологии растений и животных УрО РАН,
Екатеринбург, Россия,
E-mail: molchanova_i_v@mail.ru

В ходе многолетнего радиоэкологического мониторинга почвенно-растительного покрова 30-км зоны Белоярской АЭС была оконтурена импактная территория [1, 2]. Она включала Ольховское болото (место многолетнего сброса слаборадиоактивных дебалансных вод станции), вытекающую из него небольшую речку Ольховку, впадающую в р. Пышму а так же полосу приболотных и пойменных почв. Ранее, в ряде публикаций нами были оценены запасы и характер распределения долгоживущих радионуклидов, преимущественно $^{90}Sr$, $^{137}Cs$ и $^{60}Co$, в различных компонентах болотно-речной экосистемы [1-3]. Гораздо меньше сведений имеется для наиболее опасного с радиологической точки зрения элемента - плутония [4, 5]. В настоящее время осуществляется переход Белоярской АЭС на использование смешанного уран-плутониевого топлива (mixed-oxide fuel или МОКС-топливо), что может привести к дополнительному поступлению изотопов плутония в объекты окружающей среды [6].

Настоящая работа посвящена изучению путей поступления, миграции и распределения техногенного плутония в компонентах экосистем импактной зоны и сопряженного с ней по стоку участка р. Пышмы.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исследования проводили в 1989-2003 гг. на территории выделенного импактного участка. В ходе работы отбирали пробы донных отложений Ольховского болота и р.р. Ольховки и Пышмы на удалении 0.2, 1.5, 2.5, 7.0, 17.0 и 35км от

места сброса дебалансных вод станции по направлению вектора стока. В непосредственной близости от места отбора грунтов, в затопляемой береговой зоне Ольховского болота и прирусловой пойме р. Пышмы, проводили опробование гидроморфных почв. Для определения фонового уровня загрязнения донные отложения и образцы почв отбирали на контрольном участке р. Пышмы, выше места впадения в нее р. Ольховки. Схема района исследований показана на рисунке 1.

Для изучения особенностей ландшафтной миграции изотопов плутония на сопряженных по стоку элементах рельефа профильным методом закладывали почвенные разрезы. Такой профиль (протяженностью 500 м) охватывал суходольные пространства левого берега болота (плакор) и через пологий склон выходил к болоту вблизи формирования истока р.Ольховки. В болоте формируются илистые и торфянистые отложения; в почвенном покрове береговой зоны преобладают торфянисто-болотные почвы, по мере удаления, на плакоре, они сменяются бурыми лесными. Образцы донных отложений отбирали с помощью торфоразведочного бура типа ТБГ, а почвы - из разрезов слоями 5 см с учетом площади и генетических горизонтов. Содержание изотопов плутония определяли радиохимическим методом [7]. Вскрытие образцов проводили смесью азотной и соляной кислот; затем осаждали гидрооксиды тяжелых металлов, растворяли их и разделяли в колонках с ионообменной смолой типа AG 1-X4. Содержание изотопов плутония определяли на $\alpha$-спектрометре типа Alpha Analyst фирмы "Canberra Packard" (США) с полупроводниковыми детекторами (PIPS), программным обеспечением GENIE-2000 и пределом обнаружения 0.001 Бк.

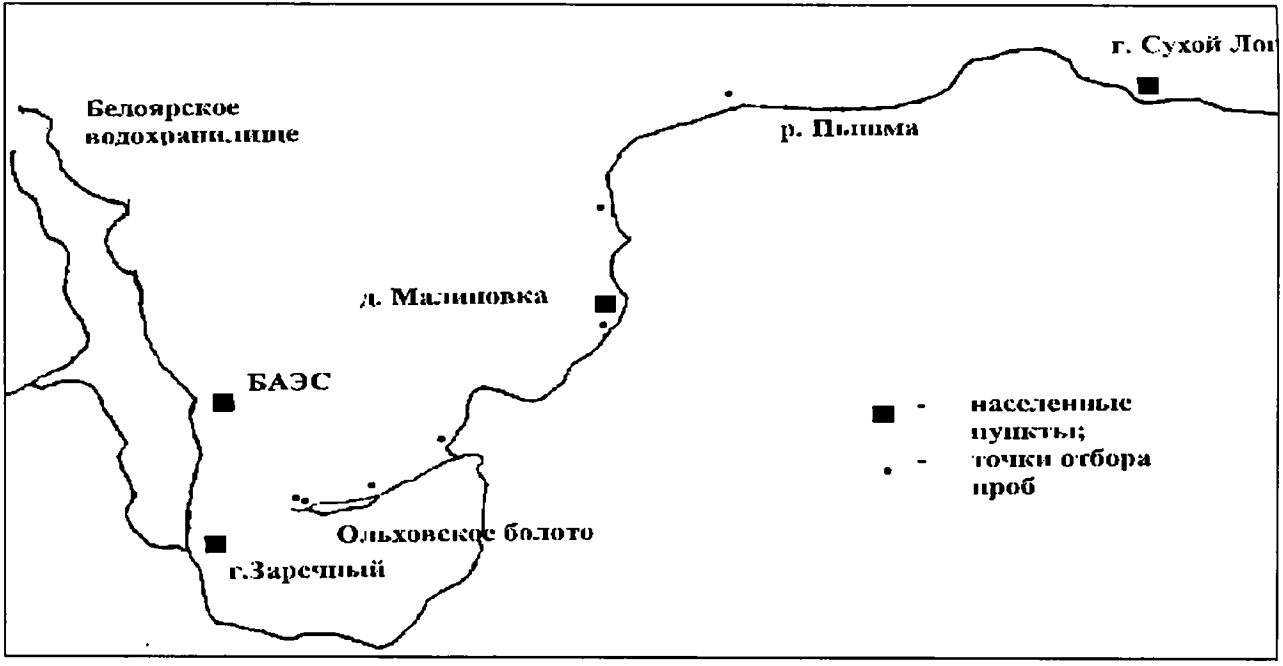



Рис. 1. Схема района исследований в зоне влияния Белоярской АЭС.

# РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

**Уровни содержания и особенности распределения плутония в компонентах экосистем в зоне влияния жидких сбросов Белоярской АЭС.**

В природных экосистемах состав плутониевого загрязнения представлен в основном долгоживущими изотопами $^{238}$Pu и $^{239,240}$Pu. В глобальных выпадениях соотношение изотопов $^{238}$Pu/ $^{239,240}$Pu составляет 0.02-0.04, а в выбросах и сбросах предприятий ядерного топливного цикла соотношение изотопов изменяется в зависимости от особенностей их технологических циклов [8-10]. Рассмотрим, прежде всего, поведение Pu не разделяя его на соответствующие изотопы.

Оценка содержания Pu в донных отложениях водных экосистем показала, что в начальный период исследования (1989 г.) максимальное количество его было зарегистрировано в 0-5см слое донных отложений начала болота, в месте контакта сбросных и болотных вод (табл. 1). Оно резко снижалось в средней части болота и далее по вектору стока не отличалось от такового на контрольном участке. Со временем фронт миграции сместился так, что в значимых количествах Pu был обнаружен на всех обследованных участках болота, в р.Ольховке и в донных отложениях р.Пышмы, в непосредственной близости от места впадения в нее р. Ольховки. Лишь на участке, удаленном на 8-35 км от места сброса дебалансных вод станции содержание плутония в исследуемых образцах не превышало уровня контрольных значений.

В почвах берега болота и прирусловой поймы р. Пышмы содержание Pu составляло 0.5 - 1.4 Бк/кг и не отличалось от такового в почвах не испытывающих влияния БАЭС (табл. 2).

Пересчет данных на единицу площади так же не выявил достоверных различий в запасах радионуклида на обследо-

Таблица 1. Содержание Pu в 0-5 см слое донных отложений на разном расстоянии от места сброса дебалансных вод Бк/кг. (усредненные данные, в скобках - разброс значений для разных точек отбора проб).

| Место отбора донных отложений | Расстояние от места сброса дебалансных вод, км | Годы наблюдений | |
|---|---|---|---|
| | | 1989 | 2005 |
| Ольховское болото | 0.2<br><br>1.5<br>2.5 | 69.0<br>(39.4-114.6)<br>14.9 (4.0-26.0)<br><0.1 | 10.5(1.5-21.6)<br><br>-<br>8.2 (1.3-20.9) |
| Исток р. Ольховка | 3.0 | <0.1. | 2.1 (1.3-3.0) |
| Р.Пышма, вниз по течению от устья р. Ольховки | 7.0<br>8.0-35.0 | <0.1 | 2.4(1.8-3.2)<br>0.1(0.1-0.2) |
| Контрольный участок | 7.0 | <0.1 | 0.1 (<0.1-0.2) |

Таблица 2. Содержание плутония в 0-40 см слое гидроморфных почв (усредненные данные, в скобках - разброс значений для разных точек отбора проб).

| Место отбора проб, береговая зона: | Расстояние от места сброса дебалансных вод, км | Pu, Бк/кг | Pu, Бк/м$^2$ |
|---|---|---|---|
| Ольховского болота | 1.5<br>2.5 | 0.9(0.4-1.5)<br>1.4(0.4-2.9) | 97.7(77.0-98.0)<br>98.0(62.6-166) |
| Р.Пышмы, вниз по течению от устья р.Ольховки | 8.0-17.0 | 0.5(0.2-0.6) | 102.0(23.9-225) |
| Контрольный участок | 7.0 | 0.9(0.6-1.0) | 130.0(79.0-216) |

ванном участке по сравнению с контролем. Сравнение данных таблиц 1 и 2 показывает, что, как правило, концентрация Pu в почвах выше, чем в речных отложениях, для которых водная толща является экраном, существенно снижающим вклад выпадений из атмосферы.

В пределах обследованного геохимического сопряжения наиболее высокая концентрация и запасы Pu обнаружены в илистых и торфянистых отложениях болота (Табл. 3).

В торфянисто-болотной почве, приуроченной к берегу болота, эти величины снижаются; в бурой лесной почве, на удалении 500 м от болота концентрация радионуклида находится на уровне контрольных значений, а его запас в почвенном профиле составляет 113 Бк/м$^2$. Известно, что уровень глобального загрязнения плутонием почвенно-растительного покрова в северном полушарии, сформированный массированными испытаниями ядерного оружия, варьирует в пределах от 30 до 300 Бк/м$^2$ [7-9]. Сравнение этих величин с данными таблицы 3 показывает, что загрязнение обследованных компонентов геохимического сопряжения, как правило, не превышает приведенного максимального значения. Исключение представляют илистые отложения болота, которые в силу высокой сорбционной способности, несут наиболь-

Таблица 3. Содержание Pu в 0-40 см слое донных отложений Ольховского болота и почв геохимического сопряжения.

| Место отбора проб | Объект исследования | Расстояние от берега болота, м | Pu | |
|---|---|---|---|---|
| | | | Бк/кг | Бк/м$^2$ |
| Ольховское болото | Донные отложения: | | | |
| | торфянистые | - | 2.5 | 140 |
| | илистые | - | 9.2 | 489 |
| Затопляемая береговая зона | Торфянисто-болотная почва | 7 | 1.1 | 99 |
| | | 25 | 1.5 | 132 |
| Плакор | Бурая лесная почва | 500 | 0.9 | 113 |

шую радионуклидную нагрузку. Последнее находит отражение и в вертикальном распределении плутония (Табл. 4).

Так, в илистых отложениях болота его основное количество (90% от общего содержания) удерживается в 0-5 см поверхностном слое. В торфянистых образованиях максимум смещен на глубину 5-10 см, а в переувлажненных, торфянисто-болотных почвах Pu в заметных количествах обнаруживается на глубине 20-25 см, более или менее равномерно рас-

Таблица 4. Вертикальное распределение плутония в донных отложениях Ольховского болота и почвах сопредельных участков.

| Место отбора проб | Расстояние от берега болота, м | Объект исследования | Глубина, см | Бк/м$^2$ | % |
|---|---|---|---|---|---|
| Ольховское болото | - | Донные отложения: илистые | 0-5<br>5-10 | 439.2<br>49.6 | 89.8<br>10.2 |
| | - | торфянистые | 0-5<br>5-10<br>10-15<br>15-20 | 25.8<br>70.2<br>18.6<br>25.4 | 18.4<br>50.1<br>13.3<br>18.1 |
| Берег болота, затопляемый | 7 | Почва: торфянисто-болотная | 0-5<br>5-10<br>10-15<br>15-20<br>20-25 | 13.6<br>24.7<br>21.3<br>24.4<br>14.6 | 13.8<br>25.1<br>21.6<br>24.7<br>14.8 |
| | 25 | То же | 0-5<br>5-10<br>10-15<br>15-20<br>20-25 | 15.0<br>25.2<br>15.2<br>6.2<br>1.1 | 24.0<br>40.3<br>24.3<br>9.9<br>1.8 |
| Плакор | 500 | Почва бурая лесная | 0-5<br>5-10<br>10-15<br>15-20 | 6.5<br>19.7<br>48.0<br>60.0 | 8.2<br>24.9<br>60.0<br>6.1 |

пределяясь в почвенном профиле. На плакоре, за пределами влияния болота, где содержание Pu обусловлено глобальными выпадениями из атмосферы, имеет место как заглубление максимального содержания Pu, так и резкий перепад концентраций в выделенных почвенных слоях.

## Вклад жидких сбросов БАЭС в загрязнение изотопами плутония компонентов обследованных экосистем

Наряду с количественной оценкой содержания и распределения Pu в основных депонирующих компонентах импактной зоны, был изучен изотопный состава плутониевого загрязнения и оценен вклад жидких сбросов БАЭС в его формирование. Известно, что вклад различных источников в загрязнение компонентов природной среды изотопами плутония, в первом приближении можно оценить по величине изотопного отношения $^{238}Pu/^{239,240}Pu$. Для сбросов станции эта величина была определена на основании многолетних измерений концентраций изотопов плутония в донных отложениях начала Ольховского болота, в непосредственной близости от места поступления жидких сбросов и в среднем составляла 0.8 [4]. Полагая, что загрязнение обследуемой территории в районе Ольховского болота сформировалось в результате поступления глобальных выпадений и жидких сбросов станции, количественно вклад каждого из источников можно рассчитать, используя следующее уравнение:

$$K_1(A-x) + K_2x = K_3A$$

где A - $^{239,240}Pu$ в образцах, обследованного участка, Бк/м$^2$;

x - $^{239,240}Pu$, поступивший с жидкими сбросами Белоярской АЭС, Бк/м$^2$;

(A-x) - $^{239,240}Pu$ глобальных выпадений, Бк/м$^2$;

$K_1$, $K_2$, $K_3$ - величины изотопного отношения $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ в глобальных выпадениях, жидких сбросах станции и в об-

разцах обследованного участка соответственно.

$K_1(A-x)$ - $^{238}Pu$ глобальных выпадений, Бк/м$^2$;

$K_2x$ - $^{238}Pu$, поступивший с жидкими сбросами Белоярской АЭС, Бк/м$^2$;

$K_3A$ - $^{238}Pu$, в исследованных образцах, Бк/м$^2$.

Решая уравнение для различных объектов исследования, находим вклад Белоярской АЭС в их загрязнение $^{239,240}Pu$ и $^{238}Pu$. Проведенные расчеты показали, что наибольший вклад станция вносит в загрязнение Pu илистых и торфянистых отложений болота. Величина отношения $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ в этих образованиях зависит от их физико-химических свойств и составляет соответственно 0.75 и 0.37, что указывает на относительное обогащение их $^{238}Pu$. Последнее справедливо для донных отложений болота, формирующихся на разных его участках, р. Ольховки и акватории р.Пышмы (7 км от сброса дебалансных вод). Во всех случаях величина отношения $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ удерживается на уровне 0.42-0.76, а вклад БАЭС составляет соответственно 96.6-62.2% с некоторым падением градиента при переходе от болота к системе рек (табл. 5).

Далее, вниз по течению р. Пышмы, вклад БАЭС в загрязнение донных отложений плутонием не обнаружен. Несмотря на то, что содержание плутония в гидроморфных почвах

Таблица 5. Вклад Белоярской АЭС в загрязнение Pu донных отложений (над чертой) и гидроморфных почв (под чертой).

| Место отбора проб | Расстояние от места сброса дебалансных вод, км | $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ | Вклад БАЭС, % |
|---|---|---|---|
| Ольховское болото: | 0.2<br>2.5 | 0.76/0.50<br>0.72/0.74 | 96.6/ 71.6<br>92.1/ 95.4 |
| Исток р. Ольховки | 3.0 | 0.42/ -не опр | 62.2/ -не опр |
| Р. Пышма, вниз по течению: | 7.0<br>8.0-35.0 | 0.42/?0.04<br>0.04/?0.04 | 62.2/ не обн.<br>Не обн. |

достоверно не отличается от такового на контрольном участке, соотношение изотопов $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ в них удерживается на уровне 0.50-0.74; соответственно вклад БАЭС составляет 72 - 95%. Поскольку Ольховское болото является источником радионуклидного загрязнения не только в открытой гидрографической системы, но и наземных экосистем сопредельных территорий, оценили вклад станции в загрязнение почвенного покрова в пределах обследованного геохимического сопряжения. Расчеты показали, что на расстоянии 25м от берега болота вклад станции составляет 3.4%, а на большем удалении не обнаружен.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучено распределение и оценены запасы Pu в основных депонирующих компонентах Ольховской болотно-речной экосистемы. По результатам ранее проведенных многолетних исследований эта экосистема была выделена нами в импактную территорию, испытывающую влияние жидких сбросов Белоярской АЭС. Действительно содержание Pu в донных отложениях болота и реках, сопряженных с ним общим стоком, уменьшается по мере удаления от места сброса дебалансных вод. Лишь на расстоянии, превышающем 7км, оно выходит на уровень контрольных значений. Содержание радионуклида в почвенном покрове обследованной территории варьирует в пределах 100-140 Бк/м$^2$. Эти значения не превышают уровня загрязнения почв, сформировавшегося за счет глобальных выпадений из атмосферы. Исключение представляют илистые отложения болота, которые в силу высокой сорбционной способности, несут наибольшую радионуклидную нагрузку. Последнее находит отражение и в вертикальном распределении в них плутония. В илистых

отложениях основное его количество (90% от общего содержания) удерживается в 0-5см поверхностном слое.

Количественная оценка содержания Pu в обследованных компонентах еще не позволяет оценить вклад станции в их загрязнение. Такая оценка оказалась возможной при использовании анализа изотопных отношений. Проведенный анализ показал, что вклад станции в загрязнение техногенным радионуклидом депонирующих компонентов Ольховской болотно-речной экосистемы удерживается на уровне 56-97%.

Работа выполнена при поддержке РФФИ: грант №04-05-64172, грант № 04-05-96086

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН. 2001. 161 с.

2. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радионуклиды в экосистемах зоны жидких сбросов Белоярской АЭС. // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург. 2005. Вып.7. С.150-165.

3. Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск: УрО АН СССР, 1990. 172 с.

4. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Техногенный плутоний в почвах Уральского региона // Дефектоскопия. 2002. №4. С.59-66.

5. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радионуклиды в компонентах экосистем зоны жидких сбросов Белоярской АЭС / Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург. 2005. Вып. 7. С.150-165.

6. Сараев О.М., Ошканов Н.Н., Мальцев В.В. Перспективы безопасной утилизации плутония в виде МОКС-топлива на Белоярской АЭС // Материалы Российско-Американских Слушаний: Утилизация плутония: проблемы и решения. Екатеринбург, 2000. С.57-59.

7. Chen Q. et al. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry, articles// 1993. V.172. N2. P. 281-288.

8. Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S. P., Trapeznikov A. V., Molchanova I. V., Pozolotina V. N., Karavaeva E. N., Yushkov P., Polykarpov G. Radioactivity inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995) // Sci. of the Total Environment, 1997. Vol. 201. P.137-154.

9. Павлоцкая Ф.И., Федорова З.М., Емельянов В.В. и др. Содержание плутония в почвах Советского Союза // Атомная энергия, 1985. Т.59. Вып.5. С. 382.

10. Атурова В.П., Коваленко В.В. Плутоний в почвах Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск: Тандем-Арт, 2004. С. 59-62.

# ПОСТРОЕНИЕ АНАЛИТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ МИГРАЦИИ СТРОНЦИЯ-90 В СЛОЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ СПЕЦИАЛЬНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ВОДОЕМА ПО "МАЯК" СТАРОЕ БОЛОТО

О.Н. Александрова,
г. Екатеринбург, УГТУ- УПИ, Россия

*В статье представлены методы аналитического анализа задачи миграции радионуклидов в слое донных Предложенная модель позволяет исследовать динамически изменяющееся распределение радионуклидов в слое донных отложений с учётом процессов гидродинамической дисперсии, сорбции и радиоактивного распада.*

*Выполнено моделирование поведения стронция-90 в донных отложениях водоема-хранилища жидких радиоактивных отходов ПО "Маяк" Старое Болото. Представлены результаты расчёта зон эрозии, транспорта и седиментации исследуемого водоёма и изучено влияние процессов взмучивания на его вторичное загрязнение. Проведено сравнение рассчитанного по модели вертикального распределения стронция-90 в донных отложениях и экспериментальных данных комплексных обследований водоёма Старое болото 1972 и 2000 годов.*

**Введение.** В соответствии с принятой технологической схемой ряд низко- и средне- активных жидких отходов ФГУП "ПО "Маяк" (Челябинская область, г. Озёрск, Росатом) направляется на хранение в изолированные от открытой гидрографической системы водоемы-хранилища. Использование открытых водных объектов в качестве таких хранилищ представляет серьёзную опасность для окружающей среды и здоровья человека. Воздушная и гидрологическая миграция ра-

дионуклидов из таких водоёмов, поступление радионуклидов в подземные воды приводят к их постепенному распространению в окружающей среде, включению в пищевые цепочки и дополнительному облучению человека.

Данная статья посвящена изучению миграции радионуклида в слое донных отложений водоема на примере водоёма 17 (Старое Болото). Радионуклиды, поступившие в водоем, сорбируются взвесями и осаждаются, претерпевают радиоактивный распад, накапливаются водной биотой, что приводит к самоочищению воды водоёма. Однако в результате этих процессов донные отложения, в которых накапливаются радионуклиды, становятся долговременным депо радионуклидов и источником вторичного радиоактивного загрязнения.

На основе экспериментальных данных предложена модель двухслойной структуры донных отложений - разделение общего слоя седиментов на разжиженные и плотные илы. Для слоя плотных илов аналитически рассчитываются динамически изменяющиеся профили радионуклида. В основе аналитического решения задачи миграции радионуклидов лежит использование Фурье-анализа.

## Водоём 17 как объект моделирования

Построение и решение математической модели тесно связано, прежде всего, с его географическими, физическим, химическими и биологическим свойствами.

В геоморфологическом отношении район представляет собой пологовсхолмленную равнину с абсолютными отметками поверхности от 215 до 265.5 м. Общий уклон поверхности - к востоку. Холмы преимущественно мелкие с плоскими вершинами и пологими склонами [1].

Место расположения Старого Болота - небольшой выраженный лог длиной до 3 км в лесном массиве. По этому логу происходил сбор поверхностного стока, питающего р.Мишеляк (с площади, равной около 6 км$^2$). Верхняя часть лога представляет собой выположенную впадину шириной 100-200 м и длиной около 500 м. Впадина переходит в суженный лог шириной 5-10 м, который на расстоянии примерно 3 км к востоку раньше заканчивался болотом, расположенным в пойме р.Мишеляк. В естественных условиях вода во впадине не задерживалась, так как местность в этом районе имеет уклон в сторону реки Мишеляк, приблизительно равный 0.005. С устройством дамб в 1952 г. и 1954 г. на месте лога образовался искусственный водоем, существующий по настоящее время.

Почвы представлены серыми лесными и выщелоченными черноземами, по механическому составу глинистыми и тяжелосуглинистыми. На заболоченных участках распространены болотные торфяные и луговые почвы.

Климат района континентальный, с большими колебаниями температуры воздуха как внутри года, так и в течение суток. Зимой наблюдается устойчивая морозная погода, лето жаркое. В среднем с ноября по конец апреля устанавливается на водоёмах ледовое покрытие.

Согласно метеорологическим наблюдениям [2] на рассматриваемой территории в течение всего года преобладают ветры западных направлений с южной и северной составляющей: направление СЗ-ЮЗ - 49,2 %. Средняя за год скорость ветра составляет 3.8 м/с. Максимальная скорость ветра достигает 24 м/с. В целом, данный регион является достаточно стабильным по ветровому режиму.

Водоем Старое Болото используется для приема и хранения жидких радиоактивных отходов, начиная с 1949 года. Он представляет собой небольшое искусственное хранили-

ще жидких отходов с площадью акватории 130000 $м^2$ и объемом около 300000 $м^3$. С 1954 года по настоящее время в водоем было сброшено около 10 млн. $м^3$ радиоактивных отходов с суммарной активностью ~ $5,6 \cdot 10^{17}$ Бк (15 млн. Ки); при этом сброс основной части активности относится к периоду 1956-1966 гг. С конца 1960-ых - начала 70-ых годов объемы и суммарная активность сбросов радиоактивных отходов были резко сокращены. Водоем стал использоваться главным образом для приема и хранения низко- активных отходов. В настоящее время объем сбрасываемых жидких отходов составляет величину 30-100 тыс.$м^3$/год с суммарной активностью бета- излучающих радионуклидов $(4\text{-}20) \cdot 10^{12}$ Бк/год (100-500 Ки/год). С начала 1970-ых годов процессы самоочищения промышленного водоема от радиоактивных веществ существенно превосходят дополнительное поступление в него радионуклидов.

Основная часть радионуклидов, поступивших в водоем за весь период его эксплуатации, депонирована в суглинках ложа и донных отложениях водоема. Согласно оценке 2000 г. [1], суммарная активность радионуклидов в водоёме определяется в основном стронцием-90 ($2,1 \cdot 10^{16}$ Бк или 570000 Ки) и цезием-137 ($3,4 \cdot 10^{15}$ Бк или 92000 Ки), причём 99% этой активности депонировано в донных отложениях. Объём донных отложений оценивается в 45000 $м^3$. Средняя мощность слоя составляет 36 см, максимальная - 123 см. Гранулометрический состав донных отложений определяется в основном частицами полевого шпата (50%) со средним размером 2-3 мкм и частицами кварца (40%) со средним размером 7 мкм [2].

**Экспериментальное обоснование двухслойной структуры илов.** Одной из важных характеристик водоёма является вертикальное распределение объёмной массы взвеси. В ходе выполненных работ [3] было подтверждено разделение

среды донных отложений на две структуры разного типа: неплотные (разжиженные) и плотные илы. На рис. 1 представлено типичное изменение объемной массы твердого вещества в водоёме с увеличением глубины. В одной из точек опробования на глубинах до 2,50 м объёмная масса твердого вещества (взвесей) не превышала 1-2 кг/м$^3$. Далее расположен слой, в котором эта величина резко возрастает с 1 кг/м$^3$ до 1000 кг/м$^3$. Начиная с глубины 2,75 м, эта величина составляет около 1000 кг/м$^3$. Ниже слоя илов - на глубинах от 3,0 м - идет слой суглинков ложа водоема с плотностями, близкими к плотностям плотных илов.

Другим принципиальным параметром, характеризующим состояние донных отложений является количество свободной придонной воды. Для илов до глубины 2,75 м наблюдается монотонный рост доли твердого вещества и, соответственно, снижение количества придонной воды. В пробах с илами, соответствующих глубинам от 2,75 м до 3,00 м, свободной воды (фильтрата проб) практически нет На этих глубинах вода присутствует в илах как поровая и в гидратированном виде.

Рассмотренное выше вертикальное распределение объемной массы твердого вещества типично для донных отложений водоема в целом. Таким образом, весь слой илов можно разбить два подслоя, отличающиеся своими физико-химическими свойствами. Верхний слой донных отложений мощностью 20-100 см можно охарактеризовать как разжиженные илы: "илы, взвешенные в воде". Нижний слой илов мощностью 10-20 см представляет собой плотные илы: в этом слое "вода содержится только в илах".

Слой разжиженных илов в силу резкого возрастания, с одной стороны, объёмной массы взвешенного вещества, а, с другой, процентного содержания в этом веществе поровой воды от 10% до 30% характеризуется резким возрастанием с

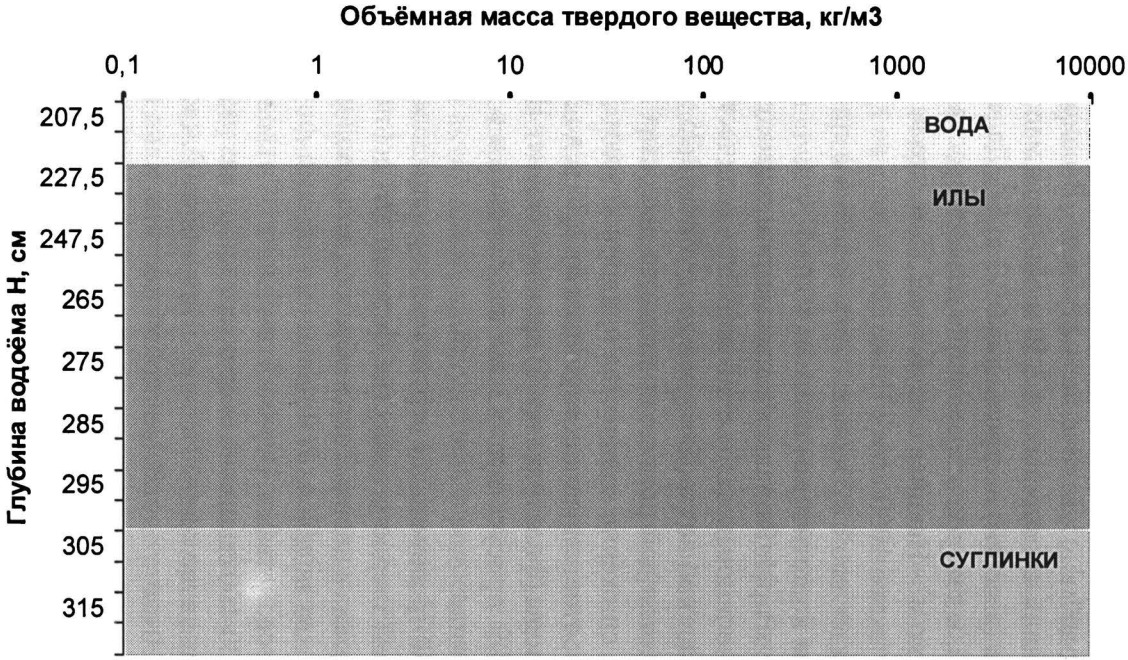



Рис. 1. Изменение объёмной массы твёрдого вещества с глубиной водоёма (в юго-западной части водоема)

глубиной объёмных активностей всех измеренных радионуклидов (для стронция-90 см. рис. 2).

Слою плотных илов соответствуют не только высокие значения объёмной плотности твёрдых частиц (~1000 кг/м$^3$) и отсутствие фильтрата, но и уменьшение с глубиной в этом подслое процентного содержания поровой воды, что, прежде всего, связано с уплотнением этого подслоя и, соответственно, снижением пористости, и уменьшение объёмной активности радионуклидов. Однако последнее утверждение требует дополнительных исследований.

**Определение зон эрозии, транспорта и седиментации.** В соответствии с климатическими и геоморфологическими характеристиками водоёма были рассчитаны в первом приближении зоны эрозии (взмучивания), транспорта и седиментации [4].

Согласно эмпирическим зависимостям, предложенным Hakanson L., глубина водоёма на границе между зоной взмучивания и переноса определяется $H_{в_п}$=30.7L/(L+34,2), а на границе между зонами переноса и седиментации - $H_{п_с}$=45.7L/(L+21,4), где L - длина разгона ветровой волны в м. На рис. 3 представлено расположение границ этих зон. Результаты расчёта показывают, что на общий характер взаимодействия частиц донных отложений и водной массой слабое влияние оказывает турбулентное перемешивание, и перераспределение радионуклидов между водной средой, взвесями и донными отложениями происходит в условиях обычной диффузии.

На рис. 4 представлены оценки добавочной мутности водоёма в результате ветрового взмучивания при типичных для данного региона скоростях ветра и преобладающем западном направлении ветра [5]. Линии (A-D) соответствуют вертикальным сечениям водоема в направлении запад-восток. Линия С - линия главного разреза (от самой западной

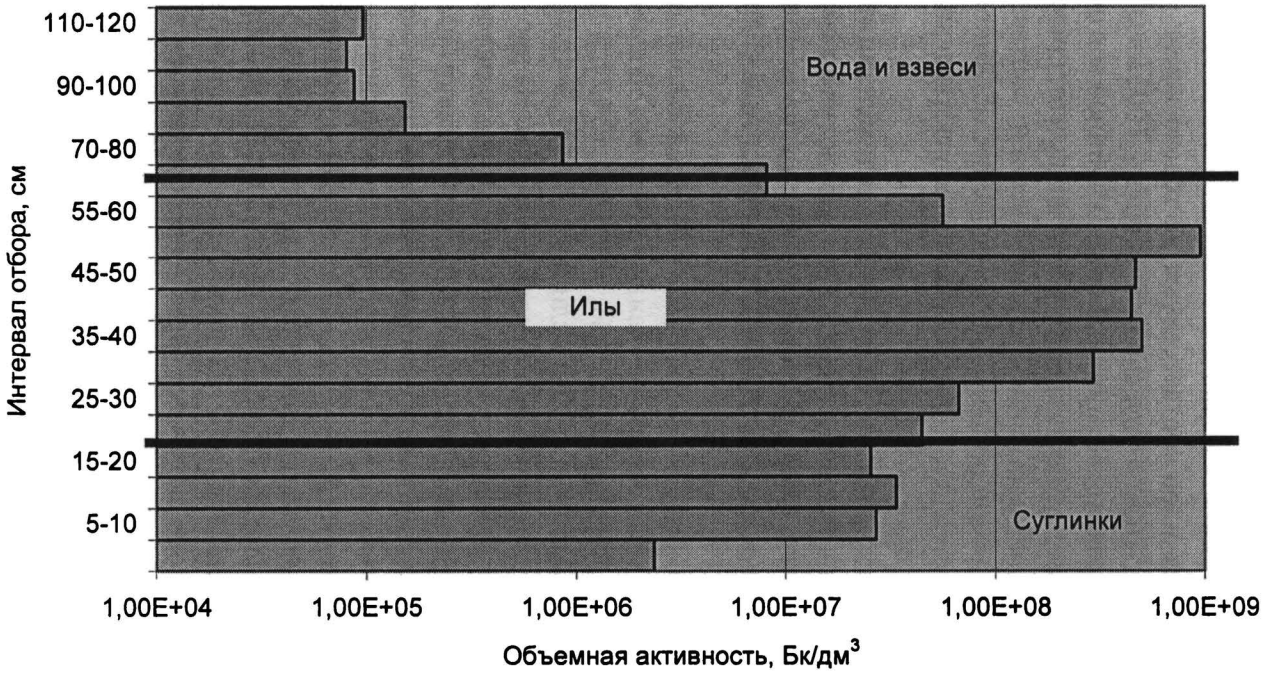



Рис. 2. Изменение объёмной активности стронция-90 с глубиной (в юго-западной части водоема).

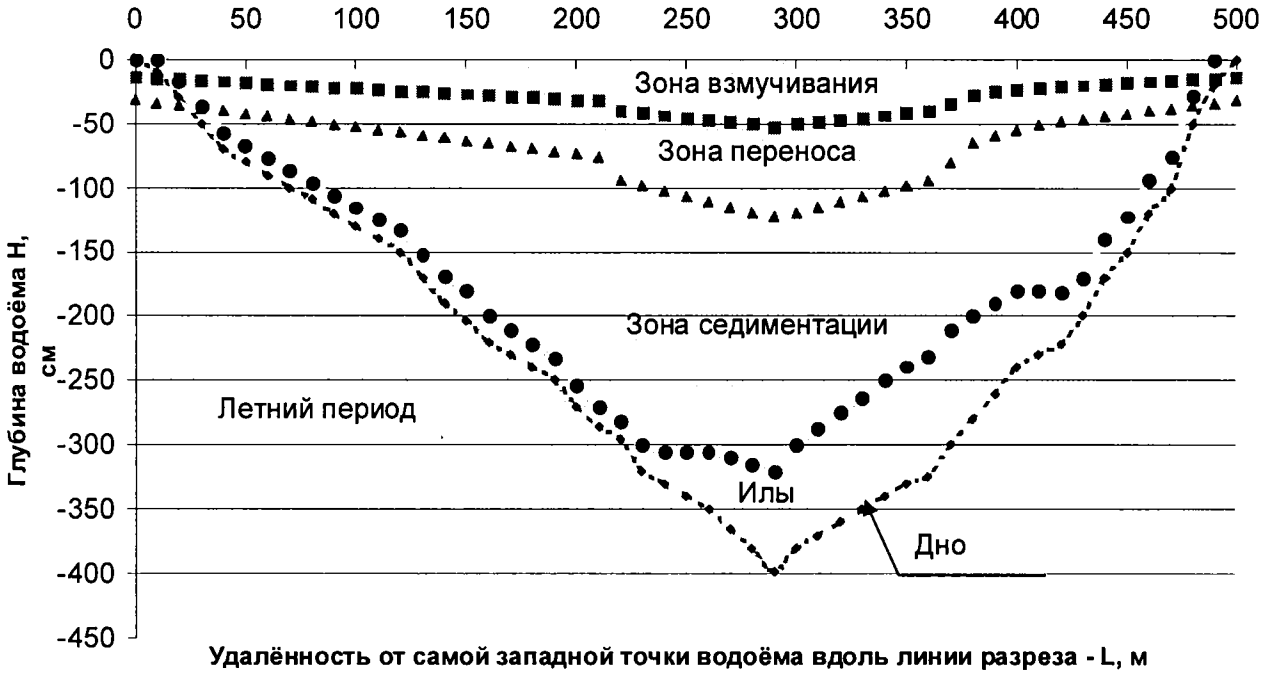



Рис. 3. Слои перемешивания, транспорта и седиментации в водоёме Старое Болото в главном вертикальном сечении С (см. описание в тексте).

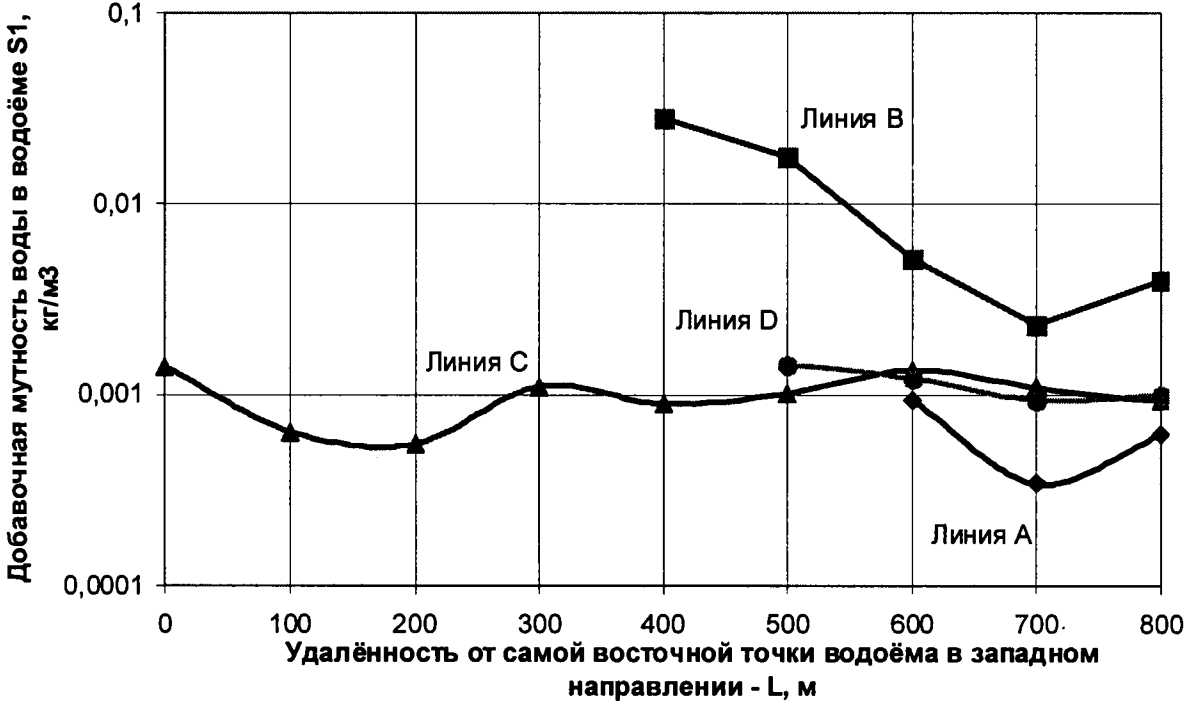



Рис. 4. Изменение мутности воды водоёма Старое Болото вследствие ветрового взмучивания вдоль линий разреза A - D.

точки). Линия А сдвинута на 300 м, линия В - на 200 м севернее С. Линия D сдвинута на 100 м южнее С.

Минимальные значения концентрации взвешенного вещества для данного водоёма соответствуют 20 г/м$^3$, поэтому приращение мутности, вызванное ветровым перемешиванием, в ~(1-3) г/м$^3$ не играет значительной роли, тем более, что в течение полугода водоём покрыт льдом.

**Постановка задачи моделирования распределения радионуклида в донных отложениях.** Сложность задачи моделирования вертикальной миграции радионуклида определяется, прежде всего, сложностью объекта изучения. Водоём рассматривается как совокупность таких сред, как вода, взвеси, донные отложения, суглинки, биота разных уровней, которые взаимодействуют между собой.

В данной работе, опираясь на экспериментальные данные комплексных обследований водоёма, предлагается выделять водный слой со взвешенным веществом, слой разжиженных илов, в котором происходит резкое возрастание объёмной массы взвешенного вещества и соответствующее изменение физических и химических свойств этого слоя, и слой плотных илов, который представляет достаточно плотную субстанцию, содержащую только поровую и гидратированную воду. Первый и второй слои описываются усреднённым по слою значением объёмной концентрации радионуклида как функции времени: $C_1(t)$, $C_2(t)$. Третий слой (слой плотных илов) характеризуется вертикальным распределением объёмной концентрации радионуклида также как функции времени: $C_3(x, t)$.

В таблице 1 приводятся наименования, обозначения, единицы измерения величин, используемых в вычислениях.

Таблица 1. Перечень используемых в математической модели величин и их обозначений.

| Наименование величины | Используемое обозначение | Единицы измерения |
|---|---|---|
| 1. Первоначальное поступление i-того радионуклида при хроническом загрязнении водоёма со стоком | $R_0$ | Бк/год |
| 2. Коэффициент смыва i-того радионуклида с загрязнённой площади | k | 1/год |
| 3. Коэффициент выноса i-того радионуклида при ветровом подъёме | $\Psi$ | 1/год |
| 4. Постоянная радиоактивного распада | $\lambda$ | 1/год |
| 5. Усреднённая концентрация i-того радионуклида в слое воды со взвесями | $C_1$ | Бк/м$^3$ |
| 6. Усреднённая концентрация i-того радионуклида в слое разжиженных илов | $C_2$ | Бк/м$^3$ |
| 7. Усреднённая концентрация i-того радионуклида в слое плотных илов | $C_3$ | Бк/м$^3$ |
| 8. Объём озера | V | м$^3$ |
| 9. Площадь акватории водоёма | S | м$^2$ |
| 10. Средняя глубина водоёма | H | м |
| 11. Толщина слоя разжиженных илов | h | м |
| 12.Толщина слоя плотных илов | l | м |
| 13. Коэффициент диффузионного обмена между водным слоем со взвесями и слоем разжиженных илов | $\beta$ | м/с |
| 14. Доля i-того радионуклида в растворе в слое воды со взвесями | $\alpha_{p1}$ | б/р |
| 15. Доля i-того радионуклида в растворе в слое разжиженных илов | $\alpha_{p2}$ | б/р |

Окончание таблицы 1

| | | |
|---|---|---|
| 16. Доля i-того радионуклида в растворе в слое плотных илов | $\alpha_{p3}$ | б/р |
| 17. Мутность слоя воды со взвесями | $S_1$ | кг/м$^3$ |
| 18. Расход проточных вод | Q | м$^3$/год |
| 19. Коэффициент распределения i-того радионуклида в системе вода – взвесь в первом слое | $k_{d1}$ | м$^3$/год |
| 20. Коэффициент распределения i-того радионуклида в системе вода – илы во втором слое | $k_{d2}$ | м$^3$/год |
| 21. Коэффициент распределения i-того радионуклида в системе вода – илы в третьем слое | $k_{d3}$ | м$^3$/год |
| 22. Усреднённая скорость заиления | $W_c$ | м/год |
| 23. Объёмная масса твёрдой фазы во втором слое (j=2) и в третьем слое (j=3) | $m_j$ | кг/м$^3$ |
| 24. Гидравлическая крупность частиц | U | м/с |
| 25. Доля i-того радионуклида, сорбированного твёрдой фазой в первом слое | $\alpha_{T1}$ | б/р |
| 26. Доля i-того радионуклида, сорбированного твёрдой фазой в втором слое | $\alpha_{T2}$ | б/р |
| 27. Доля i-того радионуклида, сорбированного твёрдой фазой в третьем слое | $\alpha_{T3}$ | б/р |
| 28. Плотность аэрозольных выпадений i-того радионуклида на зеркало водоёма и его водосбора | $\sigma$ | Бк/км$^2$ |
| 29. Аварийное (разовое) поступление радионуклида в водную систему | $A_0$ | Бк |
| 30. Штатное (ежегодное) поступление радионуклида в водную систему | R | Бк/(год) |

В общем виде водоём описывается следующей математической моделью:

$$\begin{cases} \eta_1 \cdot \dfrac{\partial C_1}{\partial t} = div(D_1 \vec{\nabla} C_1) - \lambda \cdot C_1 + F_{12}(C_1, C_2) + F_{filtr1} + F_{surf} \\ \eta_2 \cdot \dfrac{\partial C_2}{\partial t} = div(D_2 \vec{\nabla} C_2) - \lambda \cdot C_2 + F_{21}(C_1, C_2) + F_{23}(C_2, C_3) + F_{filtr2} \\ \eta_3 \cdot \dfrac{\partial C_3}{\partial t} = div\left(D_3 \vec{\nabla} C_3\right) - \lambda \cdot C_3 + F_{32}(C_2, C_3) + F_{filtr.3} \end{cases}, \quad (1)$$

где $D_i$ - коэффициент диффузии радионуклида в соответствующей среде (индекс i=1, 2, 3 - описывает соответственно воду, разжиженные илы и плотные илы); $\eta$ - коэффициент пористости среды; $F(C_j, C_k)$ -характеризует взаимодействие двух соседних сред, включая сорбционные процессы, процессы образования взвешенного вещества седиментации; $F_{filtr.j}$ - описывает фильтрационные процессы из соответствующей среды (j); $F_{surf}$ описывает процесс загрязнения среды со стоком.

Рассматриваются следующие процессы в слое воды со взвесями: радиоактивный распад, диффузионный обмен радионуклида между первым и вторым слоями, процесс формирования и седиментации взвесей, сорбция радионуклидов взвесями, а также загрязнение данного слоя стоковыми водами.

В слое разжиженных илов в модели учитываются радиоактивный распад, диффузионный обмен радионуклидом с соседним слоями (водным со взвесями и слоем плотных лов), процесс заиления.

В слое плотных илов - радиоактивный распад, диффузионные процессы в самом слое; диффузионный обмен радионуклидом с верхним слоем учитывается при задании граничного условия на поверхности раздела второго и третьего слоёв; процесс взаимодействия с суглинками включён в граничное условие на поверхности раздела плотных илов и суглинков.

Таким образом, первое уравнение системы (1) преобразуется следующим образом:

$$\frac{\partial C_1}{\partial t} = -\lambda \cdot C_1 - \frac{\beta}{H} \cdot (\alpha_{p1} C_1 - \alpha_{p2} C_2) - \frac{U}{H}\left(\alpha_{T1} C_1 - \frac{s_1}{m} \cdot \alpha_{T2} C_2\right) - \frac{Q}{V} C_1 + \frac{R_0}{V} \cdot \exp(-\mu t) + R \quad (2),$$

где выражение $\lambda \cdot C_1$ описывает потери радионуклида в процессе радиоактивного распада; выражение - $\frac{\beta}{H} \cdot (\alpha_{p1} C_1 - \alpha_{p2} C_2)$ - процесс диффузионного обмена растворённым в воде радионуклидом между слоями воды со взвесями и разжиженными илами; выражение - $\frac{U}{H} \cdot \left(\alpha_{T1} C_1 - \frac{s_1}{m} \cdot \alpha_{T2} C_2\right)$ - процесс диффузионного обмена радионуклидом, сорбированного твёрдой фазой между теми же слоями; выражение $\frac{Q}{H} C_1$ - разбавление радионуклида с проточными водами; выражение $\frac{R_0}{V} \cdot \exp(-\mu t)$ - поступление радионуклида со сточными водами с загрязнённых территорий, R - постоянные сбросы.

Поступление i-того радионуклида при хроническом загрязнении водоёма описывается выражением: $\frac{R_{eff}}{V} = \frac{R_0}{V} \cdot \exp(-(\lambda + \kappa + \Psi)t)$, где $R_0 = \int_0^A \kappa \cdot \sigma(\theta) d\theta$, κ - коэффициент поверхностного смыва, Ψ - ветровой унос радионуклида. Для Sr-90 $k = 2 \div 6 \cdot 10^{-3}$ 1/год, $\lambda = 0.024$ 1/год. $\Psi \approx 1 \cdot 10^{-5}$ 1/год.

В математической модели величины $\alpha_{p1}$, $\alpha_{p2}$, $\alpha_{T1}$, $\alpha_{T2}$ определяются следующим образом:

$$\alpha_{p1} = \frac{1}{1 + s_1 \cdot k_{d1}}; \quad \alpha_{p2} = \frac{1}{1 + m \cdot k_{d2}}; \quad \alpha_{T1} = \frac{s_1 \cdot k_{d1}}{1 + s_1 \cdot k_{d1}}; \quad \alpha_{T2} = \frac{m \cdot k_{d2}}{1 + m \cdot k_{d2}}.$$

Таблица 2. Оценки коэффициента диффузии обмена между слоем воды со взвесями и слоем разжиженных илов β, м/год.

| Радионуклид | Период рассмотрения процесса диффузии | Тип почвы | | |
|---|---|---|---|---|
| | | песок | Песок с илами | Илы |
| Sr-90 | До 5 лет | 0.4 | 1.0 | 1.4 |
| | До 30 лет | 0.2 | 0/4 | 0.6 |

Для усреднённой концентрации радионуклида во втором слое получаем уравнение:

$$\eta_2 \frac{\partial C_2}{\partial t} = -\lambda \cdot C_2 + \frac{\beta}{h} \cdot \left(\alpha_{p1} C_1 - \alpha_{p2} C_2\right) + \frac{U}{h}\left(\alpha_{T1} C_1 - \frac{s_1}{m} \cdot \alpha_{T2} C_2\right) - \frac{W_c}{h} \cdot \alpha_{T2} C_2 \quad (3)$$

Выражение $\frac{W}{h} \cdot \alpha_{T2} C_2$ описывает потери радионуклидов, сорбированных взвесями, в процессе заиления.

$$\frac{\partial C_3}{\partial t} = D_* \cdot \frac{\partial^2 C_3}{\partial x^2} - \lambda \cdot C_3 \quad (4)$$

В уравнении (4) используется эффективный коэффициент диффузии D*, учитывающий пористость слоя плотных илов. Начальные концентрации в первом и втором слоях задаются $C_1(t=0) = C_{bg_1}$ и $C_2(t=0) = C_{bg_2}$ в соответствии с экспериментальными данными.

Для третьего слоя заданием граничного условия $C_3(x=0, t) = \mu_1(t)$ на поверхности раздела со слоем разжиженных илов учитываем диффузионный массообмен со вторым слоем. Следует отметить, что указанное граничное условие соответствует исходной и пространственно зафиксированной при дальнейшем рассмотрении поверхности x=0. Таким образом, в рассмотрение собственно слоя плотных илов не включены вновь образованные слои за счёт заиления. При данном рассмотрении процесс заиления не исключается из полной за-

дачи. Для рассматриваемого водоёма 17 заиление составляет в среднем 2-3 мм в год, а для периода 30 лет подъём поверхности раздела не превысит 9 см.

Граничное условие на поверхности раздела с суглинками включает диффузионный массообмен и определяется следующим образом: $C_3(x=l, t) = \mu_2(t)$.

Начальное распределение концентрации радионуклида в слое плотных илов задаётся по экспериментальным данных: $C_3(x, t=0) = \varphi(x)$. Интерполирование функции $\varphi(x)$ по экспериментальных данным проводится либо построением полинома Лагранжа, либо некоторой регрессионной кривой, либо обычной ломаной.

**Построение аналитического решения для усреднённых концентраций радионуклида в первом и втором слоях $C_1(t)$, $C_2(t)$.** В случае расчёта изменений концентраций радионуклидов в водоёмах, используемых как хранилища средне активных отходов, следует учитывать тот факт, что поступление активности за счёт рутинных сбросов намного превосходит уровень добавочного хронического загрязнения. Поэтому в рамках моделирования водоёма 17 (Старое болото) в качестве основного источника загрязнения рассматриваются только штатные сбросы. Максимальная оценка поступления радионуклида за счёт смыва с загрязнённых площадей водосбора $R_0$ по 1972 г. составляет $\sim 6 \cdot 10^9$ Бк/год [6], а поступление активности со сбросами по стронцию порядка $(1\text{-}10)\cdot 10^{12}$ Бк/год [6].

Интегрируя систему дифференциальных уравнений (2-3), получаем следующие решения:

$$C_1(t)=L_1\exp(\lambda_1 t)-L_2\exp(\lambda_2 t)+\frac{E\cdot R}{(BD-EA)} \qquad (5)$$

$$C_2(t)=\frac{L_1}{B}\cdot(\lambda_1-A)\cdot\exp(\lambda_1\cdot t)+\frac{L_2}{B}\cdot(\lambda_2-A)\cdot\exp(\lambda_2\cdot t)-\frac{R\cdot D}{BD-EA} \qquad (6)$$

где $A=-\lambda-\frac{\beta}{H}\cdot\alpha_{p1}-\frac{U}{H}\cdot\alpha_{T1}-\frac{Q}{V}-\frac{q_{f1}}{V}\cdot\alpha_{p1}$,

$B=\frac{\beta}{H}\cdot\alpha_{p2}+\frac{U}{H}\cdot\frac{s_1}{m_2}\cdot\alpha_{T2}$, $D=\frac{U}{h}\cdot\alpha_{T1}+\frac{\beta}{h}\cdot\alpha_{p1}+\frac{q_f}{V}\cdot\alpha_{p1}-\frac{W_c}{H}\cdot\alpha_{T2}$,

$E=-\lambda-\frac{U}{h}\cdot\frac{s_1}{m_2}\cdot\alpha_{T2}-\frac{\beta}{h}\cdot\alpha_{p2}-\frac{q_f}{V}\cdot\alpha_{p2}$.

$$\lambda_1=\frac{(A+E)+\sqrt{(A-E)^2+4BD}}{2},\quad \lambda_2=\frac{(A+E)-\sqrt{(A-E)^2+4BD}}{2},$$

$$L_1=\frac{b1\cdot a22-b2\cdot a12}{a11\cdot a22-a12\cdot a21},\quad L_2=\frac{b2\cdot a11-b1\cdot a21}{a11\cdot a22-a12\cdot a21},$$

$$b1=C_1(t_0)-\frac{E\cdot R}{BD-EA},\quad b2=C_2(t_0)+\frac{D\cdot R}{BD-EA},$$

$a11=\exp(\lambda_1 t_0)$, $a12=\exp(\lambda_2 t_0)$, $a21=((\lambda_1-A)/B)\exp(\lambda_1 t_0)$, $a22=((\lambda_2-A)/B)\exp(\lambda_2 t_0)$.

Решение уравнения миграции радионуклида для слоя плотных илов строится в рамках Фурье-анализа с применением модельной функции U(x, t), где $U(x, t)=\mu_1(t)+(x/l)(\mu_2(t)-\mu_1(t))$.

Вертикальное распределение радионуклида вдоль слоя плотных илов в рассматриваемый момент времени может быть определено либо с использованием функции Грина, либо в рамках Фурье анализа.

В случае Фурье анализа миграции радионуклида в слое плотных илов преобразованием $C_3(x, t)=U(x, t)+v(x, t)$ с помощью некоторой модельной функции U(x, t) сводится к задаче с нулевыми граничными условиями. Далее функцию v(x, t) необходимо представить в виде суперпозиции $v_1(x, t)$ и $v_2(x, t)$, где $v_1(x, t)$ будет решением однородного уравнения с неодно-

родными начальными условиями, а $v_2(x, t)$ - решением неоднородного уравнения с нулевыми начальными условиями. Таким образом, получаем:

$$C_3(x, t)= U(x, t)+\sum_{n=1}^{\infty} C_n^* \exp\left((-\lambda-\left(\frac{\pi\cdot n}{l}\right)^2 D_*)\cdot t\right)\cdot\sin\left(\frac{\pi\cdot n}{l}x\right)+$$

$$+\sum_{k=1}^{\infty}\left(\int_0^t \exp(-\left(\left(\frac{\pi k}{l}\right)^2+\lambda\right)(t-\tau))\cdot f_k(\tau)d\tau\right)\cdot\sin\left(\frac{\pi kx}{l}\right), \text{n, k=1, 2, 3..} \quad (7)$$

$$C_n^*=\frac{2}{l}\cdot\int_0^l \bar{\varphi}(\xi)\cdot\sin(\frac{\pi n}{l}\xi)d\xi,\ \bar{\varphi}(x) = \varphi(x) - U(x,t) = 0).$$

$$f_k(\tau)=\frac{2}{l}\cdot\int_0^l \bar{f}(\xi,\tau)\cdot\sin\left(\frac{\pi k\xi}{l}\right)d\xi, \text{where } \bar{f}(\xi,\tau)=-U_t'(\xi,\tau)-\lambda\cdot U.$$

Если начальный профиль концентрации радионуклида в слое плотных илов представить в виде экспоненциальной зависимости: $\varphi(x) = \exp(\gamma - \beta x)$, то выражение (7) преобразуется следующим образом:

$$C_3(x, t)= U(x, t)+$$

$$\sum_{n=1}^{\infty}\left\{\frac{2e^{\gamma}\pi n}{(l\beta)^2}\cdot\frac{1-e^{-\beta l}\cdot\cos(\pi n)}{1+\left(\frac{\pi n}{l\beta}\right)^2}+\frac{2\mu_2(0)\cos(\pi n)-2\mu_1(0)}{\pi n}\right\}\cdot\exp\left(-\left(\frac{\pi n}{l}\right)^2\cdot D_*+\lambda\right)\cdot t)\cdot\sin\left(\frac{\pi nx}{l}\right)+$$

$$\sum_{k=1}^{\infty}\left(\int_0^t \exp(-\left(\left(\frac{\pi n}{l}\right)^2\cdot D_*+\lambda\right)\cdot(t-\tau))\cdot f_k(\tau)d\tau\right)\cdot\sin(\frac{\pi nx}{l}), \quad (8)$$

где $f_k(\tau)=\frac{2\cos(\pi k)}{\pi k}\cdot(\mu_2'(\tau)+\lambda\mu_2)-\frac{2}{\pi k}\cdot(\mu_1'(\tau)+\lambda\mu_1(\tau))$.

**Результаты моделирования.** Построение аналитической модели миграции радионуклидов в водоёмах в совокупности с хорошим экспериментальным материалом не только спо-

собствует снижению неопределённости результата моделирования, но и даёт возможность исследовать и уточнять параметры происходящих в водоёме процессов.

За основу иллюстрации использования аналитической модели расчёта профилей радионуклидов были взяты экспериментальные данные комплексных обследований водоёма 17 (Старое Болото) 1972 и 2000 годов [6]. В модель было введено вертикальное распределение стронция-90, соответствующее 1972 году, как исходный профиль радионуклида в слое плотных илов, и затем по уравнению (8) рассчитан профиль его концентрации на 2000 год. На рис. 6 представлены рассчитанный по модели профиль концентрации стронция-90 и результаты экспериментальных данных по вертикальному распределению радионуклида, полученных при обследовании водоёма в 2000.

Особенностью данной модели является возможность исследования параметров процесса. В рамках данного исследования получена оценка эффективной диффузии стронция-90 в слое плотных илов: $D^{*}=1.2\cdot10^{-7}$ м$^2$/год.

**Заключение.** Моделирование процессов миграции загрязняющих веществ в водоёме представляет достаточно сложную задачу. И эта сложность связана, прежде всего, со сложностью самого объекта исследования. Предложенная модель включает не только аппарат аналитического расчёта профилей концентрации радионуклида в слоях водоёма, но и оценку влияния ветрового взмучивания и расчёт условий, при которых возможно данное построение

В работе выдвигается модель двухслойного строения илов водоёма и критерий деления илов на слои по объёмной массе взвешенного вещества и присутствию только поровой и гидратированной воды в твёрдой фазе.

Построенный аппарат исследования процессов вертикальной миграции радионуклида в водоёме позволяет иссле-

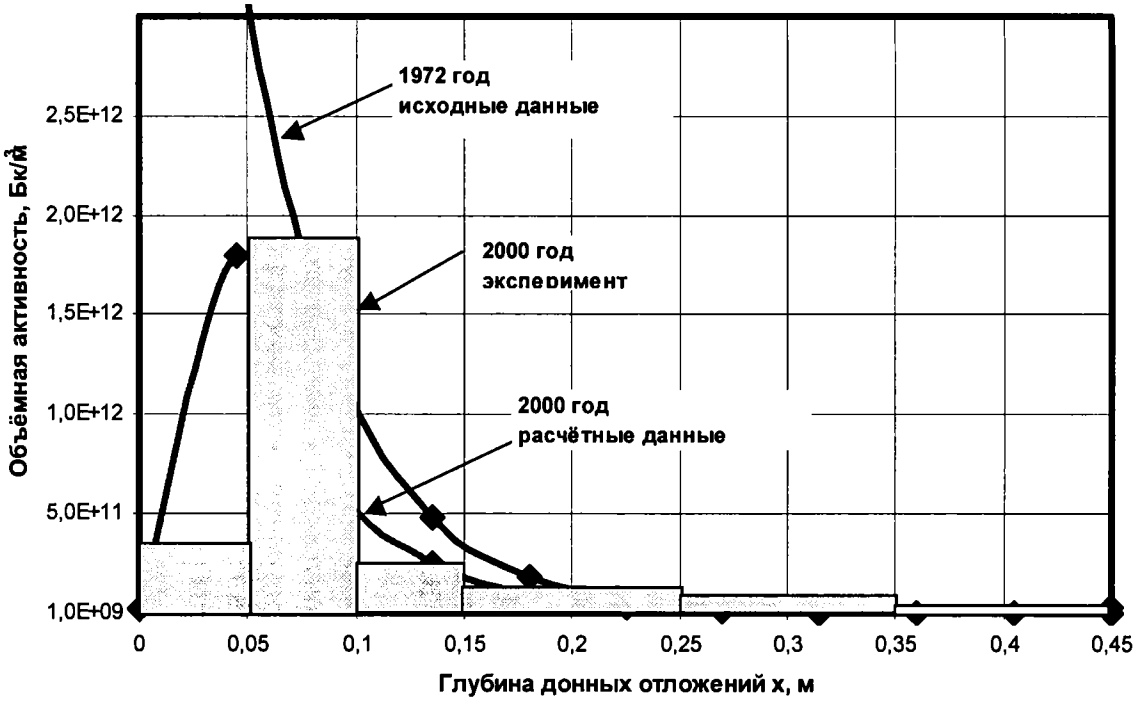



Рисунок 5. Изменение объёмной активности стронция-90 за период с 1972 г. по 2000 г., рассчитанное по предложенной модели и полученное по экспериментальным данным

довать характеристики процессов гидродинамической дисперсии и сорбции по отношению к данному нуклиду и в дальнейшем ввести в рассмотрение биотический фактор.

Предложенная модель может быть использовано для расчёта вертикальной миграции не только радионуклидов, но и консервативного загрязняющего вещества. В этом случае необходимо положить $\lambda=0$.

## ЛИТЕРАТУРА


1. Sources Contributing to Radioactive Contamination of the Techa River and Areas Surrounding the "Mayak" Production Association, Urals, Russia. / Malyshev S.V., Vakulovsky S.M., Drozhko E.G., Romanov G.N., Glagolenko Y.V., Mokrov Y.G., Westerlund E.A., Amundensen I., Strand P., Salbu B., Oughton D.H., Christensen G.C., Bergan T.S. - Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas, Osteras, Norway, 1997. -134 p.

2. Стукалов П.М., Симкина Н.А. Промышленный водоем ПО "Маяк" Старое Болото. Результаты комплексного обследования 2000 г. // Вопросы радиационной безопасности, 2003, №1 - С.59-68.

3. Александрова О.Н., Стукалов П.М. Моделирование поведения радионуклидов в донных отложениях водоемов, загрязненных в результате деятельности ФГУП "ПО "Маяк": Доклад на Пятой Российской конференции по радиохимии. Дубна, 23-27 октября 2006 г.

4. Hakanson L. Onlake bottom dynamics - the energy topography factor // Canadian Journal of Earth Science, 1981, V.18, No.5. - P.899-909.

5. Носов А.В., Мещеряков Д.С. и др. Анализ содержания глобального Sr-90 в воде и донных отложениях водоемов // Атомная энергия. Т.100, вып.6, 2006. - С.471-478.

6. Стукалов П.М. Моделирование радиоактивного загрязнения стронцием-90 промышленного водоема Старое Болото для периода 1973-2000 гг. // в сб. "Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 5 - Екатеринбург: Институт экологии растений и животных УрО РАН, 2004. - 358 с." - С.152-168.

# МОНИТОРИНГ ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ В ГРАНИЦАХ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА

А.В. Трапезников[1], А.В. Коржавин[1], В.Н. Николкин[1], В.Н. Трапезникова[1], В.И. Мигунов[2]
[1] Институт Экологии Растений и Животных УрО РАН, Екатеринбург, vera@uraltc.ru, BFS_ zar @ mail.ru
[2] Департамент гражданской защиты населения Ханты-Мансийского автономного округа - Югры, Ханты-Мансийск.

Интенсивное освоение Обского Севера нарушает естественное состояние экосистем Обь-Иртышского бассейна. На обширной территории водосбора Обь-Иртышской речной системы расположены предприятия цветной металлургии (Республика Казахстан), целый ряд предприятий нефтехимической промышленности и предприятий органического синтеза (Омская, Курганская и Челябинская области, Тюмень и Тобольск). Высокая концентрация промышленных предприятий позволяет считать регион Обь-Иртышского водного бассейна регионом экологического риска.

Особенно большое значение Обь-Иртышская речная система оказывает на территорию Ханты-Мансийского автономного округа (ХМАО). Протяженность Оби по территории округа составляет 1150 километров, Иртыша - 254 километра. Вместе с многочисленными притоками, старицами, озерами и болотами Обь и Иртыш образуют обширную гидрографическую сеть, занимающую от 40 до 70% территории округа. Экологическое состояние ХМАО чрезвычайно зависит от экологии данных рек.

В ряде работ последних лет появились сообщения о существенных загрязнениях вод Оби и Иртыша. По некоторым

данным антропогенная нагрузка на отдельных участках Обь - Иртышской речной системы достигла критического уровня. Наиболее высоким уровнем и стабильным характером загрязнённости выделялись соединения тяжёлых металлов [1; 2].

При этом в других источниках приводятся данные, не подтверждающие высокий уровень антропогенного загрязнения воды Иртыша. По результатам, полученным Тобольской биологической станцией содержание тяжелых металлов в воде Иртыш-Тобольского бассейна на протяжении 2000-2005 гг. не превышает нормы. Это объясняется наличием природных сорбентов в донных отложениях рек [3].

Имеются также сообщения о неоднородном характере загрязнения Обь-Иртышского водного бассейна. Многолетними наблюдениями установлено, что наиболее загрязненные участки находятся в Средней Оби в Нижневартовском и Сургутском районах Ханты-Мансийского автономного округа. По структурным характеристикам зообентоса реки в указанных районах характеризуются как "загрязненные" и "грязные" [4]. Нижняя Обь по сравнению со Средней Обью значительно чище. Воды устья Оби, Обской и Тазовской губ по химическому составу сохраняют свои природные качества, а по эколого- санитарным показателям относятся к классу слабо и умеренно загрязненных [5].

Цель данной работы: на основании результатов трехлетних наблюдений провести сравнительный анализ уровней и характера химического загрязнения вод Оби и Иртыша в границах Ханты-Мансийского автономного округа, определить основные химические компоненты, ухудшающие качество воды, динамику их изменения в течение последних лет, проанализировать возможные причины и последствия загрязнения воды Обь-иртышского речного бассейна.

**Объекты и методы исследования**

Отбор проб воды для химических исследований осуществлялся в летнее время 2004, 2005 и 2006 гг. в одних и тех

же створах рек. Местонахождение точек отбора проб определялось при помощи спутниковой навигационной системы GPS. Координаты и краткое описание точек отбора представлены в таблице 1.

Месторасположение точек отбора проб представлено на рисунке 1.

Отбор проб воды для химического исследования осуществлялся в соответствии с ГОСТ 51592-2000 [6]. Для проведения ряда исследований пробы предварительно консервировали. Для определения СПАВ, азота и фосфора пробы воды консервировали хлороформом. Для определения нефтепродуктов в пробы добавляли по 5 мл четырёххлористого углерода. Для исследования фенолов воду консервировали, добавляя щёлочь. Для определения количества ртути пробы консервировали добавлением концентрированной азотной кислоты. Для каждого реактива использовалась отдельная маркированная пипетка. До исследования пробы хранили в прохладном, защищённом от света месте. В каждой из исследованных то-

Таблица 1. Характеристика исследуемых объектов в поймах рек Обь и Иртыш.

| Объект | Описание | координаты |
|---|---|---|
| Створ1, | Река Обь на 20-25км ниже по течению от места слияния Оби с Иртышем, левый берег | 61°07,718 ′ N<br>68°24,661 ′ E |
| Створ 2, | Река Обь на 20-25км выше впадения Иртыша, левый берег | 61°10,765 ′ N<br>68°58,871′ E |
| Створ 3, | Река Иртыш, на 20-25км до впадения Иртыша в Обь, правый берег | 60°58,493 ′ N<br>68°58,845 ′ E |
| Створ 4, | Река Обь напротив Нижневартовска, левый берег | 60° 88,656 ′N<br>76° 69,422 ′E |
| Створ 5, | Река Обь в районе н.п. Соснино. | 60° 69,422′ N<br>77° 05,095 ′E |
| Створ 6, | Река Иртыш в районе населенного пункта Демьянское, правый берег | 59° 36,484 ′N<br>69° 16,387 ′E |

Рисунок 1. Карта-схема расположения исследованных участков на реках Обь и Иртыш (1-6 - створы рек).

чек отбор проб воды проводился в двух повторностях. Каждая проба воды исследовалась по 35 показателям.

Измерение массовой концентрации химических ингредиентов в отобранных пробах проводили по методикам, включенным в РД 18.595-96 Руководящий документ IФедеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной средыI [7]. Определение ртути произведено по "Методике выполнения измерений массовой концентрации общей ртути в питьевых, природных и сточных водах с использованием анализатора ртути АГП-01-2М " М-МВИ-82-01; МВИ аттестована ГП " ВНИИМ им. Д.И. Менделеева ". Свидетельство № 2420/95-01 от 25.05.01 г. [8]; хрома общего по ПНДФ 14.1:2.52-96. [9].

**Результаты работы и их обсуждение**

Результаты гидрохимического обследования Обь-Иртышского речного бассейна 2004-2006 гг. подтвердили значительное снижение качества воды, ухудшение её санитарных показателей. Полученные результаты химического состава воды анализировались в сравнении с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) определяемых компонентов, установленными для рыбохозяйственных водоемов [10] и представленными в таблице 2.

Согласно полученным данным основными загрязнителями вод Оби и Иртыша являются органические вещества, нефтепродукты, фенолы и тяжелые металлы, такие как железо, медь, свинец, алюминий, марганец, ртуть. В 2004 году концентрации загрязняющих веществ в воде составили: нефтепродуктов - 1,1 - 2,8 ПДК, железа - 3,0 - 15,4 ПДК, меди -7,0 - 17,0 ПДК, свинца - 1,08 - 1,42 ПДК, алюминия - 1,25 - 2,0 ПДК, марганца - 3,7 - 4,3 ПДК.

В пробах воды Оби отмечено повышение содержания железа - до 7,2 ПДК, нефтепродуктов - до 2 ПДК, меди - до

Таблица 2. Предельно допустимая концентрация содержания веществ в воде, мг/л.

| Ингредиент | ПДК | ВЗ | ЭВЗ | Класс опасности |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Азот аммонийный | 0,40 | 4,0 | 20,0 | 4 |
| Азот нитритный | 0,02 | 0,2 | 1,0 | 4 |
| Азот нитратный | 9,1 | 91 | 455,0 | 4 |
| БПК 5 | 2,0 | 10,0 | 40,0 | усл.4 |
| pH | 6,5-8,5 | более 9,5<br>менее 5,0 | более 9,7<br>менее 4,0 | усл.4 |
| Железо (III) | 0,1 | | | |
| Железо общее | 0,1 | 3,0 | 5,0 | 4 |
| Кальций (ион) | 180,0 | 1800,0 | 9000 | усл.4 |
| Калий | 50,0 | 500,0 | 2500 | усл.4 |
| Растворённый кислород<br>не менее (зимой)<br>(летом) | <br>4,0<br>6,0 | менее 3,0 | менее 2,0 | усл.4 |
| Магний (ион) | 40,0 | 400,0 | 2000 | усл.4 |
| Медь | 0,001 | 0,03 | 0,05 | 3 |
| Минерализация | 1000 | 10000 | | усл.4 |
| Мышьяк | 0,05 | 0,5 | 2,5 | 3 |
| Натрий (ион) | 120,0 | 1200 | 6000 | усл.4 |
| Нефтепродукты | 0,05 | 1,5 | 2,5 | 3 |
| Никель | 0,01 | 0,1 | 0,5 | 3 |
| СПАВ | 0,1 | 1,0 | 5,0 | 4 |
| Сульфаты | 100,0 | 1000,0 | 5000 | усл.4 |
| Сероводород (сульфиды) | 0,00001 | 0,0001 | 0,0005 | 3 |
| Фенолы | 0,001 | 0,03 | 0,05 | 3 |
| Фосфаты (по фосфору) | 0,2 | 2,0 | 10,0 | усл.4 |
| Фториды | 0,75 | 7,5 | 37,5 | 3 |
| Хлориды | 300 | 3000,0 | 15000 | усл.4 |
| Хром(VI) | 0,02 | 0,2 | 1,0 | 3 |

Окончание таблицы 2

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|
| Хром(III) | 0,07 | 0,7 | 3,5 | 3 |
| ХПК | 15,0 | 150,0 | 750 | 4 |
| Цинк | 0,01 | 0,1 | 0,50 | 3 |
| Алюминий | 0,04 | 0,4 | 2,0 | 4 |
| Ванадий | 0,001 | 0,01 | 0,05 | 3 |
| Свинец | 0,006 | 0,018 | 0,030 | 2 |
| Кадмий | 0,005 | 0,015 | 0,025 | 2 |
| Ртуть | отсутствие (0,00001) | | | 1 |
| Марганец | 0,01 | 0,3 | 0,5 | 4 |
| Взвешенные вещества | 0,75 | 7,5 | 37,5 | 4 |

ВЗ -высокое значение
ЭВЗ- экстремально высокое значение

12 ПДК, свинца - до 1,58 ПДК, марганца - до 4,3 ПДК. В пробах воды Иртыша также наблюдалось повышенное содержание нефтепродуктов - до 2,8 ПДК, соединений железа - до 5 ПДК, меди - до 14 ПДК, свинца - до 1,42 ПДК, алюминия - до 2 ПДК, марганца - до 3,7 ПДК, показатель химического потребления кислорода (ХПК) увеличен до 2,4 ПДК.

По многим показателям наиболее загрязненная точка Оби располагалась в районе Нижневартовска (створ 4). Ниже по течению реки перед впадением Иртыша в районе Ханты-Мансийска, отмечено снижение количества общего и органического азота, кальция, показателя жесткости воды, содержания гидрокарбонатов, кремния и меди ($p<0,05$). Но не все полученные результаты отвечали такой закономерности. Содержание в пробах воды магния, сульфатов, нефтепродуктов, железа, СПАВ, цинка, никеля и свинца, напротив, возрастали.

В Иртыше также прослеживалась определенная тенденция понижения содержания большинства химических эле-

ментов от верховья к устью. Такая тенденция наблюдалась в отношении 20 ингредиентов из 35 исследованных. При этом снижение количества в воде сульфатов, показателя жесткости, гидрокарбонатов, кремния, калия, цинка подтверждалось статистически ($p<0,05$). В тоже время, содержание в воде железа, СПАВ, напротив, увеличилось.

В следующем 2005 году концентрации загрязняющих веществ в обследованных водоемах составили: органических соединений по БПК5 -1,1-1,9 ПДК, по ХПК - 2,14 - 5,44 ПДК, нефтепродуктов - 1,0 - 1,8 ПДК, железа - 2,41 - 8,38 ПДК, меди -8 - 28 ПДК, цинка - 1,5 - 2,2 ПДК, свинца -1,0 - 13,5 ПДК, алюминия - 1,0 - 2,0 ПДК, марганца -1,3 - 8,7 ПДК, ртути -5 - 9 ПДК.

По сравнению с результатами предыдущего года, химический состав воды Оби и Иртыша несколько изменился, изменились так же концентрации основных загрязняющих компонентов. Сравнительный анализ результатов показывает, что по сравнению с предыдущим годом, во-первых, произошло некоторое улучшение обстановки по загрязнению вод данных рек нефтепродуктами. Если в 2004 году загрязнение нефтепродуктами носило повсеместный характер, в 2005 году отмечено лишь локальное загрязнение нефтепродуктами воды Иртыша в районе н.п. Демьянское. Также несколько снизилось содержание в воде железа. Если в предыдущем году максимальная концентрация железа доходила до 15,4 ПДК, в 2005 году максимальный показатель составил 8,38 ПДК. Хотя по - прежнему загрязнение воды Оби и Иртыша соединениями железа носило широко распространенный характер.

Несмотря на нормализацию ряда химических показателей, в целом же обстановка по качеству воды не улучшилась, а по ряду компонентов отмечено значительное ухудшение положения. Так, по результатам 2005 года установлено повсеместное и стабильное загрязнение вод Оби и Иртыша

органическими соединениями. Во всех пробах отмечено повышение показателей как биологического, так и химического потребления кислорода в 2-5 раз по сравнению с нормой. Кроме того, наблюдалось повышение содержания в воде ряда тяжелых металлов. Концентрация меди в 2005 году возросла до 25 ПДК против 17 ПДК в предыдущем году. Аналогично увеличилось содержание марганца с 4,3 ПДК до 8,7 ПДК. Особенно настораживает существенное возрастание наиболее опасных в биологическом отношении металлов, таких как свинец и ртуть. Если в 2004 году содержание свинца не превышало 1,42 ПДК, то в 2005 году его содержания в воде возросло до 13,5 ПДК. В результате чего концентрация данного элемента в двух пробах превысила экстремально высокие значения. Так же в 5 пробах воды из 6 исследованных обнаружено наличие ртути в концентрациях в 5-9 раз превышающих допустимый уровень.

Основными элементами, ухудшающими качество воды в Оби и Иртыше, по результатам 2006 года, являются органические соединения, фенолы, нефтепродукты и тяжелые металлы. Общая картина загрязнения данного водного бассейна выглядит следующим образом: органические соединения по БПК5 - 1,52 - 3,45 ПДК, по ХПК - 1,46 - 4,19 ПДК, нефтепродукты - 1,2 - 8,0 ПДК, фенолы - 8 - 25 ПДК, железо - 5,01 - 7,51 ПДК, медь - 8,0 - 18,0 ПДК, цинк - 1,2 - 2,8 ПДК, свинец - до 1,0 ПДК, алюминий - 2,0 ПДК, марганец - до 1,3 ПДК, ртуть - 1,0 - 10,0 ПДК. Загрязнение воды Оби и Иртыша на территории ХМАО органическими соединениями, фенолами, нефтепродуктами и тяжелыми металлами, такими как железо, медь, цинк, алюминий, носит повсеместный характер. При этом, загрязнение воды рек такими элементами как свинец, марганец и ртуть в 2006 году можно считать очаговым. Повышенное содержание свинца до уровня ПДК обнаружено лишь в одной пробе воды Оби, марганца до 1,2 -

1,3 ПДК только в пробах воды Иртыша. Ртуть в концентрации до 10 ПДК обнаружена в пробе воды Иртыша в районе г. Ханты-Мансийска и в Оби в створах, расположенных непосредственно выше и ниже впадения Иртыша. На более удаленных участках выше и ниже по течению Оби концентрация в воде ртути находилась ниже предела обнаружения.

По сравнению с результатами 2005 года химический состав воды в 2006 году по ряду показателей изменился. Несколько возросло содержание органических соединений, в частности показатель БПК5 увеличился с 1,9 до 3,45 ПДК. Существенно ухудшилось положение по загрязнению воды нефтепродуктами. Если в 2005 году загрязнение нефтепродуктами носило локальный характер, то в текущем году загрязнение нефтепродуктами практически прослеживалось повсеместно. Возросли максимальные концентрации нефтепродуктов в воде с 1,8 до 8,0 ПДК. Нельзя не отметить существенное улучшение обстановки по загрязнению воды соединениями свинца. Если в 2005 году концентрация свинца доходила до 13,5 ПДК, в текущем году содержание данного элемента только в одной пробе достигает уровня предельно допустимой концентрации. В отличие от прошлых лет, в текущем году в воде Оби и Иртыша было установлено наличие фенолов в высоких концентрациях. На входном створе содержание данного соединения не превышало допустимой концентрации, ниже по течению реки его концентрация постепенно нарастала. Максимальная концентрация фенолов была отмечена в воде Оби в районе Ханты-Мансийска ниже и выше впадения Иртыша.

Таким образом, обследованные магистральные реки Западной Сибири Обь и Иртыш подвержены масштабному и интенсивному загрязнению органическими веществами, фенолами, соединениями тяжелых металлов и нефтепродуктами.

Динамика изменения химического состава воды на протяжении трех лет, с учетом географии отбора проб, достаточно сложна и представлена в виде графиков на рисунках 2-11.

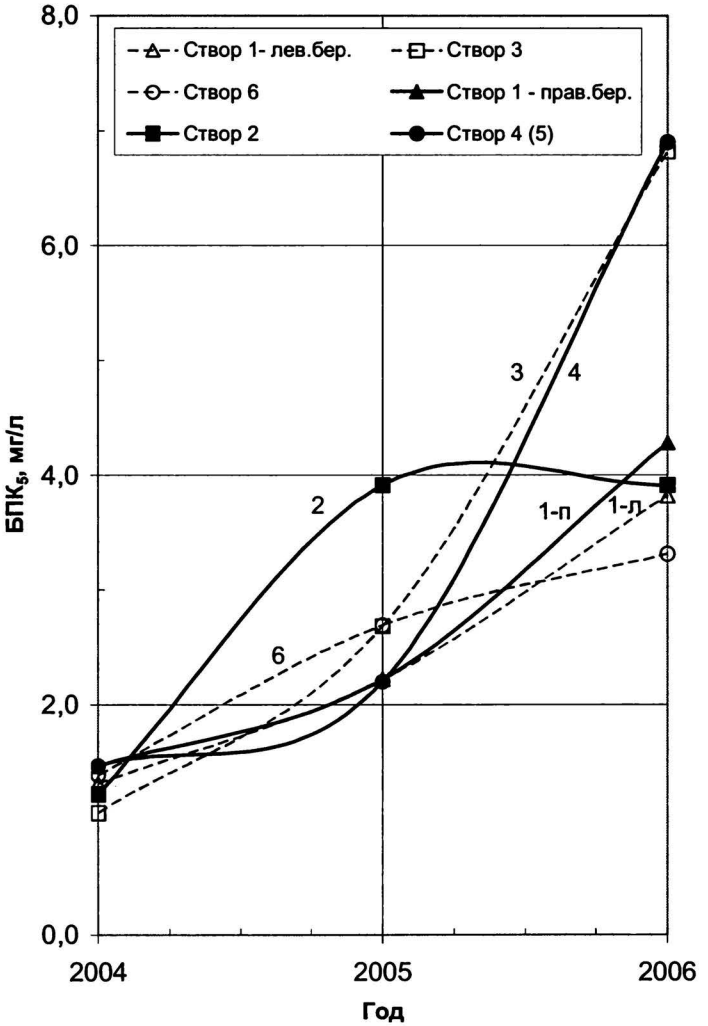



Рисунок 2. Изменение показателя $БПК_5$ в воде Обии Иртыша в период 2004-2006 гг.

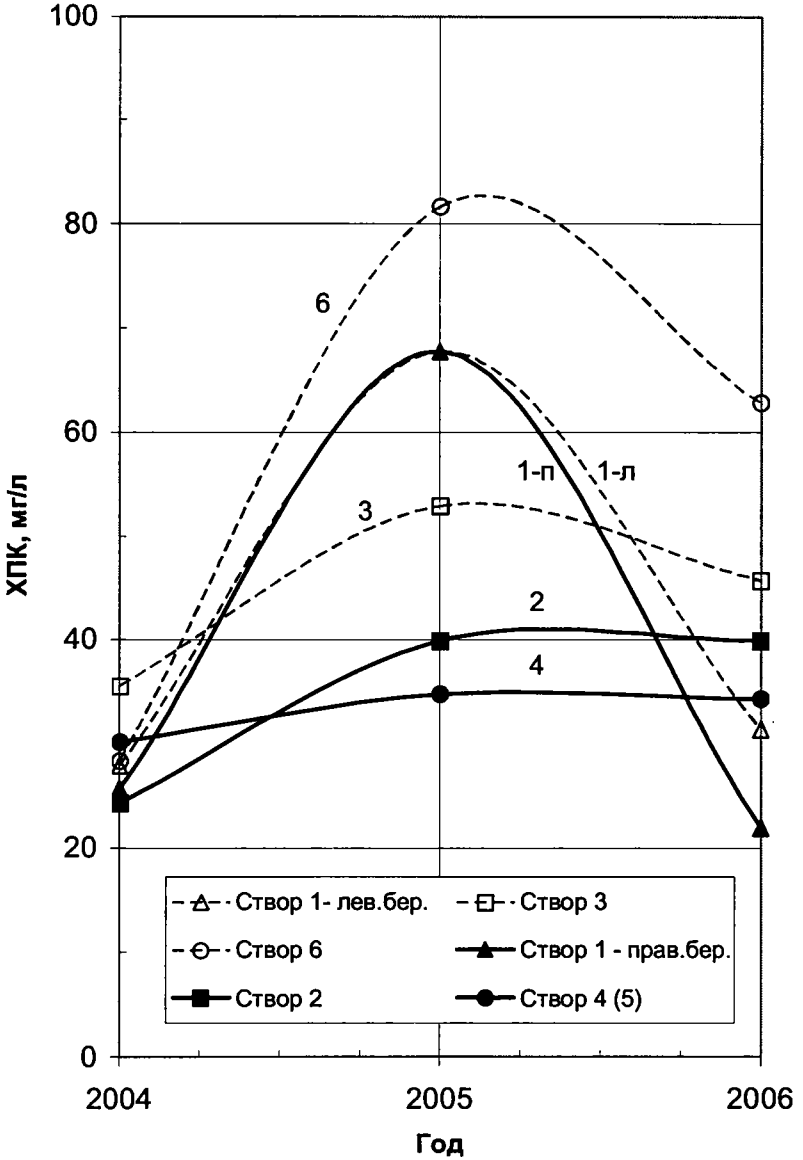



Рисунок 3. Изменение показателя ХПК в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

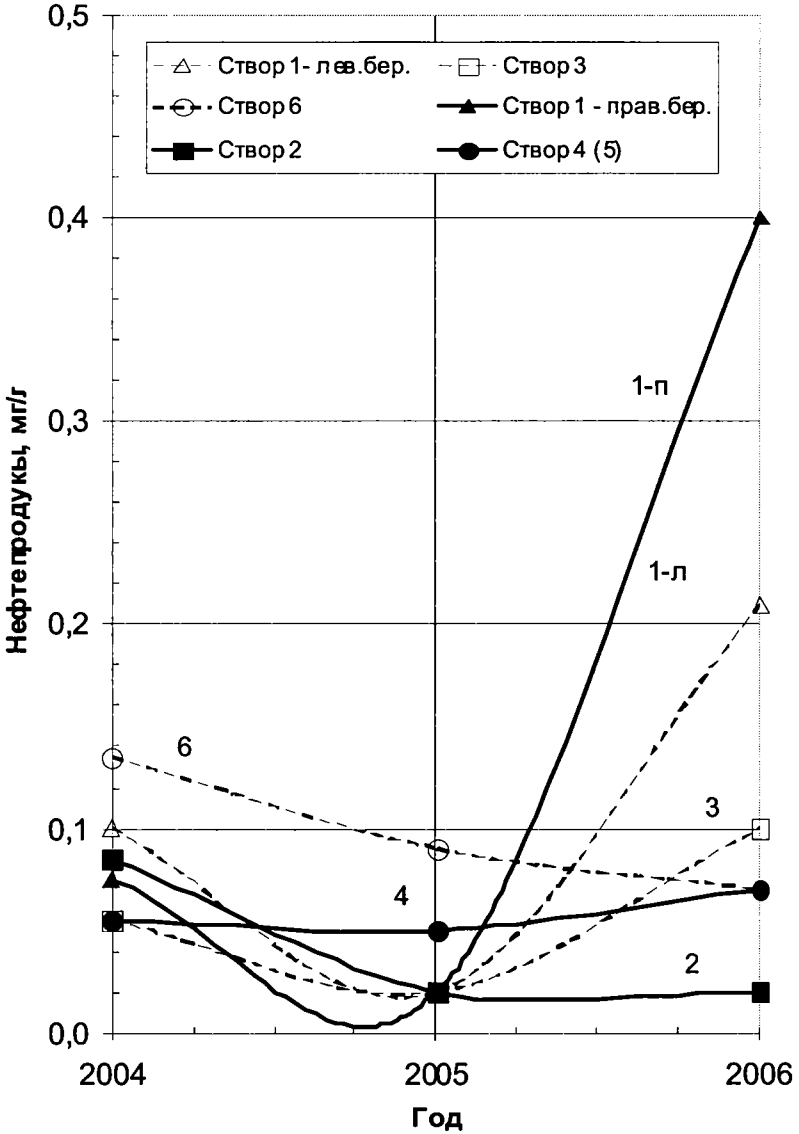



Рисунок 4. Изменение содержания нефтепродуктов в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

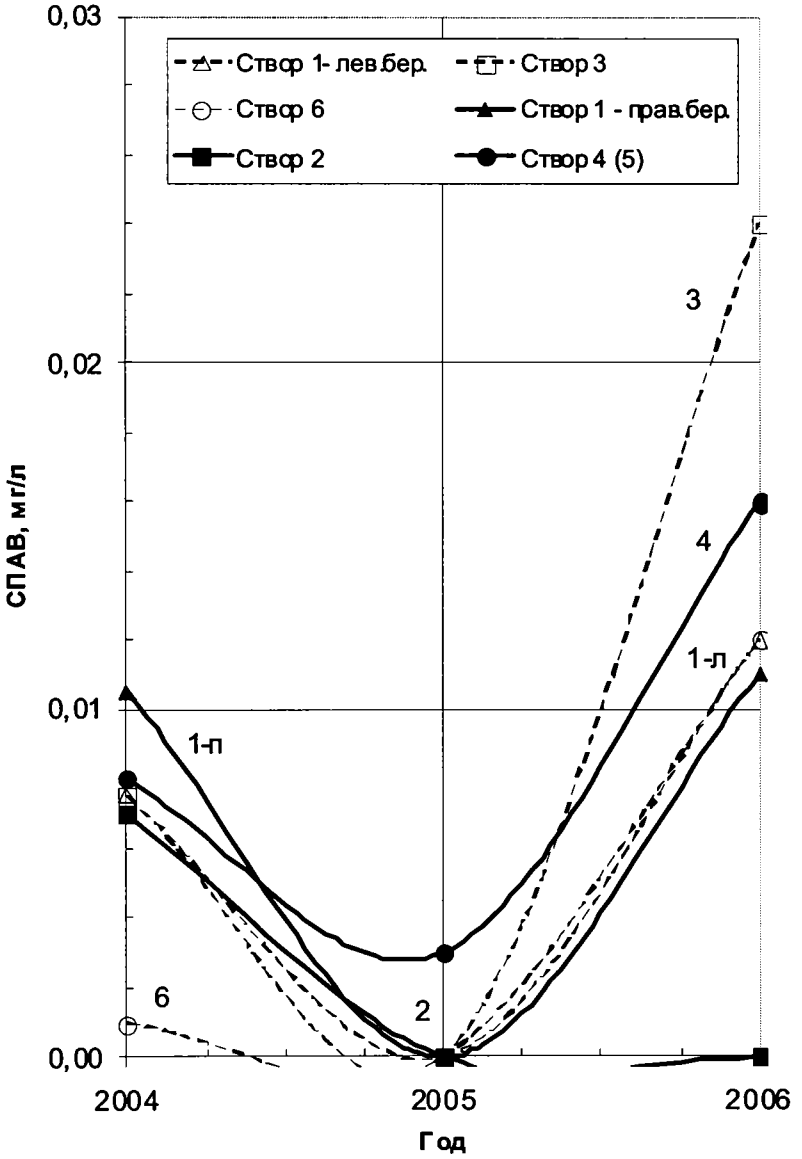



Рисунок 5. Изменение содержания СПАВ в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

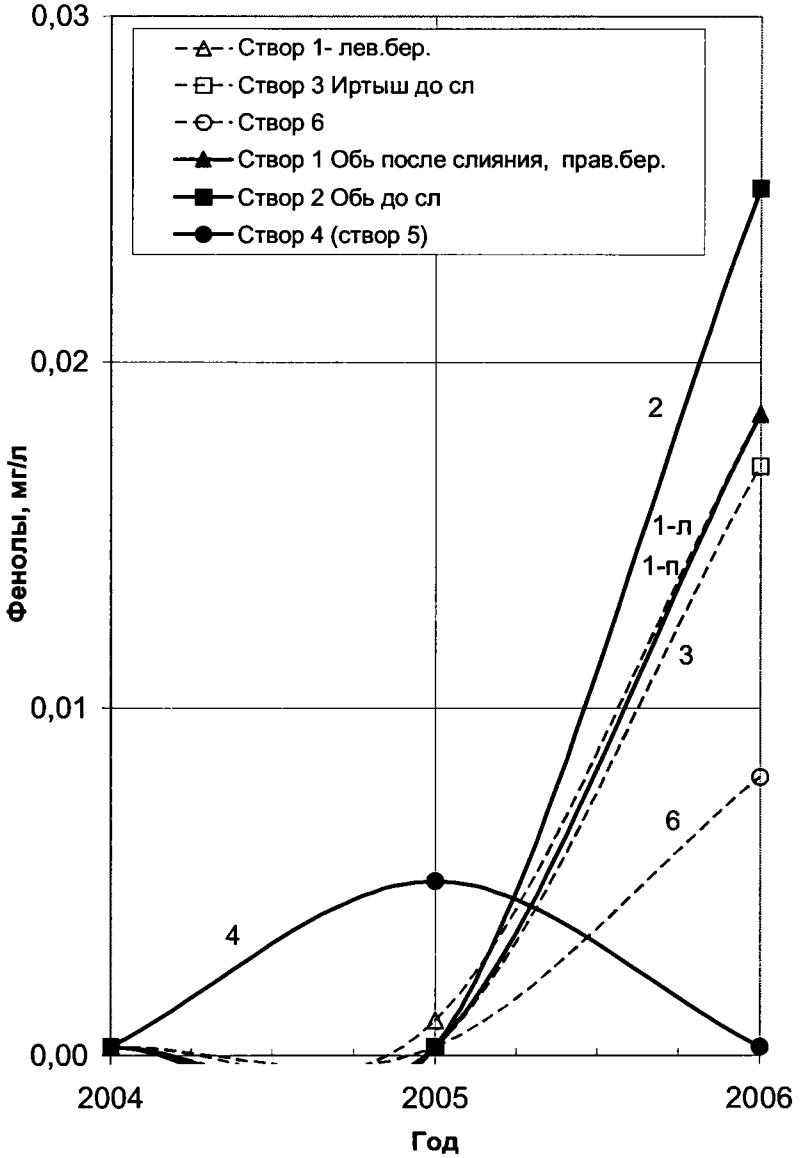



Рисунок 6. Изменение содержания фенолов в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

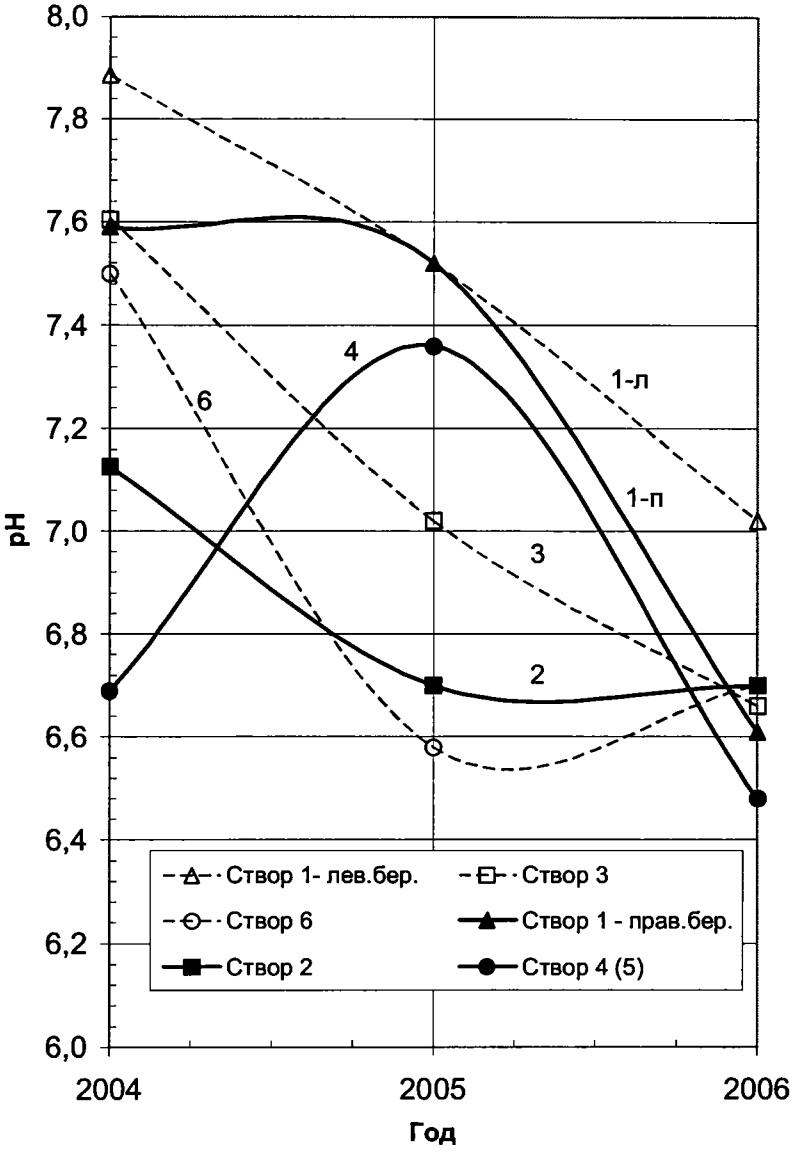



Рисунок 7. Изменение pH воды Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

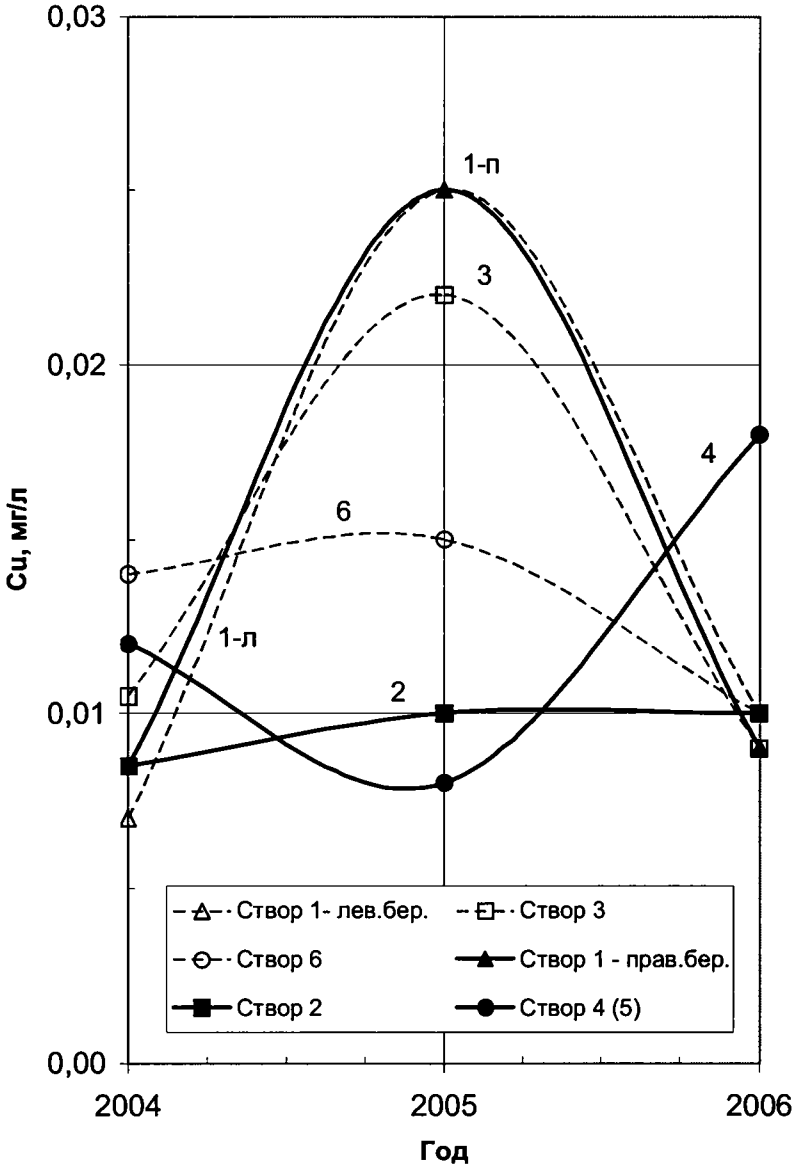



Рисунок 8. Изменение содержания меди в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

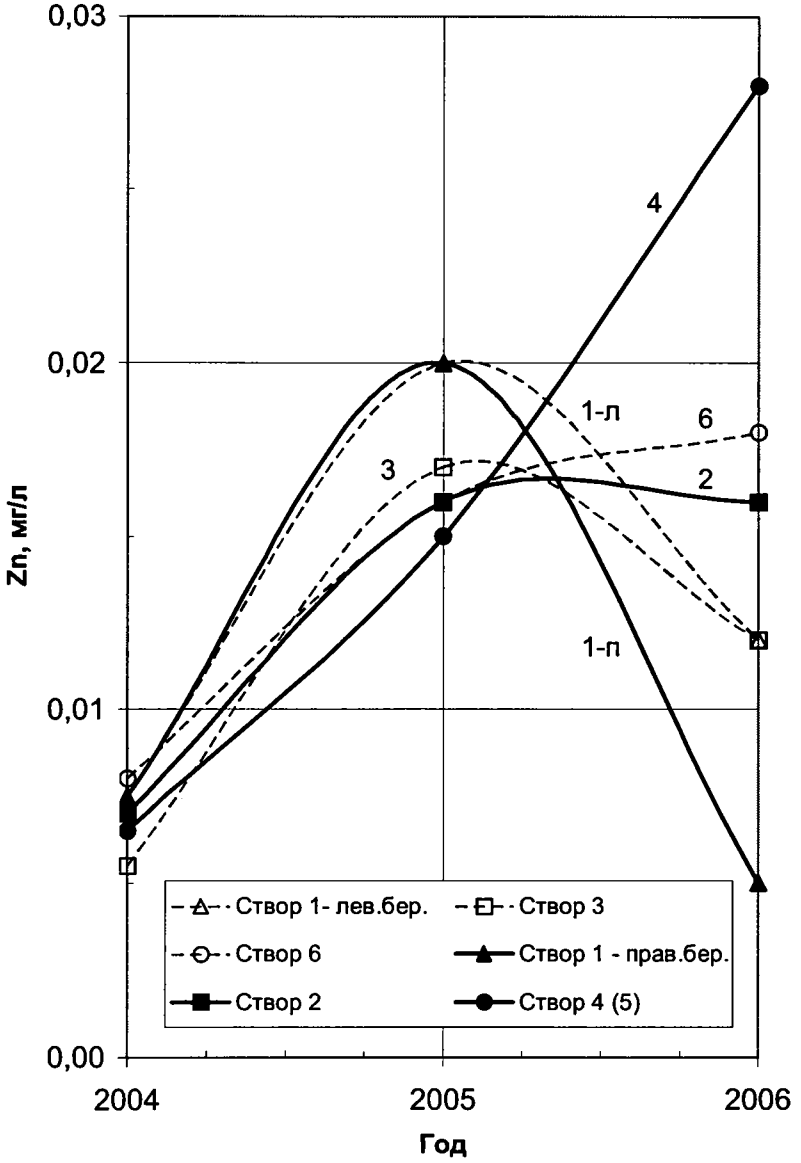



Рисунок 9. Изменение содержания цинка в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

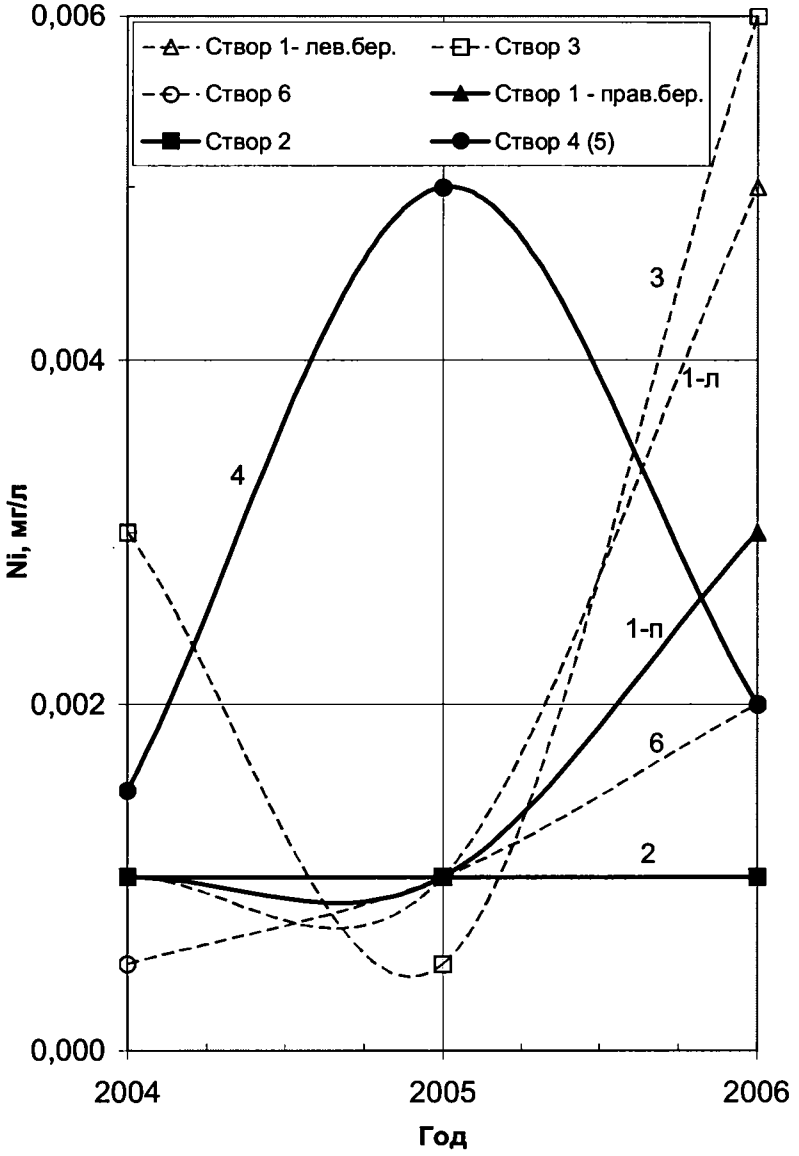



Рисунок 10. Изменение содержания никеля в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

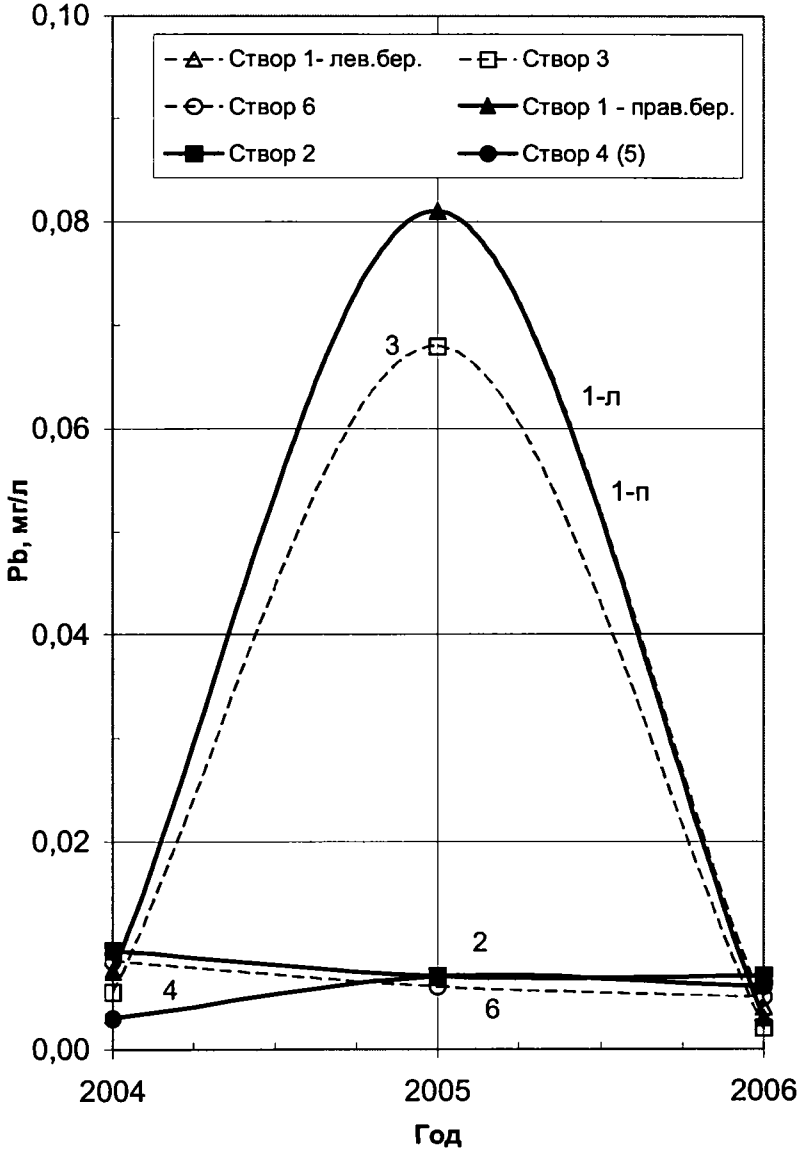



Рисунок 11. Изменение содержания свинца в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг.

Показателями, характеризующими степень загрязнения воды органическими веществами, являются биохимическое потребления кислорода (БПК) и химическое потребление кислорода (ХПК). Природные воды почти всегда содержат в себе то или иное количество органического вещества. Можно назвать три источника обогащения поверхностных вод органическим веществом: 1) органическое вещество, поступающее с водосборной площади; 2) органическое вещество, образующееся в самом водном объекте; 3) органическое вещество, поступающее из подземных водоносных горизонтов.

В густо населенных и индустриально развитых районах основным источником поступления органического вещества являются промышленные и бытовые сточные воды.

С санитарно-гигиенической точки зрения присутствующие в водах органические вещества делят на две группы:

1) продукты биохимического распада растительных и животных остатков, дающие начало главным образом различным органическим кислотам и другим сложным органическим соединениям и обмена веществ, главным образом планктонного происхождения (автохтонные). Эти соединения не ядовиты и в гигиеническом отношении безвредны;

2) продукты разложения разнообразных отходов, попадающих в воду вместе со сточными водами (аллохтонные). Эти вещества являются благоприятной средой для развития некоторых болезнетворных микроорганизмов и поэтому в питьевых водах недопустимы [11].

На рисунке 2 представлена динамика изменения $БПК_5$ в воде Оби и Иртыша в период 2004-2006 гг. Определение БПК даёт относительное представление о содержании в воде легкоокисляющегося органического вещества. Чем выше его концентрация, тем больше потребление кислорода. Растворённый в воде кислород используется микроорганизмами в процессе своей жизнедеятельности для биохимического окис-

ления органических веществ. Количество кислорода, израсходованное в определённый промежуток времени в процессе биохимического окисления органических веществ, содержащихся в анализируемой воде, называется биохимическим потреблением кислорода (БПК). Для практических целей инкубация проводится в течение 5 суток без доступа света и воздуха, при 20±1°С. Потребление кислорода, определённое при этих условиях, обозначается как $БПК_5$. Его находят как разность между содержанием кислорода в анализируемой пробе воды до и после инкубации.

Как видно из графика на рис. 2 в 2004 году показатели $БПК_5$ в пробах воды Оби и Иртыша не превышали ПДК (2 мг/дм$^3$) и были очень близки по значению. Ухудшение ситуации с загрязнением воды рек легкоокисляющимися органическими веществами наблюдается с 2005 года. Во всех исследованных пробах показатели $БПК_5$, превысили ПДК и находились в диапазоне от 2 до 4 мг/дм$^3$. В 2006 году прослеживается дальнейшая тенденция повышение $БПК_5$, при этом значительно увеличился разброс показателей. Самый высокий показатель $ПБК_5$ установлен на входных створах Оби в районе н.п. Соснино и составил 3,45 ПДК. Ниже по течению Оби перед впадением Иртыша в районе Ханты-Мансийска показатель $БПК_5$ снизился до 1,52 ПДК. На обследованном участке Иртыша от н.п. Демьянское до Ханты-Мансийска прослеживалось увеличение показателя $ПБК_5$ с 1,65 до 3,41 ПДК. По сравнению с 2004 годом показатель $БПК_5$ в Оби увеличился в среднем в 3,3 раза, в Иртыше 4,2 раза.

Химическое потребление кислорода (ХПК) - количество кислорода, расходуемого на окисление содержащихся в воде органических и неорганических веществ в кипящем кислом растворе дихромата калия, содержащем катализатор. ХПК является общепринятым, важным и достаточно быстро определяемым показателем для характеристики загрязнения

природных и сточных вод органическими соединениями. Величина ХПК характеризует суммарную концентрацию в воде органических веществ. Показатель ХПК для поверхностных водоемов ХМАО не должен превышать 15 мг/дм$^3$. Изменение количества органического вещества в воде рек на протяжении трехлетнего периода представлено на рисунке 3. Как свидетельствуют полученные результаты, суммарная концентрация в воде органических веществ, начиная с 2004 года, превышала ПДК. В 2004 году количественные показатели ХПК в пробах воды Оби и Иртыша были близки по значению и находились в достаточно узком диапазоне величин. Значительный рост ХПК и, следовательно, увеличение содержания органических веществ в воде был отмечен в 2005 году. При этом значительно увеличился разброс показателей по участкам рек. Самый высокий уровень загрязнения воды органическими соединениями был отмечен на входном створе Иртыша в районе н.п. Демьянское (5,44 ПДК) и на Оби ниже впадения Иртыша (4,51 ПДК).

В 2006 году показатели ХПК во всех пробах воды превысили ПДК, хотя прослеживается определенная тенденция на снижение данного показателя. Это, прежде всего, характерно для проб воды Иртыша. Так же следует отметить некоторое улучшение обстановки и в пробах Оби на участках, расположенных ниже впадения Иртыша. Возможно, что эти два процесса взаимосвязаны между собой. На участке Оби, расположенном выше впадения Иртыша уровень загрязнения воды органическими веществами по показателю ХПК на протяжении трехлетнего периода оставался достаточно стабильным на уровне 1.7-2,7 ПДК.

Таким образом, по результатам трехлетних наблюдений показано, что уровни загрязнения воды Оби и Иртыша органическими веществами на территории ХМАО могут существенно различаться. Это свидетельствует о крайне не ста-

бильном состоянии данной водной экосистемы. Повышение уровня органических веществ в воде в районе расположения крупных городов может свидетельствовать об антропогенном характере загрязнения воды рек органическими веществами. Последующее снижение по течению реки количества органических соединений указывает на наличие процессов самоочищения водной экосистемы. На фоне некоторого снижения в текущем году общего количества органического вещества, в воде рек отмечено значительное увеличение доли его легкоокисляющейся составляющей, на что указывает рост показателя $БПК_5$. Это создает хорошие условия для развития в воде различных микроорганизмов. Микроорганизмы, населяющие воды, превращают сложные органические вещества в более простые, выделяющаяся при этом энергия служит источником их существования.

Нельзя обойти вниманием крайне неблагоприятную обстановку, сложившуюся в обследованных водоемах в части загрязнения нефтепродуктами, поскольку нефть является самым интенсивным загрязнением вод.

Нефть и нефтепродукты представляют собой весьма сложную, разнообразную и непостоянную по составу смесь соединений, основными групповыми компонентами которых являются углеводороды, обычно составляющие преобладающую часть нефтепродуктов (70-90%), смолы (1-30%) и асфальтены (0-8%). В незначительных количествах (0,001-5%) в них присутствуют также другие специфические классы веществ. Многие компоненты нефти обладают токсичными свойствами. При попадании в водоем всего 100 г нефти происходит загрязнение 8 тыс. л воды, причем настолько сильно, что она становится непригодной для жизни гидробионтов и хозяйственного использования. Токсичные свойства нефти проявляются уже при ее концентрации немногим более 1 мг/м$^3$. Еще в начале прошлого века был определен ос-

новной ядовитый для гидробионтов компонент нефти - "нефтяной яд": предельные углеводороды, имеющие состав $C_5H_{12}$ - $C_8H_{18}$, летучие кислоты и фенолы, органические основания и нафтановые кислоты. К числу наиболее токсичных и быстродействующих относятся низкокипящие ароматические углеводороды: бензин, толуол, бензол, ксилол и другие [12].

Нефтепродукты оказывают неблагоприятное воздействие на физическое, химическое и биологическое состояние водоема, водную растительность, животный мир, а также и на организм человека. Входящие в состав нефтепродуктов ароматические углеводороды оказывают токсическое,а по некоторым данным и наркотическое действия на организм, поражая сердечно-сосудистую и нервную системы, а также обладают канцерогенными свойствами [13]. Нефтепродукты оказывают отрицательное влияние на развитие водной растительности и микрофитов. В присутствии нефтепродуктов вода приобретает специфический вкус и запах, изменяется ее цвет, pH среды, ухудшается газообмен с атмосферой [14; 15].

Нефть обладает способностью захватывать и концентрировать тяжелые металлы. При этом возрастает опасность аномальных реакций, так как вещества, растворимые в нефти начинают участвовать во многих химических процессах. При образовании нефтяной пленки происходит концентрирование металлов, и начинаются реакции между металлами и органическими веществами. Оставшаяся в воде нефть оседает на дно, захватывая и другие загрязнения: тяжелые металлы, пестициды. Тем самым создается определенное депо, способное в течение длительного времени отравлять водные экосистемы [16].

Трехлетняя динамика изменения в воде оби и Иртыша нефтепродуктов представлена на рис. 4. Начиная с 2004 года содержание нефтепродуктов в воде Оби и Иртыша превышало ПДК. В 2004 году самое высокое содержание нефте-

продуктов было установлено в пробе воды, взятой в Иртыше в районе н.п. Демьянка (0,14 мг/л). На следующий, 2005 год положение по загрязнению воды нефтепродуктами заметно улучшилось. На всей обследованной территории Обь-Иртышской речной системы произошло снижение концентрации нефтепродуктов. Из трехгодичного периода 2005 год можно считать наиболее благополучным в плане загрязнения воды Обь-Иртышской речной системы нефтепродуктами. Даже в самой неблагополучной точке на Иртыше в районе н.п. Демьянка наметилась тенденция понижения количества нефтепродуктов в воде.

Состояние по загрязнению водного бассейна нефтепродуктами в 2006 году представляет собой довольно пеструю картину. На участке Оби от входного створа, расположенного в районе н.п. Соснино и до впадения в Обь Иртыша, сохраняется достаточно стабильная обстановка с содержанием в воде нефтепродуктов на уровне 1,4-1,6 ПДК. Ниже впадения Иртыша обстановка по загрязнению нефтепродуктами существенно изменилась. По сравнению с результатами предыдущего года, концентрация нефтепродуктов в воде на данном участке выросла в 20 раз, а по сравнению с предыдущими точками, содержание нефтепродуктов увеличилось в 5 раз. Такое неравномерное распределение нефтепродуктов в водной массе возможно при очаговом характере загрязнения её нефтепродуктами. Вероятно, что на данном участке Оби нами обнаружено пятно нефтепродуктов, причем сконцентрированное в основном возле правого берега. Содержание нефтепродуктов в воде у левого берега ниже почти в 2 раза.

Наряду с загрязнением воды Обь-Иртышского бассейна нефтепродуктами, в текущем году был отмечен значительный рост содержания в воде фенолов. Динамика изменения уровня фенолов в воде Оби и Иртыша на протяжении трехлетнего периода представлена на рисунке 6.

Наличие определенного количества фенолов в открытых водоемах является как бы естественным фактором. Фенолы могут образовываться при микробиологическом разложении древесины, торфов и прочих растительных остатков Значительное и многократное превышение содержания фенолов в воде может свидетельствовать об антропогенном характере загрязнения водоемов. Фенолы и их соединения применяются для проведения дезинфекции, а также изготовления клеев и фенолформальдегидных пластмасс. Кроме того, они входят в состав выхлопных газов бензиновых и дизельных двигателей, образуются при сгорании и коксовании дерева и угля [17].

В целом обстановка по содержанию в воде фенолов до 2006 года не вызывала опасения. Единичные случаи скачкообразного повышения в воде данного соединения были отмечены в 2005 году и только в одной пробе, взятой на входном створе Оби в районе н.п. Соснино. Обстановка по содержанию фенолов в воде коренным образом изменилась в 2006 году, когда по результатам исследования в 7 пробах воды из 8 исследованных было обнаружено присутствие фенолов в повышенных концентрациях. Распределение фенолов по Обь-Иртышской речной системе указывает на то, что источник поступления данного поллютанта в воду рек располагается на территории ХМАО, поскольку наибольшие концентрации установлены в воде в районе Ханты-Мансийска. На входном створе Оби в районе н.п. Соснино содержание фенолов не превышало ПДК. Ниже по течению в районе Ханты-Мансийска их содержание в воде возрастало до 25 ПДК. Подобная картина наблюдалась и в Иртыше. На входном створе в районе н.п. Демьянка содержание фенолов составило 8 ПДК, к Ханты-Мансийску увеличивалось вдвое.

За последние пятьдесят лет появилась большая группа органических соединений, которые создали дополнительную

проблему, связанную с загрязнением вод - это синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) или детергенты (тензиды). Эти вещества используют как моющие средства, понижающие поверхностное натяжение воды. Возросшая потребность в СПАВ на промышленных предприятиях, а также их использование в быту, прежде всего при стирке, привели к большим скоплениям пены в руслах рек и в водоемах. Эта пена препятствует судоходству, а токсичность СПАВ приводит к массовой гибели рыбы.

Отрицательный опыт 1950-х г. заставил прибегнуть к использованию таких СПАВ, которые разрушаются под действием биологических факторов. Если сейчас опасность отравления рыб и образования пены на поверхности водоемов значительно понизилась, то остался целый ряд других проблем. Незначительная концентрация СПАВ 0,05- 0,1 мг/л в речной воде достаточна, чтобы активизировать токсичные вещества, адсорбированные на донных осадках [17].

Изменение содержания СПАВ на протяжении трехлетнего периода представлено на рисунке 5. Следует отметить, что на протяжении наблюдаемого периода содержание СПАВ в воде Оби и Иртыша не превышало ПДК. Положение с загрязнением вод данных рек СПАВ можно бы считать благополучным, если бы не динамика последнего года. Во всех исследованных пробах, по сравнению с предыдущими годами, отмечен рост содержания СПАВ. Если подобная динамика сохранится и на последующие годы, то к уже имеющемуся перечню загрязнителей природных вод вполне может добавиться СПАВ.

К числу важнейших факторов, обусловливающих загрязнение воды, относятся тяжелые металлы. Попадание в воду тяжелых металлов связано с деятельностью целого ряда отраслей промышленности, таких как целлюлозно-бумажная, горно-добывающая, очистка нефти, производство стали,

цветная металлургия и многие другие. Попавшие в воду соединения тяжелых металлов сравнительно быстро распространяются по большому объему. Частично они выпадают в осадок в виде карбонатов, сульфатов или сульфидов, частично адсорбируются на минеральных или органических осадках. Поэтому содержание тяжелых металлов в отложениях постоянно растет.

Особенно напряженная ситуация может возникнуть, если адсорбционная способность осадков будет исчерпана. Но еще задолго до наступления насыщения тяжелые металлы из отложений могут переходить в воду, оказывая вредоносное воздействие на окружающую среду. Частично этот процесс наблюдается в половодье, например при таянии снегов, когда бурные потоки воды уносят донные отложения.

Также осажденные тяжелые металлы могут активно переходить в воду при снижении pH воды значительно меньше 7. Значение pH воды может снижаться при попадании в реки кислот или в сильно заросших водоемах, когда в результате активной деятельности микроорганизмов выделяется много $CO_2$. Снижение pH воды может также наблюдаться в результате гидролиза солей тяжелых металлов. При окислении сульфидов получаются сульфаты железа, меди, свинца и других металлов, которые гидролитически расщепляются. Воды обогащаются сульфатами металлов и снижают pH за счет появившейся серной кислоты. В сернокислых водах легко мигрирует большинство металлов, таких как алюминий, медь, цинк и т.д. Кислые и слабокислые воды образуются так же в результате разложения органических веществ и поступления в воды угольной кислоты, фульвокислот, других органических кислот. В таких водах легко мигрируют металлы в форме бикарбонатов и комплексных соединений с органическими кислотами [11].

Графики изменение pH воды Оби и Иртыша за наблюдаемый период представлены на рисунке 7. По содержанию водородных ионов воды Оби и Иртыша являются нейтральными, но в 2006 году прослеживается определенная тенденция понижения pH воды в кислую сторону. Впервые за три последних года получена проба воды с pH меньше 6,5. При pH ниже 6,5 вода характеризуется как слабокислая. Изменение pH воды может самым непосредственным образом влиять на характер и степень миграции тяжелых металлов между донными отложениями и водой.

На рисунках 8; 9; 10; 11 представлена динамика изменения в пробах воды меди, цинка, никеля, свинца за период 2004-2006 гг. Как видно из представленных графиков, динамика изменения содержания тяжелых металлов в исследованных объектах достаточно разнообразна. Есть участки рек, где графики изменения содержания в воде тяжелых металлов в период 2004-2006 гг. представляет собой некую параболу с вершиной в 2005 году. Но и в этом случае имеют место отдельные результаты, которые выпадают из общего правила, отражая иную динамику изменения определяемого элемента на данном участке реки. В целом же, для большинства случаев, распределение тяжелых металлов в воде в виде параболы свидетельствует о некотором снижении концентрации тяжелых металлов после их увеличения в 2005 году. Особенно положительно, что снижение прослеживается у ряда очень токсичных и опасных металлов, таких как ртуть и свинец (рис. 11). Но на этом благоприятном фоне нельзя не отметить и такие тенденции, как рост по сравнению с прошлым годом содержания в воде Оби меди, цинка, алюминия, кремния, железа на входном створе в районе н.п. Соснино. Это говорит о том, что антропогенная нагрузка на данную водную экосистему повышается, причем за счет трансграничного переноса с течением из выше расположенных участков реки.

**Заключение**

1. Проведенные исследования позволили провести сравнительный анализ уровней и характера загрязнений воды рек Оби и Иртыша в течение трехлетнего периода, определить динамику и тенденции изменения основных химических компонентов воды и их распределение в водоемах, проанализировать возможные причины и последствия дальнейшего нарастания уровней загрязнения наиболее опасными токсикантами.

2. Обследованные магистральные реки Западной Сибири Обь и Иртыш подвержены масштабному и интенсивному загрязнению органическими веществами, фенолами, соединениями тяжелых металлов и нефтепродуктами. Путем трасграничного переноса на территорию ХМАО по Оби и Иртышу поступают загрязненные воды с сопредельных территорий. В воде Оби, поступающей на территорию ХМАО со стороны Томской области, уже содержится повышенное количество органических веществ по БПК5 - 3,45 ПДК, по ХПК - 2,29 ПДК; повышенное содержание железа -5,51 ПДК; меди - 18 ПДК; цинка - 2,8 ПДК; свинца - 1,0 ПДК; алюминия - 2 ПДК; нефтепродуктов - 1,4 ПДК.

3. По сравнению с результатами исследований двух последних лет, в 2006 году отмечено снижение содержания в воде ртути и свинца, но при этом установлено увеличение количества нефтепродуктов до 8 ПДК и фенолов до 25 ПДК, которых не наблюдалось в предыдущие годы. Распределение фенолов по Обь-Иртышской речной системе указывает на то, что источник поступления данного поллютанта располагается на территории ХМАО. На входном створе Оби в районе н.п. Соснино содержание фенолов не превышало ПДК, ниже по течению в районе Ханты-Мансийска содержание фенолов в воде возрастало до 25 ПДК.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 04-05-64172, программы Президиума РАН №12

"Научные основы сохранения биоразнообразия России", а также Интеграционного проекта №89, выполняемого совместно с учеными СО РАН.

## Список использованных источников


1. Экология Ханты-Мансийского автономного округа /Под ред. В.В.Плотникова. - Тюмень : СофтДизайн, 1997. 288 с.

2. Информационный бюллетень "О состоянии окружающей природной среды Ханты-Мансийского автономного округа в 2002 году". - Ханты-Мансийск, 2003. 125 с.

3. Ашинбакиева Г.С., Просвиркина Н.М., Ривкина Т.В., Родин В.М. Химический мониторинг водной системы Иртыш-Тобол//Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под редакцией В.И. Мигунова, А.В. Трапезникова. - Екатеринбург, 2005. Вып.7. С. 188-196.

4. Богданов В.Д., Богданова Е.Н., Госькова О.А., Степанов Л.Н., Ярушина М.И. Экологическое состояние притоков Нижней Оби (реки Сыня, Войкар, Собь).- Екатеринбург: УрО РАН, 2002. 136 с.

5. Семенова Л.А., Князева Н.С., Степанова В.Б. и др. Современное состояние среды обитания рыб в низовьях реки Обь / Первый конгресс ихтиологов России /(Тез.докл. Астрахань, сентябрь 1997г.).-М.,1997.С.171.

6. Вода. Общие требования к отбору проб. ГОСТ 51592-2000

7. Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды. - РД 18.595-96.

8. Методике выполнения измерений массовой концентрации общей ртути в питьевых, природных и сточных водах с использованием анализатора ртути АГП-01-2М.

9. Методика выполнения измерений массовой концентрации хрома в природных и сточных водах фотометрическим методом с дифенилкарбазидом. -ПНДФ 14:1:2.52-96

10. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочных безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды, водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение.- М.: ВНИРО, 1999. 304 с.

11. Никаноров А.М. Гидрохимия.- Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С. 87-90.

12 Быковский В.А. Экологические вопросы при разработке нефтяных месторождений Крайнего Севера. Екатеринбург: Издательство Екатеринбург, 1999. С. 22-27.

13. Красовицкая М.Л. Вопросы гигиены атмосферного воздуха в районе нефтеперерабатывающих и нефтехимических предприятий. - М.: Медицина, 1972. 170 с.

14. Brown L.R., Tischer R.G. Decomposition of petroleum products in our natural waters. Avail. CFSTI. From U. S. Govt. Develop. Rep., 1970, vol. 70, N 6, p. 118.

15. Tarswell C.M. Toxity of oil and oil dispersant mixtures to aquatic life. Transactions of International Seminar on Water Pollution by Oil, Avienmore, Scotland, May 4-8, 1970, p. 263-272.

16. Миронов О.Г. Биологические аспекты загрязнения морей нефтью и нефтепродуктами.- Изв. АН СССР. Сер. геогр., 1972, № 2 . С. 52-59

17. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию: Пер. с нем. - М.: Мир, 1997. - 232 с.

# БИОСФЕРА И ЧЕЛОВЕЧЕСТВО КАК ПРОСТРАНСТВО СОСТОЯНИЙ СОЗНАНИЯ

Н.Г. Горбушин
Научное общество "Биосфера и человечество"
им. Н.В. Тимофеева-Ресовского
Обнинск, РФ, gorbushn@mrrc.obninsk.ru

Конец XX века прошел под знаком выхода из глобального экологического кризиса, обусловленного несбалансированным эмпирическим взаимодействием природы и общества [1]. Такой дисбаланс приводит к дестабилизации биосферы, утрате ее целостности и способности поддерживать качество окружающей среды, необходимое для жизни. Причина дисбаланса, как правило, происходит в первую очередь из-за нарушения общественного сознания и поэтому Правительство РФ 31.08.2002 г. распоряжением №1225-р одобрило "Экологическую доктрину" [2] , в которой отмечено, что "Основа основ государственной политики - это знание природных особенностей России и чувство ответственности перед нынешним и будущими поколениями". Более того, научное обеспечение должно ориентироваться на экологические принципы устойчивого развития и выявление новых экологических рисков, порождаемых развитием общества и его конфликтными ситуациями. Доктрина открывает широкое поле исследований для научного обобщения множества эмпирических сведений, направленных на разумное природопользование. Однако предпринимаемые различными государствами меры не дают должного эффекта [3]. Для получения должного эффекта, по-видимому, следует обратить внимание на существенную инерционность мышления человечества в понимании самой природы как объекта исследования.

Цель предлагаемого исследования заключается в понимании и выявлении активных механизмов биосферной стра-

тегии мышления, а также поиска путей формирования общественного сознания.

Ф. Энгельс, один из первых, представил естественнонаучное понимание природы в своем многолетнем труде "Диалектика природы" (1873-1883) [4]. Он показал взаимосвязь различных областей знаний (механики, физики, химии, биологии и т.д.), позволяющих перейти от эмпирической науки к теоретической. В его исследованиях человек становится непосредственным объектом естествознания, поскольку он осознал самого себя не только индивидуально, но и в историческом плане. Человек, в отличие от своего младшего собрата животного, заставляет служить природу своим целям и этим он обязан своему труду. Затем В.В. Докучаев понял и заложил основы количественного изучения структуры почвы Земли и протекающих в ней процессов как естественного и исторического тела, формирующегося при взаимодействии факторов почвообразования, климата, растительности и животных. Он предложил классификацию закономерных связей между силами, телами и явлениями мертвой и живой природы [5]. Понимание роли биосферы на Земле как части единого космического организма позволило К.Э. Циолковскому и Ф.А. Цандеру сформулировать идеи в создании замкнутых систем жизнеобеспечения космических экипажей при исследовании дальнего космоса [6].

В.И. Вернадский, являясь учеником и последователем идей В.В. Докучаева, в книге - "Биосфера" (1926) [7] раскрыл сущность уникального, тонкого слоя земной коры, являющейся колыбелью жизни, в которой сосредоточена сама жизнь. Развивая это учение, он обратил внимание на "два синтеза космоса", связанные с тем, что "в науке до сих пор нет ясного сознания о явлениях жизни и явлениях мертвой природы, взятых с геологической, т.е. планетной точки зрения, и проявляющих единый процесс... В сущности мир Космоса мы

можем превратить ... в своеобразный хаос движущихся частиц или в своеобразную машину, регулируемую мировым Разумом" [8]. На современном этапе развития науки структура и функция живого вещества занимают одно из ведущих направлений исследований [9, 10].

Н.В. Тимофеев-Ресовский в работе "Биосфера и человечество"(1968), развивая идеи В.И. Вернадского, более четко определил необъятную область исследований, еще не осознанной в полной мере на сегодняшний день. Ее сущность он сформулировал в виде -"...биосфера Земли, выражаясь языком физиков, является открытой термодинамической системой. ... Она является существенной составной частью общей жизни Земли как планеты и энергетическим экраном между Землей и Космосом и той пленкой, которая превращает определенную часть космической энергии, в основном солнечной в ценное высокомолекулярное органическое вещество, ... формирует и равновесный состав атмосферы, и состав растворов в природных водах, а через атмосферу - энергетику нашей планеты.... Небрежное отношение к биосфере ведет к нарушению ее правильной работы и означает, что люди с плохо работающей биосферой не смогут вообще существовать на Земле" [11]. В этом случае он всегда говорил: - "От хорошей жизни в Космос не полетишь".

Николай Владимирович объединил разнородные процессы в единую систему знаний: - "энергетический вход в биосферу в форме солнечной энергии - биологический круговорот биосферы - выход из биосферы в геологию". Главный смысл предложенной триады заключается в понимании механизмов, обеспечивающих повышение коэффициента полезного действия не только в виде продуктивности биосферы, но и устойчивости ее функционирования. Его идеи нашли поддержку в разработке космических экосистем [12, 13].

В последние годы в процессе познания окружающей природы исследователи все чаще пытаются использовать теоретические подходы в экологии, связанные с теоретической биологией [14]. При этом преимущественно выражен системный подход в описании исследуемых процессов, а также наметилась математизация биологического знания. Сущность математизации характеризуется особым образом осмысления информационных процессов в живых системах, связанных с логикой языка и субъектными социальными отношениями. В этой связи следует предположение, если биосфера является частью единого космического организма и все на Земле подчиняется влиянию космоса, то, по-видимому, можно научиться моделировать и предсказывать изменения социального климата. А.Л. Чижевский на историческом материале показал взаимосвязь солнечной активности и поведения людей на Земле [15].

Изложенная стратегия мышления отражает всего лишь общественно-значимый уровень понимания феномена жизни и осознание универсальной модели мироздания. Становится совершенно ясно, что для систематизации накопленного материала требуется адекватный язык описания и представления данных. В.И. Корогодин обратил внимание на эту особенность и отметил, что "...феномен жизни и эволюцию можно интерпретировать как строго преемственный процесс возникновения и развития информации. Религиозные, нравственные, этические, политические и научные идеи, осознаваемые человеческим сообществом, создают глобальную информационную систему. С этой точки зрения все формы социальной конкуренции, все виды идеологической борьбы и все войны - не что иное, как борьба между собой фрагментов логической информации... Войны и революции - это борьба за существование разных видов информации, в кото-

рой люди, сообщества и целые государства выступают лишь в роли мишени и орудий" [16].

Целенаправленная информационная борьба, обусловленная в современных условиях экономическими приоритетами и безопасностью самой жизни, как правило, порождает общественно значимые кризисы, преодоление которых возможно только на основе фильтрации вбрасываемой информации и формирования надежной взаимосвязи человека с природой, разумного сочетания экономических и экологических интересов, исключающих возможность истощения природной среды обитания. Здесь формируется особый тип мышления, предлагающий не только "умные" способы решения трудных задач, но и понимание механизмов работы глобального сознания, характеризующего интеллектуальную среду сообщества на уровне популяции [17].

Стратегически важная гипотеза о глобальном сознании порождает проблему синтеза среды его обитания и наполнение смысловым содержанием. В этой связи возникает необходимость создания единого (целостного) и адекватного языка для формального описания наблюдаемых процессов и рассматриваемых проблем. Реализация обозначенной проблемы, по нашему мнению, может быть осуществлена на основе искусственных интеллектуальных сред (ИИС) [18], составными элементами которых являются кванты знания, представленные в виде понятийно-смысловых образов (объектов) (ПСО).

Формальное описание механизма понимания и утверждения кванта знания предложил J. Hintikka в 1969 г. в следующем виде: "для любого $\Psi$-субъекта является истинным, если и только если истинно высказывание $(\exists x)[B_{\psi}(x=b)\&(x=b)]$" [19]. Однако в реальной природе по причине несоответствия языка и рассматриваемого явления всегда присутствует $x \setminus x' = \delta$, где $\delta \to 0$. Человек невольно использует семантический

конвертор в своей мыследеятельности и тогда высказывание следует записать в виде $(\exists x)[B_\psi(x=b)\&(x'=b)]$.

## СЕМАНТИЧЕСКИЙ КОНВЕРТОР

(semantic converter)

Любая мысль, любая произнесенная фраза всегда может быть представлена в виде ряда ее ключевых элементов:

$(\exists x)[A_\psi(x_1=a)\&(x'_1=a)]$, $(\exists x)[B_\psi(x_2=b)\&(x'_2=b)]$, ..., $(\exists x)[M_\psi(x_n=m)\&(x'_n=m)$, где

$\Xi = f(a, b,..., m)$ - смысл общей фразы является функцией значений ее синтаксических частей (терминов).

Обозначим { a } семантическое значение **"a"** и введем правило:

"если **"a"** принадлежит категории A ($a\in A$), если **"b"** принадлежит категории B ($b\in B$), ... если **"m"** принадлежит категории M ($m\in M$),

то $\{f(a, b, ... , m)\} \cong g(\{a\}, \{b\}, ..., \{m\})$", где

**g** - задает **"способ семантического отображения смыслов"** индивидных констант **{a}, {b}, ..., {m}**, что позволяет записать правило

$\{\Xi\}=\{f(a, b, ... , m)\} \cong g(\{a\}, \{b\}, ..., \{m\})$ - соответствие текстов и предложений с их смысловым содержанием.

Для понимания комплексной проблемы "Биосфера и человечество" в качестве исходного материала для синтеза искусственной интеллектуальной среды послужили труды классиков науки: К.Э. Циолковского - в освоении космического пространства, идеи А.Л. Чижевского - в понимании механизмов взаимодействия Земля-Солнце. Несомненный интерес в обозначенной проблеме имеет учение о живом веществе, биосфере и ноосфере В.И. Вернадского, описание и анализ наблюдаемых процессов при решении проблем радиоэкологии, биосферы и человечества, сформулированных Н.В. Тимофеевым-Ресовским и развитых Н.Н. Моисеевым, а

также труды современных исследователей в области естественно-научной биосферологии. При анализе отобранной информации был сформирован машиночитаемый массив из 360 документов, терминологическое пространство которых охватило более 12000 терминов.

## МОДЕЛЬ ИНТУИТИВНОЙ ЛОГИКИ
## MODEL OF INTUITIVE LOGIC

Выявленное терминологическое пространство включает существенный элемент семантической неопределенности. Введем следующие обозначения и правила модели интуитивной логики для уменьшения семантической неопределенности:

**денотат ≅ термин ≅ денотация ≅ экстенция** - экстенсионал (**E**)

**смысл ≅ интенция** - интенсионал (**In**)

Рассмотрим модель ***M*** вида (**V, D, G, >, :=, F, T**), где

**V** - терминологическое пространство области исследования

**D** - синтаксическое отображение объектов исследования $d \in D$

**G** - область интерпретации смыслов $g \in G$

**F** - функция интерпретации синтаксических объектов (констант) **d**

**P[d,o] ИСТИННО(i, M),**

**если и только если <Fd( i ),Fo( i ) > ∈ Fp( i )**

**P[d,o]** - двуместный предикат

**T** - множество циклов итерации в соответствии с правилами:

1) правило утверждения экстенсиональности денотата:

$\{P_d[d(i)]\}^{M,V,T,g} = 1$ тогда и только тогда, когда

$\{d(i)\}^{M,V,T,g} \in \{P_{d,0}\}^{M,V,T,g}$;

2) правило утверждения интенсиональности смыслов денотатов -

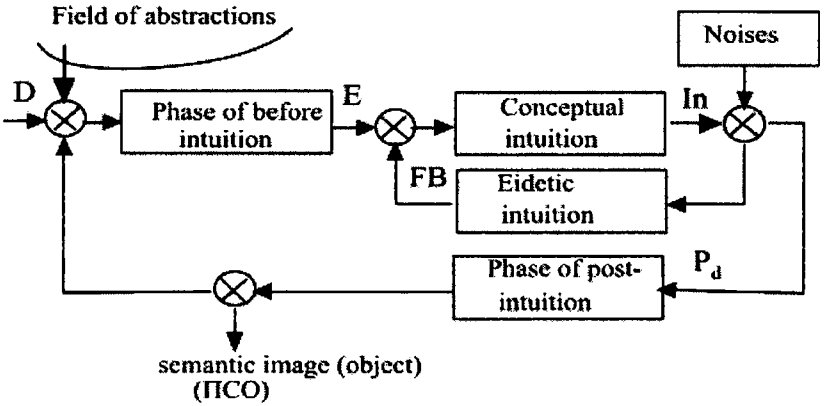
$\{P_d[d(i)]\}^{M,V,T,g}:=\{P_d[d(i+1)]\}^{M,V,T,g}$ тогда и только тогда, когда $g\{d(i+1)\}\backslash g\{d(i)\}\leq\varepsilon$;

3) правило дифференциации денотатов -

$\{P_d[d(i+1)]\}^{M,V,T,g}:=\{P_d[d(i)]\}^{M,V,T,g}$ тогда и только тогда, когда: $g\{d(i+1)\}\backslash g\{d(i)\}>\varepsilon$,

где ε - бесконечно малая величина энергии кванта смысла (интенции). В некоторых задачах ε- можно рассматривать как энергетическую характеристику мыследеятельности индивида при формировании *спектра смыслов*, раскрывающего не только пороговые ($E<10^{-12}$ Вт/см$^2$, [20]), но и потенциальные энергетические возможности *активного сознания* и *подсознания* [21].

$ПСО(i)=\cup\{P_d[d(i)]\}^{M,V,T,g}$ = - semantic images (objects)




Блок-схема модели интуитивного мышления

**Определение 1.** Понятийно-смысловой образ (ПСО) - это один термин или группа семантически однородных и связанных между собой терминов, содержащих схожий смысл и характеризующих квант знания о явлениях, свойствах или

закономерностях материального и духовного мира, а также видов деятельности человека.

Принимая во внимание частотную характеристику терминологического пространства, представляется возможным выделить репрезентативную выборку терминов по тематическому критерию, связанного с параметрами системы, явления, свойства и т.п. В результате такого подхода из общего пространства было выделено около 1500 терминов, из них в соответствии с правилами ( 1 ) - ( 3 ) представилось возможным установить 1034 понятийно-смысловых образа (ПСО, semantic image(object)). Выделенные ПСО сгруппированы по тематическим разделам: биология, биофизика, биосфера, человек, космос, космические экологические системы, космология, экология, эффективность, энергия, эволюция, геосфера, живое вещество, климат, математическое моделирование, философия, физика, планеты, радиоэкология, социум, свойства, системы, техника и явления.

Для реализации семантического конвертора и модели интуитивного мышления нами были разработаны алгоритм, соответствующие программные средства и впервые в мировой теории и практике синтезирована первая версия искусственной интеллектуальной среды (ИИС) по проблеме биосфера и человечество, представленной в виде матрицы размерностью |1034*1034| объемом более 5 Мбайт. Работа была выполнена при финансовой поддержке РГНФ и Администрацией Калужской обл. по гранту 02-03-0213а/Ц

## ИСКУССТВЕННАЯ ИНТЕЛЛЕКТУАЛЬНАЯ СРЕДА (ИИС)

ARTIFICIAL INTELLECTUAL ENVIRONMENT (AIE)

**Определение 2.** ИИС - это множество взаимосвязанных между собой элементарно структурированных понятийно-смысловых образов в исследуемой области знания.

Математическая модель синтеза ИИС изложена в работе [22]: граф Г, вершины которого $X = \{x_1, x_2, ..., x_n\}$ соответствуют множеству **ПСО**, вес каждой дуги $(x_i, x_j)$ соответствует силе связи между $i$-м и $j$-м объектами $(i, j = 1, 2, ..., n) \Rightarrow$ матрица $A = \|a_{ij}\|^{n^1}$

$$a_{ij} = \sum_{s \in x_i} \sum_{t \in x_j} \alpha_{st} / \left(N_i N_j\right) \qquad (1 < i,\ j < n)$$

где $x_i$ - $i$-й **ПСО** исследований; $x_j$ - $j$-й **ПСО** исследований; $N_i$, $N_j$ - количество информационных документов(текстов), имеющих семантически связанное отношение к $i$-му и $j$-му ПСО исследований. $\alpha_{st}$ сила связи между документами и определяется по соотношению $\alpha_{st} = r_{st} / (r_s + r_t - r_{st})$, где $r_s$ - и $r_t$ - количество терминов, раскрывающих смысловое содержание s-ого и t-ого документов, $r_{st}$ - количество одинаковых терминов в s-м и t- м документах.

## МЕХАНИЗМ СЖАТИЯ СРЕДЫ

Сознание человека не в состоянии воспринять и осмыслить матрицу размером Aij = |1034*1034| - это белее миллиона чисел. Следовательно, необходимо создать механизм для уменьшения размеров матрицы, достаточных для восприятия человеком и сохранив при этом ее информационные свойства. Для решения этой проблемы мы разработали процедуры энтропийного взвешивания.

**Определение 3.** "Энтропийное взвешивание" - это процедура, заключающаяся в определении информационного "центра тяжести" всех элементов aij для каждого ПСО, ранжирования меры связи между ними и величины формализованной "вариации смысла" в рассматриваемой ИИС.

1. Вычисление информационного "центра тяжести" взаимосвязей для каждого ПСО($j$)

$$F(j) = \left(\sum_{i=1,n} a(i) \cdot I\right) \Big/ \sum_{i=1,n} a(i) \ ;$$

2. Определение "вариации смысла" ПСО($j$) $Del = 0,5\ exp\ H(j)$, где $H(j) = -\sum_{j=1,n} b(j) \ln b(j)$ - информационная энтропия формализованной "вариации смысла" ИИС. Здесь $b(j) = Delta\ (j) / \sum_{j=1,n} Delta\ (j)$ - вероятность отклонения "частных смыслов" $Delta\ (j)$ от "центра тяжести" целостной ИИС $Delta\ (j) = F(j) - F_{mid}$, $F_{mid} = \sum_{j=1,n} F(j) / n$ - информационный "центр тяжести" целостной ИИС;

3. Определение **"близости смыслов" ПСО(j) и ПСО(j+1):**

если $F(j) - F(j+1) < 2Del$,

то $R_p = R_q = x(j) \cup x(j+1)$.

4. Здесь $F(j) - F(j+1) \leq 2Del$ - "сечение взаимодействия смыслов" ("созвучие смыслов") и мера их эквивалентности в рассматриваемой ИИС;

5. Вычисление величины активности взаимосвязи $R_{p,q}$ (кластеров, блоков) новой матрицы $C_{pq} = \sum_{i \in R} \sum_{j \in R} a_{ij} / (N_p + N_q)$, здесь $N_p$ и $N_q$ - количество объектов в кластерах, $R_p$ и $R_q$ ($p, q = 1, 2, ..., m$) и $m < n$.

## ПРИМЕРЫ РЕАЛИЗАЦИИ АЛГОРИТМА

**Технология анализа ИИС.** По причине отсутствия умозрительных и интуитивных средств, способных установить количественную взаимосвязь между ПСО в большом объеме информации, воспользуемся некоторыми принципами поведения естественного интеллекта. В этой связи, в первую очередь, целесообразно провести *экстремальную оценку состояния проблемы*, затем рассмотреть *эволюционную и стохастическую оценку состояния проблемы*.

Личная заинтересованность, либо другие причины позволяют осуществить произвольный отбор ПСО в ИИС и вы-

числить связи между ними. Но поскольку наша задача имеет отношение к проблеме "Биосфера и человечество", то нам остается всего лишь оценить *экстремальное и эволюционное состояния проблемы*, объединив их с понятийно-смысловыми образами, входящими в раздел биосфера.

Вычисленная общая функциональная структура приведена на Рис. 1 и табл. 1. В ней выделены актуальные, нейтральные и пассивные блоки исследований. Структура оказалась достаточно сложной и особенно в блоках 7-10. Их внутренние компоненты вычислены раздельно и приведены на Рис. 1.7 - 1.10. Разработанный нами программный продукт позволяет решать и такие задачи.

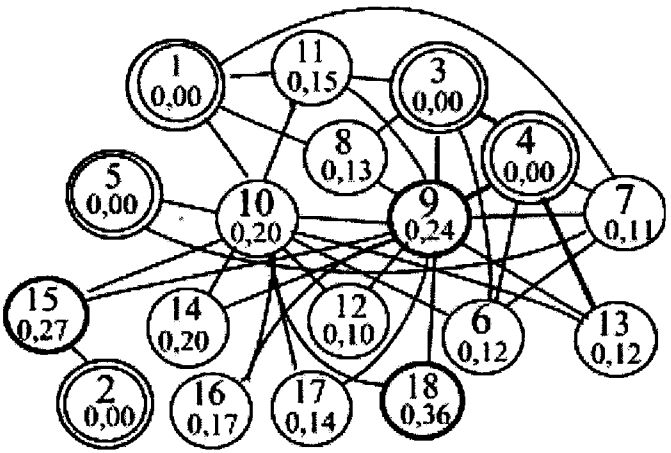



Рис. 1. Функциональная структура связей блоков ПСО.

**Перечень ПСО к Рис. 1**

Блок No - 1 Link = .000
46.04 ядерно-электрические ракеты
46.05 системы коррекции орбиты
46.06 системы маршевых двигателей

Блок No - 2 Link = .000
44.62 взаимосвяь климат-труд
44.63 взаимосвязь климат-умственные качества
Блок No - 3 Link = .000
43.29 единство космо-земных процессов
Блок No - 4 Link = .000
43.54 механизм приспособления организмов
43.55 механизм приспособления растений
Блок No - 5 Link = .000
43.11 химические элементы биосферы
43.23 биосферное естествознание
Блок No - 6 Link = .012
40.58 организм - преобразов. материал. процессов, жизнедеятел. организмов
43.06 эволюция видов
43.62 механизмы саморазвития
Блок No - 7 Link = .011
(см. Рис. 1.7)
Блок No - 8 Link = .013
(см. Рис. 1.8)
Блок No - 9 Link = .024
(см. Рис. 1.9)
Блок No - 10 Link = .020
(см. Рис. 1.10)
Блок No - 11 Link = .015
43.26 устойчивое развитие
43.34 термодинамическое равновесие
43.60 механизмы динамического управления равновесием (состоянием) сообществ
45.10 деятельность человека, жизнедеятельность человека
Блок No - 12 Link = .010
43.21 учение о биосфере
43.39 стратегия развития биосферы

45.08 астрология
Блок No - 13 Link = .012
43.31 естественный отбор, фактор отбора
Блок No - 14 Link = .020
43.58 среда обитания человека
43.71 принцип естественного отбора
46.02 космические станции
Блок No - 15 Link = .027
43.77 обмен материей
Блок No - 16 Link = .017
43.75 поддержание гомеостаза
46.03 космические полёты
Блок No - 17 Link = .014
43.49 стационарные состояния системы
Блок No - 18 Link = .036
43.76 обмен информацией
43.78 обмен энергией
45.05 развитие цивилизации

В общей функциональной структуре связей наибольшую активность проявляют проблемы обмена информацией и энергией в развитии цивилизации (блок 18), затем проблемы обмена материей (блок 15) и проблемы, сосредоточенные в блоке 9, внутреннюю структуру которого рассмотрим отдельно. Особое внимание привлекает активность внешних связей между блоками 3-4-9-13. Их внутреннюю структуру составляют: единство космо-земных процессов (блок 3), механизмы приспособления организмов и растений (блок 4), естественный отбор и факторы отбора (блок 13). Функциональная структура блока 9 приведена на Рис. 1.9. "Романтическая" стратегия человечества наиболее активно связана с ПСО блоков 9, 10, 11 и т.д.

Анализ структуры сложных блоков удобно провести в порядке возрастания их номеров.

Таблица 1. Активность связей ПСО к Рис. 1.

| No | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | .000 | .000 | .014 | .000 | .011 | .013 | .012 | .015 | .021 | .017 | .016 | .014 | .000 | .012 | .000 | .011 | .000 | .000 |
| 2 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .009 | .008 | .007 | .007 | .006 | .009 | .000 | .000 | .000 | .018 | .000 | .000 | .000 |
| 3 | .014 | .000 | .000 | .022 | .011 | .015 | .013 | .015 | .022 | .019 | .013 | .009 | .006 | .008 | .012 | .009 | .007 | .009 |
| 4 | .000 | .000 | .022 | .000 | .010 | .016 | .015 | .013 | .020 | .016 | .016 | .012 | .028 | .012 | .017 | .014 | .008 | .010 |
| 5 | .011 | .000 | .011 | .010 | .000 | .009 | .011 | .014 | .019 | .017 | .012 | .008 | .007 | .006 | .008 | .006 | .007 | .006 |
| 6 | .013 | .009 | .015 | .016 | .009 | .012 | .010 | .012 | .018 | .015 | .011 | .008 | .006 | .007 | .010 | .008 | .007 | .007 |
| 7 | .012 | .008 | .013 | .015 | .011 | .010 | .011 | .011 | .015 | .013 | .011 | .010 | .010 | .009 | .011 | .010 | .010 | .008 |
| 8 | .015 | .007 | .015 | .013 | .014 | .012 | .011 | .013 | .014 | .013 | .012 | .013 | .012 | .013 | .013 | .013 | .013 | .011 |
| 9 | .021 | .007 | .022 | .020 | .019 | .018 | .015 | .014 | .024 | .016 | .016 | .018 | .016 | .019 | .019 | .018 | .019 | .015 |
| 10 | .017 | .006 | .019 | .016 | .017 | .015 | .013 | .013 | .016 | .020 | .015 | .016 | .018 | .017 | .017 | .016 | .017 | .014 |
| 11 | .016 | .009 | .013 | .016 | .012 | .011 | .011 | .012 | .016 | .015 | .015 | .011 | .012 | .010 | .012 | .011 | .012 | .011 |
| 12 | .014 | .000 | .009 | .012 | .008 | .008 | .010 | .013 | .018 | .016 | .011 | .010 | .008 | .006 | .009 | .008 | .008 | .009 |
| 13 | .000 | .000 | .006 | .028 | .007 | .006 | .010 | .012 | .016 | .018 | .012 | .008 | .012 | .006 | .003 | .004 | .003 | .003 |
| 14 | .012 | .000 | .008 | .012 | .006 | .007 | .009 | .013 | .019 | .017 | .010 | .006 | .006 | .020 | .005 | .005 | .004 | .004 |
| 15 | .000 | .018 | .012 | .017 | .008 | .010 | .011 | .013 | .019 | .017 | .012 | .009 | .003 | .005 | .027 | .009 | .011 | .014 |
| 16 | .011 | .000 | .009 | .014 | .006 | .008 | .010 | .013 | .018 | .016 | .011 | .008 | .004 | .005 | .009 | .017 | .008 | .010 |
| 17 | .000 | .000 | .007 | .008 | .007 | .007 | .010 | .013 | .019 | .017 | .012 | .008 | .003 | .004 | .011 | .008 | .014 | .012 |
| 18 | .000 | .000 | .009 | .010 | .006 | .007 | .008 | .011 | .015 | .014 | .011 | .009 | .003 | .004 | .014 | .010 | .012 | .036 |

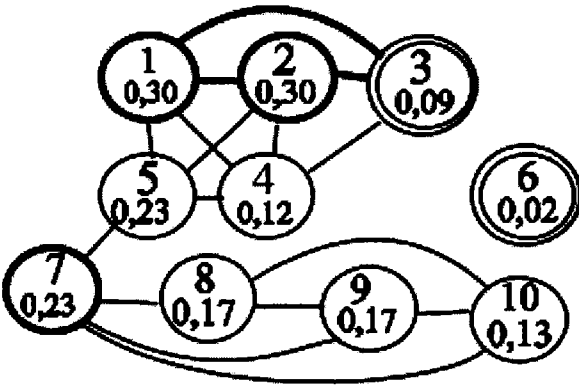



Рис. 1.7. Функциональная структура связей ПСО.

**Перечень ПСО к рис. 1.7**

Блок No - 7.1 Link = .030
43.17 биосфера - формирователь климата
Блок No - 7. 2 Link = .030
43.15 биосфера - гигантская живая фабрика
Блок No - 7.3 Link = .009
43.18 биосфера - целостная система
Блок No - 7.4 Link = .012
43.40 жизнь на Земле
Блок No - 7.5 Link = .023
43.44 исследование биосферы
Блок No - 7.6 Link = .002
43.51 механизм биосферы
45.12 развитие человека
Блок No - 7.7 Link = .025
43.47 круговорот веществ, химических элементов
Блок No - 7.8 Link = .017
43.53 стабильность системы
Блок No - 7.9 Link = .017
43.28 гомеостаз системы

Блок No - 7.10 Link = .013
43.02 биогеография
43.25 устойчивость системы

Таблица активности связей блоков ПСО к рис. 1.7.

| No | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | .030 | .033 | .028 | .024 | .025 | .016 | .017 | .000 | .000 | .010 |
| 2 | .033 | .030 | .026 | .023 | .025 | .016 | .017 | .000 | .000 | .010 |
| 3 | .028 | .026 | .009 | .016 | .017 | .009 | .015 | .016 | .016 | .013 |
| 4 | .024 | .023 | .016 | .012 | .016 | .012 | .019 | .018 | .018 | .014 |
| 5 | .025 | .025 | .017 | .016 | .023 | .012 | .020 | .016 | .016 | .015 |
| 6 | .016 | .016 | .009 | .012 | .012 | .002 | .014 | .015 | .016 | .014 |
| 7 | .017 | .017 | .015 | .019 | .020 | .014 | .025 | .024 | .024 | .020 |
| 8 | .000 | .000 | .016 | .018 | .016 | .015 | .024 | .017 | .024 | .024 |
| 9 | .000 | .000 | .016 | .018 | .016 | .016 | .024 | .024 | .017 | .023 |
| 10 | .010 | .010 | .013 | .014 | .015 | .014 | .020 | .024 | .023 | .013 |

Внутренняя структура блока 7 представлена на рис. 1.7. В ней наибольший интерес вызывает триада блоков 7.1-7.2-7.3, характеризующие биосферу как целостную систему в виде формирователя климата и гигантской живой фабрики. Они взаимодействуют с ПСО - жизнь на Земле (блок 7.4) и исследование биосферы (блок 7.5.). Все, что касается механизмов развития биосферы и человека (блок 7.6) остается на уровне точки роста нового знания.

Структура блока 8 представлена на Рис. 1.8. В его функциональной структуре в совершенной изоляции оказалась проблема - жизнь как космическое явление (блок 8.1).

Это и не удивительно, но идея имеет право на свое существование. Несомненно, в функциональной структуре наибольшую активность проявляют: жизнь человека (блок 8.2) и жизнь высших существ (блок 8.5). Они образуют триаду в объединении с блоком 8.3, включающего жизнь растений, а также механизмы и процессы самоорганизации биоты и систем.

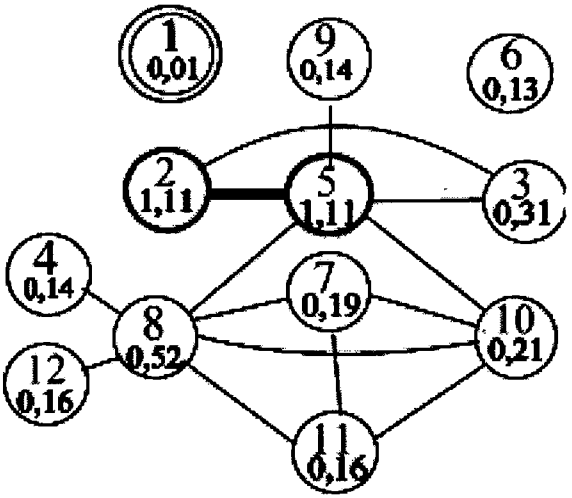



Рис. 1.8. Функциональная структура связей ПСО блока 8.

**Перечень ПСО к рис. 1.8**

Блок No - 8.1 Link = .001
43.37 жизнь - космическое явление
Блок No - 8.2 Link = .111
43.42 жизнь человека
Блок No - 8.3 Link = .031
43.41 жизнь растений
43.57 механизмы и процессы самоорганизации биоты, систем
Блок No - 8.4 Link = .014
43.48 стихия самоорганизации
Блок No - 8.5 Link = .111
43.38 жизнь высших существ
Блок No - 8.6 Link = .013
43.32 живые организмы и существа
43.45 концепция биосферы
43.61 совокупность организмов
43.72 популяция людей

Блок No - 8.7 Link = .019
45.03 антропогенная эра
Блок No - 8.8 Link = .052
43.07 биогеохимия
Блок No - 8.9 Link = .014
43.04 биогеохимические, химические процессы биосферы
43.35 термодинамическое поле биосферы
43.68 нарушение равновесия
45.06 антропогенный процесс
Блок No - 8.10 Link = .021
40.09 биологическая производительность Земли, биологическая продуктивность
43.01 биогенная миграция
43.74 обмен веществ
Блок No - 8.11 Link = .016
43.64 миграционная способность
Блок No - 8.12 Link = .016
45.11 могущество человека

Активность связей ПСО к рис.1.8

| № | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | .001 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 |
| 2 | .000 | .111 | .073 | .007 | .113 | .013 | .012 | .019 | .016 | .035 | .008 | .004 |
| 3 | .000 | .073 | .031 | .007 | .073 | .012 | .011 | .015 | .013 | .020 | .009 | .004 |
| 4 | .000 | .007 | .007 | .014 | .007 | .013 | .015 | .022 | .014 | .016 | .012 | .007 |
| 5 | .000 | .113 | .073 | .007 | .111 | .016 | .017 | .026 | .022 | .041 | .010 | .004 |
| 6 | .000 | .013 | .012 | .013 | .016 | .013 | .017 | .017 | .015 | .016 | .015 | .013 |
| 7 | .000 | .012 | .011 | .015 | .017 | .017 | .019 | .029 | .018 | .022 | .021 | .016 |
| 8 | .000 | .019 | .015 | .022 | .026 | .017 | .029 | .052 | .019 | .023 | .025 | .022 |
| 9 | .000 | .016 | .013 | .014 | .022 | .015 | .018 | .019 | .014 | .018 | .017 | .016 |
| 10 | .000 | .035 | .020 | .016 | .041 | .016 | .022 | .023 | .018 | .021 | .020 | .019 |
| 11 | .000 | .008 | .009 | .012 | .010 | .015 | .021 | .025 | .017 | .020 | .016 | .012 |
| 12 | .000 | .004 | .004 | .007 | .004 | .013 | .016 | .022 | .016 | .019 | .012 | .016 |

Структура блока 9 приведена на Рис. 1.9. Центральное место в функциональной структуре занимает блок 9.8, активно связанный с блоками 9.3, 9.4, 9.5 и 9.7. Центральный блок включает ПСО: биогеохимические циклы и стабильность биосферы. Блок 9.3 объединяет - строение биосферы и демографические процессы, функция которых в свою очередь связана с состоянием биосферы, проявляющей свойство энергетического экрана Земля-Космос, и ее организованностью (блок 9.6). Очевидно, биогеохимичекие циклы и стабильность биосферы образуют место (среду) сферу жизни (блок 9.5), в которой эволюция биосферы и биокосной системы (блок 9.4) формируют глобальные биосферные процессы, надорганизменные системы с переходом в ноосферу (блок 9.7). Здесь невозможно оставить без внимания блок 9.2, объединяющий биосферу как конвертор космической энергии, эволюцию биосферы и человечества, проблемы гомеостаза, очевидно, не только организма человека, но и биосферы в целом.

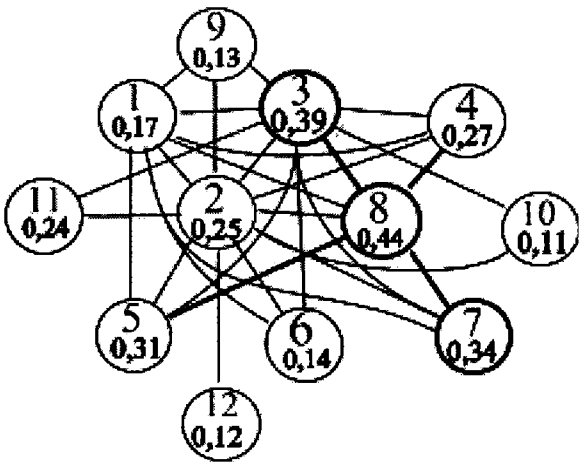



Рис. 1.9. Функциональная структура связей ПСО.

## Перечень ПСО к рис.1.9

Блок No - 9.1 Link = .017
43.65 мировой океан
Блок No - 9.2 Link = .025
43.16 биосфера - конвертер космической энергии
43.22 биосфера и человечество
43.27 гомеостаз организма
45.14 эволюция человека и человечества
Блок No - 9.3 Link = .039
43.36 строение биосферы
45.09 демографические процессы
Блок No - 9.4 Link = .027
43.09 эволюция биосферы
43.10 биокосные системы
Блок No - 9.5 Link = .031
43.50 место(среда) обитания, область жизни
Блок No - 9.6 Link = .014
43.19 биосфера - энергетический экран Земля-Космос
43.79 организованность биосферы, развитие состояния биосферы
Блок No - 9.7 Link = .034
43.24 биосферные процессы, глобальные процессы
43.46 концепция ноосферы, ноосфера
43.66 многоуровневая система, надорганизменные системы
Блок No - 9.8 Link = .044
43.05 биогеохимические циклы
43.56 стабильность биосферы
Блок No - 9.9 Link = .013
43.20 биосфера земли
43.67 развитие жизни
Блок No - 9.10 Link = .011
43.13 физико-географические условия

Блок No - 9.11 Link = .024
43.33 животный мир, жизнь животных
Блок No - 9.12 Link = .013
43.63 развитие Земли

Активность связей блоков ПСО к рис.1.9

| No | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | .017 | .024 | .030 | .026 | .026 | .024 | .029 | .031 | .015 | .014 | .012 | .012 |
| 2 | .024 | .025 | .027 | .027 | .025 | .024 | .027 | .027 | .021 | .024 | .020 | .022 |
| 3 | .030 | .027 | .039 | .033 | .034 | .030 | .033 | .035 | .024 | .032 | .023 | .027 |
| 4 | .026 | .027 | .033 | .027 | .033 | .030 | .034 | .036 | .022 | .029 | .021 | .024 |
| 5 | .026 | .025 | .034 | .033 | .031 | .029 | .032 | .035 | .020 | .028 | .018 | .021 |
| 6 | .024 | .024 | .030 | .030 | .029 | .014 | .029 | .031 | .020 | .026 | .020 | .022 |
| 7 | .029 | .027 | .033 | .034 | .032 | .029 | .034 | .034 | .025 | .030 | .023 | .028 |
| 8 | .031 | .027 | .035 | .036 | .035 | .031 | .034 | .044 | .025 | .036 | .025 | .029 |
| 9 | .015 | .021 | .024 | .022 | .020 | .020 | .025 | .025 | .013 | .012 | .011 | .011 |
| 10 | .014 | .024 | .032 | .029 | .028 | .026 | .030 | .036 | .012 | .011 | .007 | .009 |
| 11 | .012 | .020 | .023 | .021 | .018 | .020 | .023 | .025 | .011 | .007 | .024 | .005 |
| 12 | .012 | .022 | .027 | .024 | .021 | .022 | .028 | .029 | .011 | .009 | .005 | .013 |

Функциональные особенности блока 10 приведены на Рис. 1.10. В нем активную роль играют два блока: 10.5 - био-

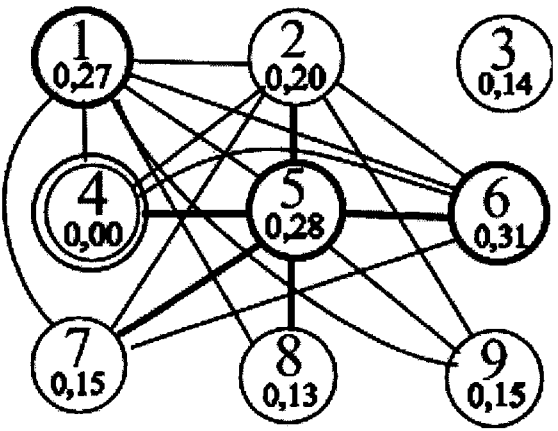



Рис. 1.10. Функциональная структура связей ПСО блока 10

## Перечень ПСО к рис. 1.10

Блок No - 10.1 Link = .027
36.04 жесткие природно-климатические условия, природный ландшафт
43.08 биогеоценоз, биогеоценология
43.12 биологический круговорот биосферы
43.69 невозобновляемые ресурсы
45.02 антропогенная деятельность, антропогенная нагрузка
45.04 антропогенное воздействие
Блок No - 10.2 Link = .020
45.07 антропосфера
Блок No - 10.3 Link = .014
43.43 изменения внешней среды
43.73 популяции
Блок No - 10.4 Link = .000
43.52 механизм приспособления к внешней и внутренней среде(адаптация)
Блок No - 10.5 Link = .028
43.03 биогеохимические провинции
Блок No - 10.6 Link = .031
36.30 охрана окружающей среды, экологическая экспертиза
43.14 биосфера
45.13 человек и человечество
Блок No - 10.7 Link = .015
43.70 прямые и обратные связи взаимодействия природы
Блок No - 10.8 Link = .013
43.30 естественное старение
Блок No - 10.9 Link = .015
45.01 антропный принцип

геохимические провинции и 10.6 - охрана окружающей среды, экологическая экспертиза, биосфера, человек и человечество. На их основе формируется соответствующая антро-

Активность связей ПСО блока к рис. 1.10

| No | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | .027 | .027 | .020 | .023 | .027 | .023 | .025 | .023 | .023 |
| 2 | .027 | .020 | .021 | .026 | .040 | .030 | .029 | .024 | .026 |
| 3 | .020 | .021 | .014 | .012 | .023 | .019 | .014 | .011 | .013 |
| 4 | .023 | .026 | .012 | .000 | .030 | .024 | .015 | .009 | .012 |
| 5 | .027 | .040 | .023 | .030 | .028 | .032 | .033 | .032 | .029 |
| 6 | .023 | .030 | .019 | .024 | .032 | .031 | .026 | .020 | .024 |
| 7 | .025 | .029 | .014 | .015 | .033 | .026 | .015 | .012 | .017 |
| 8 | .023 | .024 | .011 | .009 | .032 | .020 | .012 | .013 | .009 |
| 9 | .023 | .026 | .013 | .012 | .029 | .024 | .017 | .009 | .015 |

посфера (блок 10.2), благодаря прямым и обратным связям взаимодействия природы (блок 10.7). Во всех обозначенных процессах существенную роль играют механизмы приспособления к внешней и внутренней среде (адаптация) (блок 10.4), а также естественное старение (блок 10.8).

Благодаря уникальности ИИС представляется возможным выделить в ней ПСО имеющие эстремальные значения связей и принадлежащие к разделу Человек. В результате дальнейшей их обработки была получена новая структура (см. Рис. 2, табл. 2).

Её анализ свидетельствует о том, что наибольшую активность проявляют ПСО в блоке 4, свидетельствующие о неразрывности жизни человека и жизни растений, затем в блоке 19 (генетическая минералогия) и в блоке 3 (корневые выделения и звено севооборота).

Представляют интерес и другие блоки по величине активности больше 1.00 - это блоки 5 и 9, включающие представление о жизни высших существ и неограниченной эволюции. Очевидно нет необходимости рассматривать все блоки, но некоторые из них, имеющие нулевые значения связей, определенно заслуживают внимания - это блок 7 (эффективность молекулы белка), 20 (стратегия обживания космоса) и

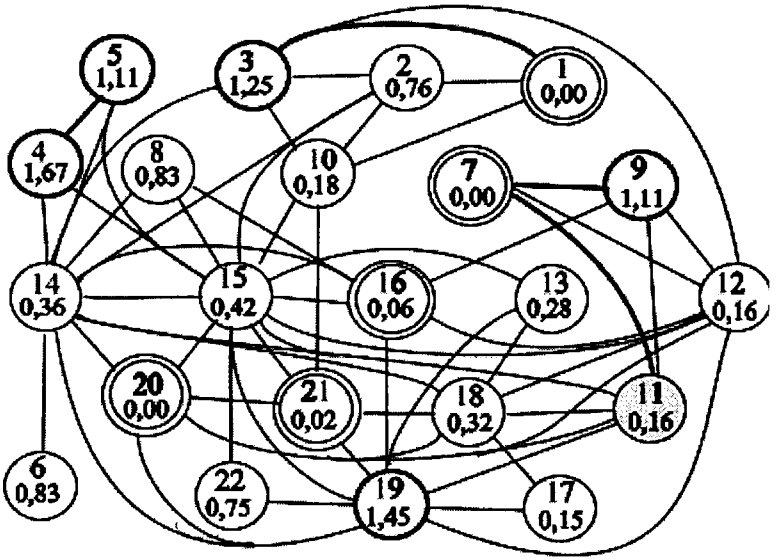



Рис. 2 Функциональная структура связей и перечень ПСО блоков:

Блок No - 1 Link = .000
49.19 эффективность экстрагирования
Блок No - 2 Link = .076
40.48 культура-предшественник
!! Блок No - 3 Link = .125
40.41 звено севооборота
40.47 корневые выделения
!! Блок No - 4 Link = .167
43.41 жизнь растений
43.42 жизнь человека
!! Блок No - 5 Link = .111
43.38 жизнь высших существ
Блок No - 6 Link = .083
43.71 принцип естественного отбора
? Блок No - 7 Link = .000
49.12 эффективность молекулы белка

Блок No - 8 Link = .083
55.54 историческое время
!! Блок No - 9 Link = .111
50.07 неограниченная эволюция
Блок No - 10 Link = .018
36.16 повышение урожайности, предпосевная обработка семян, увеличение всхожести семян
45.05 развитие цивилизации
? Блок No - 11 Link = .016
45.02 антропогенная деятельность, антропогенная нагрузка
Блок No - 12 Link = .016
37.15 аминокислотные остатки
45.04 антропогенное воздействие
45.06 антропогенный процесс
45.10 деятельность человека, жизнедеятельность человека
Блок No - 13 Link = .028
45.08 астрология
Блок No - 14 Link = .036
45.13 человек и человечество
45.14 эволюция человека и человечества
Блок No - 15 Link = .042
45.07 антропосфера
45.09 демографические процессы
Блок No - 16 Link = .006
37.47 размножение организмов
44.13 взаимодействие нуклеотидов попарное
44.31 комплементарное взаимодействие
45.03 антропогенная эра
Блок No - 17 Link = .015
45.01 антропный принцип
Блок No - 18 Link = .032
45.12 развитие человека
59.27 радиогеология

!! Блок No - 19 Link = .145
51.22 генетическая минералогия
Блок No - 20 Link = .000
47.11 стратегия обживания космоса
Блок No - 21 Link = .002
45.11 могущество человека
46.04 ядерно-электрические ракеты
49.05 эффективное транспортное средство
Блок No - 22 Link = .075
51.06 геологические наблюдения

21 (могущество человека, ядерно-электрические ракеты, эффективное транспортное средство).

Активная связь между блоками в триаде 7, 9 и 11 обращает внимание на то, что неограниченная эволюция человечества и исследования дальнего космоса, несомненно, требует повышения эффективности белка и внимательного отношения к антропогенной деятельности человека. Как видим, полученный результат полностью согласуется с идеями В.И. Вернадского. Сочетание блоков 21 и 20 отражает глубокую "романтическую" мечту человечества с надеждой на грядущие транспортные средства, преобразующие электромагнитную энергию в гравитационную и обратно. Очевидно, здесь требуются знания в области магнито-электродинамики для получения высокой эффективности рабочего тела, а также о космических экологических системах и замкнутых системах жизнеобеспечения человека при продолжительных экспедициях (современность идей К.Э. Циолковского).

Приведенный анализ некоторых разделов достаточно сложной проблемы "Биосфера и человечество" свидетельствует о возможности восприятия, осознания и целесообразности представления элементарно структурированных единиц знания не только на понятийном уровне, но и на уровне физической реализации.

Таблица 2. Активность связей блоков ПСО к рис. 2.

| No | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | .000 | .096 | .111 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .050 | .000 | .000 | .000 | .019 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 |
| 2 | .096 | .076 | .082 | .002 | .002 | .003 | .000 | .005 | .000 | .076 | .012 | .017 | .004 | .034 | .031 | .008 | .009 | .018 | .025 | .000 | .001 | .005 |
| 3 | .111 | .082 | .125 | .002 | .003 | .003 | .000 | .000 | .000 | .086 | .011 | .020 | .000 | .049 | .022 | .006 | .008 | .013 | .016 | .000 | .000 | .005 |
| 4 | .000 | .002 | .002 | .167 | .139 | .002 | .000 | .000 | .000 | .000 | .005 | .011 | .000 | .075 | .021 | .006 | .011 | .016 | .019 | .000 | .000 | .006 |
| 5 | .000 | .002 | .003 | .139 | .111 | .002 | .000 | .000 | .000 | .000 | .012 | .012 | .000 | .053 | .027 | .007 | .015 | .021 | .027 | .000 | .000 | .008 |
| 6 | .000 | .003 | .003 | .002 | .002 | .083 | .000 | .000 | .000 | .000 | .007 | .013 | .000 | .027 | .027 | .007 | .016 | .021 | .027 | .000 | .000 | .009 |
| 7 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .201 | .000 | .124 | .072 | .000 | .000 | .000 | .102 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 |
| 8 | .000 | .005 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .083 | .000 | .000 | .011 | .016 | .007 | .036 | .043 | .028 | .016 | .037 | .075 | .000 | .004 | .010 |
| 9 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .201 | .000 | .111 | .000 | .071 | .056 | .000 | .009 | .017 | .082 | .007 | .010 | .012 | .000 | .000 | .004 |
| 10 | .050 | .076 | .086 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .018 | .006 | .009 | .006 | .018 | .020 | .005 | .009 | .008 | .010 | .029 | .009 | .002 |
| 11 | .000 | .012 | .011 | .005 | .007 | .007 | .124 | .011 | .071 | .006 | .016 | .018 | .011 | .024 | .034 | .017 | .020 | .025 | .038 | .042 | .005 | .016 |
| 12 | .000 | .017 | .020 | .011 | .012 | .013 | .072 | .016 | .056 | .009 | .018 | .016 | .010 | .019 | .025 | .023 | .019 | .020 | .025 | .000 | .012 | .015 |
| 13 | .000 | .004 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .007 | .000 | .006 | .011 | .010 | .028 | .016 | .020 | .008 | .010 | .020 | .021 | .000 | .002 | .010 |
| 14 | .019 | .034 | .049 | .075 | .053 | .027 | .000 | .036 | .009 | .018 | .024 | .019 | .016 | .036 | .039 | .018 | .033 | .026 | .042 | .029 | .015 | .026 |
| 15 | .000 | .031 | .022 | .021 | .027 | .027 | .000 | .043 | .017 | .020 | .034 | .025 | .020 | .039 | .042 | .022 | .039 | .038 | .050 | .000 | .029 | .031 |
| 16 | .000 | .008 | .006 | .006 | .007 | .007 | .102 | .028 | .082 | .005 | .017 | .023 | .008 | .018 | .022 | .006 | .013 | .018 | .022 | .000 | .010 | .011 |
| 17 | .000 | .009 | .008 | .011 | .015 | .016 | .000 | .016 | .007 | .009 | .020 | .019 | .010 | .033 | .039 | .013 | .015 | .031 | .050 | .000 | .011 | .018 |
| 18 | .000 | .018 | .013 | .016 | .021 | .021 | .000 | .037 | .010 | .008 | .025 | .020 | .020 | .026 | .038 | .018 | .031 | .032 | .042 | .031 | .023 | .029 |
| 19 | .000 | .025 | .016 | .019 | .027 | .027 | .000 | .075 | .012 | .010 | .038 | .025 | .021 | .042 | .050 | .022 | .050 | .042 | .145 | .049 | .030 | .042 |
| 20 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .029 | .042 | .000 | .000 | .029 | .000 | .000 | .000 | .031 | .049 | .000 | .022 | .000 |
| 21 | .000 | .001 | .000 | .000 | .000 | .000 | .000 | .014 | .000 | .009 | .005 | .012 | .002 | .015 | .029 | .010 | .011 | .023 | .030 | .022 | .002 | .007 |
| 22 | .000 | .005 | .005 | .006 | .008 | .009 | .000 | .010 | .004 | .002 | .016 | .015 | .010 | .026 | .031 | .011 | .018 | .029 | .042 | .000 | .007 | .075 |

В этой связи обратим внимание на понятие радиогеология (см. Рис. 2, блок 18), введенное В.И. Вернадским. Оно характеризует методы и средства для изучения естественного распределения радиоактивных элементов в различных регионах земли. Однако на современном этапе развития человечества, связанного с освоением ядерно-энергетического потенциала, организовано промышленное производство искусственных радиоактивных элементов, что невольно ведет к загрязнению ими значительных территорий поверхности земли и водоемов. В результате исследований Н.В. Тимофеев-Ресовский расширил представление о радиогеологии до радиационной биогеоценологии.

В последствии, при освоении сельскохозяйственных угодий и их защите от радиоактивного загрязнения, появилось понятие радиоэкология и возникла проблема коэволюции (сосуществования) биосферы и человечества в условиях хронического облучения ионизирующей радиацией в широком диапазоне мощностей доз.

**Обсуждение результатов.** Представленные теоретические и практические результаты, по нашему мнению, позволяют посредством понятийно-смысловых образов формализовать понятийный аппарат и синтезировать искусственные интеллектуальные среды для целостного представления исследуемой области знаний. Численные значения взаимосвязей между понятийно-смысловыми образами характеризуют их отношения друг с другом, обеспечивают надежность работы механизма сжатия размерности исследуемой системы, что позволяет сохранить смысловое содержание предметной области и "увидеть" ее в целом. В этом принципиальное отличие нашего подхода от традиционных схем анализа информационных материалов, рассматривающих всего лишь содержательную часть текстов, обогащенных семантическими неточностями, которые достаточно часто приводят к

разночтению и разногласию в понимании существа вопроса при решении многих естественнонаучных и общественно значимых проблем.

При нашем подходе раскрыт механизм формирования элементарной единицы измерения знания, объединяющей понятие и многообразие его смыслов в пространстве мыследеятельностности человека. Более того, понятийно-смысловой образ, представленный нами как "квант знания", нормализует это пространство вне зависимости от структурной сложности элементарных единиц. Именно он создает условия для понимания механизмов формирования ноосферы из биосферы как естественный процесс эволюции сознания, кристаллизующий выявленные взаимосвязи более глубоко и мощно, чем традиционно излагаемая история человечества.

Смысловое содержание "кванта знания" невольно ведет к проблеме сознания, которая имеет глубокие корни в истории развития человечества. В. Джемс, опираясь на психологический аспект при создании модели личности, обратил внимание на поток сознания, который непрерывно меняет психо-физиологические состояние человека. Это свойство особенно ярко проявляется в режиме принятия решения, постоянно реализуя избирательную функцию в интеллектуальной деятельности [23]. Следовательно, смысловое содержание образа формирует сознание субъекта и его участие в творении мира и всего живого. Правильно было сказано, что "жизнь - это поиск смысла, смысл - отражение сознания, сознание нечто тайное" [24]. Поэтому не случайно появилось множество определений сознания, все они связаны с психологией личности и, прежде всего, с ее деятельностью [25].

Наряду с психологическим аспектом В.П. Налимов рассматривает текстовый вариант проявления сознания, предполагая, что он является феноменом максимальной сложности смыслов, поскольку не может быть алгоритмически за-

писан короче, чем есть [26]. Его предложение заключается в том, что понимание текста всегда личностное явление и может быть задано силлогизмом Бейеса:

$$p(\mu/y) = k\, p(\mu)p(y/\mu),$$

где $\mu$ - изначально упорядоченные все возможные элементарные смыслы, $p(\mu)$ -плотность вероятности смыслов, содержащихся в тексте, $p(y/\mu)$ - фильтр спонтанного появления некой новой ситуации *y*. При этом $p(\mu)$ характеризует множество факторов: в обществе - это текст *Эго* личности, в биосфере - биологическую особь со всеми ее морфофизиологическими признаками, в физике - набор фундаментальных констант, величины которых имеют интервальное значение, не улавливаемое нашими системами измерения. Следовательно, отобранный вариант констант автоматически задает самоорганизацию Мироздания в соответствии с представлениями сознания наблюдателя. Мир становится простым и скучным, лишенным свободы смыслов. В результате возникает проблема Метасознания, связанного с трансличностным неперсонализированным сознанием. Такая постановка вопроса представляется чрезвычайно важной, поскольку открывает новые направления в построении модели Мироздания со своим языком и семантическим полем [27].

Трудно отрицать значение космологических идей в решении проблем биосферы и человечества. Их "лобовое" решение обречено на неудачи из-за множества неопределенностей понятийного аппарата. Поэтому мы пошли по пути создания искусственной интеллектуальной среды. Ее достоинство заключается в установлении взаимосвязи между понятийно-смысловыми образами, не обращая внимания на их противоречивость, что позволяет аккумулировать знания любой сложности и неопределенности, лишь бы они были представлены в виде текстов. Такой подход максимально объективизирует выводы, исключая волевые факторы, обус-

ловленные сознанием персоны. В этой связи, по-видимому, целесообразно обратиться к разуму природы, семантическая информация которой обладает большей стабильностью и однозначностью по сравнению с потоком сознания человека разумного [28].

Становится совершенно ясно, что а) ИИС, сформированные на основе понятийно-смысловых образов, способствуют совершенствованию механизма мышления естественного интеллекта в понимании и решении проблем коэволюции биосферы и человечества; б) свойство биосферы, проявляющееся как энергетический экран-конвертор в системе Космос - Земля, обусловливает биосферно-энергетическую стратегию мышления и развития Человечества.

Естественнонаучный опыт свидетельствует о том, что Человечество научилось понимать явления, свойства и закономерности живой природы и излагать их на своем языке в соответствии с исторически сложившейся логикой. Поэтому предложенные нами ПСО человека (ПСО-Ч) оказались достаточно удобными компонентами для синтеза ИИС и целостного восприятия исследуемой области знания. Однако язык природы существует независимо от языка человека и, следовательно, имеет свою семантику и ПСО природы (ПСО-П). Отсюда возникает проблема объединения ПСО-Ч и ПСО-П в едином пространстве состояний сознания всего живого вне зависимости от его локализации. При ее решении потребуется выявить языковую систему природы, выделить консолидирующую функцию информации в формировании глобальной ИИС и создать формальную модель единой и целостной системы на уровне триады "общественно-политические - социально-экономические - информационно-энергетические процессы". Необходимость понимания механизмов и реализация технологии взаимодействия элементов этой триады обеспечит совершенствование жизни на планете Земля.

В порядке заключения следует отметить, что в предлагаемой модели возникает множество вариантов, которые невозможно проанализировать, используя традиционную логику персонофицированного мышления в управлении и, тем более, вычленить из него оптимальный сценарий развития. Персонофицированное состояние сознания может оценить сиюминутную выгоду и принять решение, но увидеть целостное взаимодействие движущейся материи и общества ему не представляется возможным. Тем не менее, используя искусственные интеллектуальные среды, появляется возможность понимания механизмов взаимодействия материального мира, свойств живого вещества, построения и анализа устойчивости моделей формирования и развития общественных образований, животного и растительного мира, а также их сообществ. При этом критерием правильного решения проблемы могут служить модели пространства состояний сознания и биосферно-энергетические стратегии. Более того, полученный результат свидетельствует о многообразии открывающихся направлений фундаментальных исследований и целесообразности развития идей Н.В. Тимофеева-Ресовского [29] в области создания единого языка теоретической биологии, физики и сознания для решения проблем биосферы и человечества грядущих поколений XXI века.

## Литература

1. Арчегова И.Б. Экологическое мировоззрение - основа развития// Вестник РАН, 2003, т.73, № 2.- с.114-116.

2. Экологическая доктрина Российской Федерации / Колодцы мира. Великий водораздел двух тысячелетий и трех морей. М.: изд-ий дом "Финансовый контроль", 2004.- с.132-152.

3. Лосев К.С. Естественно-научная база устойчивой жизни// Вестник РАН, 2003, т.73, № 2.- с.110-114.

4. Энгельс Ф. Диалектика природы. М.: Политиздат, 1975.- 359 с.

5. Докучаев В.В. Учение о зонах природы. М.: Географгиз, 1948 г.

6. Газенко О.Г. Искусственный биоценоз - будущее космонавтики // Человек, 2000, № 4. - с.6-7.

7. Вернадский В.И. Биосфера. Л.: 1926. - 250с.

8. Вернадский В.И. Живое вещество. М.: Наука, 1978.- 358 с.

9. Спирин А.С. Рибонуклеиновые кислоты как центральное звено живой материи // Вестник РАН, 2003, т.73, № 2.- с.117-127.

10. Остроумов С.А. О функциях живого вещества в биосфере // Вестник РАН, 2003, т.73, № 3.- с.232-238.

11. Тимофеев-Ресовский Н.В. Биосфера и человечество / Научн. труды Обнинского отд-ния Геогр. об-ва СССР. - ч.1, 1968. - с.3-12.

12. Газенко О.Г., Тимофеев-Ресовский Н.В. От докучаевских зон природы до космических экосистем // Природа. М.: Наука, 1971, № 6.- с.8

13. Газенко О.Г., Тимофеев-Ресовский Н.В., Шепелев Е.Я. Учение о биосфере и космическая биология // Человек, 2000, № 4. - с.8-15.

14. Розенберг Г.С. О путях построения теоретической экологии// Успехи современной биологии, 2005. т. 125, № 1.- с. 14-27.

15. Чижевский А.Л. Космический пульс жизни. -М.: Мысль, 1995г., -767 с.

16. Корогодин В.И. Информация и феномен жизни. Пущино: АН СССР, ОИЯИ, 1991.- 202с.

17. Луговской В.М. Супермозг популяции и перспективы человечества. Иерусалим, Htalth and Healing Ltd., 2005.- 32с.

18. Горбушин Н.Г. Искусственные интеллектуальные среды в понимании и прогнозировании влияния малых доз ра-

диации //Новые промышленные технологии. М.: Минатом, 1996. вып. 2-3, с.136-143

19. Hintikka J. Models for Modalities. Dordrecht, Reidel, 1969.

20. Волченко В.Н. Миропонимание и экоэтика XXI века. М.: Изд. МГТУ им. Н.Э.Баумана, 2001. - 432с.

21. Горбушин Н.Г. Модели сознания в интеллектуальных средах при оценке медико-биологических процессов // Труды Международных научно-технических конференций "Интеллектуальные системы" и "Интеллектуальные САПР". М.: ФМЛ, 2003, Т.2. - С.366-374.

22. Горбушин Н.Г. Интеллектуальные средства синтеза знаний в системе биосфера и человечество // "В.И. Вернадский и современность". Материалы торжественного заседания, посвященного 140-летию со дня рождения академика В.И. Вернадского (г.Москва, 12.03.2003 г.) - М.: Издательский дом "Ноосфера", 2003, с.99-121.

23. Джемс В. Психология. Петроград, Наука и школа, 1922. - 310 с.

24. Мамардашвили М. Естественно-историческое описание явлений сознания // Вопросы методологии, 1992, № 3-4, с.3-5.

25. Агафонов А.Ю. Человек как смысловая модель мира. Самара, Издат. Дом "БАХРАХ-М", 2000. - 336 с.

26. Налимов В.В. Спонтанность сознания. М.: Прометей, 1989. - 287 с.

27. Налимов В.В. В поисках иных смыслов. М.: Прогресс, 1993. - 280 с.

28. Хазен А.М. Разум природы и разум человека. М.: Мосполиграфиздат,2000.- 606 с.

29. Тимофеев-Ресовский Н.В. Генетика, эволюция и теоретическая биология // Природа, 1980, № 9.- С.62-65.

# ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ РАДИОЦЕЗИЯ В ПОЧВАХ АГРОЛАНДШАФТОВ ТУЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

Д.Н. Липатов, Д.В. Манахов, Л.А. Вежливцева
Московский государственный университет,
факультет почвоведения

На территории Тульской области более половины всех сельскохозяйственных земель были загрязнены чернобыльскими радиоактивными выпадениями, и почвы многих агроценозов до настоящего времени характеризуется плотностью загрязнения $^{137}Cs$ выше 1 Ки/км$^2$. Почвенный покров является главным депонирующим компонентом в отношении радиоактивного загрязнения, определяет масштабы включения радионуклидов в пищевые цепи, а для агроценозов - в продукцию сельскохозяйственного производства. В первые годы после чернобыльской аварии на загрязненных сельскохозяйственных территориях проводились специальные мероприятия, направленные на уменьшение интенсивности перехода радионуклидов в растениеводческую продукцию: запашка загрязненного пахотного слоя, в том числе в подпахотные слои на глубину 30-50 см; внесение повышенных доз мелиорантов и удобрений. При этом кардинально изменялась вертикальная структура заглубления техногенных радионуклидов в почву, зависящая от многих факторов: физико-химической формы радиоактивных выпадений, почвенных условий, этапов функционирования агроландшафтов. Выявление особенностей пространственного распределения $^{137}Cs$ в пахотных и подпахотных слоях почв производственных агроценозов является важной исследовательской задачей. Особую категорию сельскохозяйственных угодий, распространенных в последние 10-20 лет, составляют залежные земли. В большинстве случаев они используются в качестве пастбищ, по-

этому их радиоэкологическое исследование необходимо с точки зрения контроля качества животноводческой продукции. Для целей агроэкологического мониторинга особую актуальность имеет получение прогнозных оценок внутрипочвенной миграции $^{137}Cs$, отражающих такие параметры как подвижность радиоактивных соединений в природных средах, долгосрочную динамику, скорость миграции, максимальные глубины заглубления и слои локализации радионуклидов в почвах агроландшафтов.

Для территорий, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, отмечены резкие изменения статистических характеристик пространственного варьирования содержания радионуклидов в почве. Гетерогенность полей загрязнения радионуклидами от ЧАЭС выявляется на разных масштабах рассмотрения: от участков площадью менее 10 $м^2$ до отдельных областей и регионов. В большинстве случаев пространственное распределение плотности загрязнения радионуклидами на этих территориях хорошо описывается логнормальным законом [1, 10, 11]. На территориях, относящихся к дальней зоне загрязнения, распределение приближается к нормальному [7]. Тот факт, что степень варьирования содержания радионуклидов на локальных участках сопоставима с таковой на обширных территориях, обусловливает необходимость более полных радиоэкологических исследований в пределах отдельных биогеоценозов, в том числе в отношении отдельных сельскохозяйственных угодий.

## Объекты и методы исследования

Объектами исследования послужили производственные агроценозы в нескольких районах Тульской области (табл. 1), загрязненных радионуклидами вследствие чернобыльских выпадений. В период с 1986 по 2000 гг. работа проводилась

Таблица 1. Характеристика почв, растительности и уровня радиоактивного загрязнения на исследуемых участках.

| Участок | Агроценоз | Почва | Почвенный профиль (см) | $^{137}Cs$ (Ки/км$^2$) |
|---|---|---|---|---|
| Участок 6 (Арсеньевский р-н, СПК Меркулово) | залежь (разнотравье) | серая лесная легкосуглинистая | Ар(0-18)-АЕ(18-25)-ЕВ(25-36)-В1(36-61)-В2(61-81)-ВС(>81) | >5 |
| Участок 18 (Белевский р-н, СПК Белевский) | овощи | аллювиально-луговая легкосуглинистая | Ар(0-19)-А(19-34)-АВ(34-54)-В(54-74)-В(74-110)-ВС(110-160)-С(>160) | 1-5 |
| Участок 19 (Одоевский р-н, СПК Стрелецкий) | кукуруза | темно-серая лесная среднесуглинистая | Ар(0-30)-А(30-44)- АВ(44-59)-В1(59-80)-В2(80-104)-ВС(>104) | 1-5 |
| Участок 20 (Белевский р-н, СПК Новый мир) | однолетние травы | серая лесная легкосуглинистая | Ар(0-19)-А(19-29)- АЕ(29-45)-В1(45-72)-В2(72-100)-ВС(100-129)-С(>120) | 1-5 |
| Участок 22 (Арсеньевский р-н, СПК Меркулово) | пшеница | серая лесная среднесуглинистая | Ар(0-19)-А(19-28)-АЕ(28-39)-ЕВ(39-53)-В1(53-81)-В2(81-117)-ВС(>117) | >5 |
| Участок 23 (Арсеньевский р-н, СПК Меркулово) | гречиха | светло-серая лесная среднесуглинистая | Ар(0-19)-А(19-31)-Е(31-41)-ЕВ(41-58)-В1(58-80)-В2(80-115)-ВС(>115) | >5 |
| Участок 24 (Киреевский р-н, СПК Кузнецово) | ячмень | чернозем оподзоленный тяжелосуглинистый | Ар(0-19)-А(19-30)-АВ(30-59)-В(59-100)- ВС(100-130)-С(>130) | >5 |
| Участок 44 (Щекинский р-н, СПК Родина) | озимая пшеница | чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый | Ар(0-19)-А(19-30)-АВ(30-59)-В(59-70)-В(70-114)-ВС(>114) | >5 |

Тульским центром химизации и с/х радиологии, в осенний период 2000-2001 гг. комплексные мониторинговые исследования проведены сотрудниками кафедры радиоэкологии и экотоксикологии МГУ.

Для изучения вертикального распределения $^{137}Cs$ в пахотных почвах из разрезов отбирались образцы послойно с шагом 5 см до глубины 35-40 см. Микропрофиль почвы 20-летней залежи исследовался с шагом 1 см до глубины 20, причем для этого участка получен ряд ежегодных динамических наблюдений за период 1986-2001 годы. Для оценки латерального варьирования проведен почвенный пробоотбор на пробных площадках (S=25x35 м) по равномерной сетке в 35 точках опробования, глубина отбора образцов соответствовала пахотному горизонту - 0-19 см.

Удельная активность $^{137}Cs$ в почвенных образцах измерялась на сцинтилляционном гамма-спектрометре. Для расчета плотности загрязнения использованы полевые данные по определению плотности сложения почвы. Для учета естественного распада радиоизотопа и сопоставления данных разных лет был проведен пересчет активности $^{137}Cs$ на момент осени 2001 года.

## Результаты исследования и их обсуждение

### Вертикальное распределение и миграция $^{137}Cs$ в почвах пахотных агроландшафтов

В почвенном покрове Тульской области преобладают серые лесные почвы, оподзоленные и выщелоченные черноземы, которые наряду с аллювиально-луговыми почвами формируют основной фонд сельскохозяйственных земель. Содержание $^{137}Cs$ в профилях различных типов почв определяется исходным уровнем загрязнения исследуемого участка (рис. 1-2, А). Так, наибольшая суммарная плотность заг-

рязнения зафиксирована для контрольных почвенных профилей Щекинского и Арсеньевского районов - более 185 кБк/м$^2$ (5 Ки/км$^2$), плотность загрязнения в почвах Белевского и Одоевского районов в 2-3 раза ниже (табл. 1). Вместе с тем, закономерности вертикального перераспределения $^{137}$Cs сходны для всех исследованных микропрофилей пахотных почв.

В условиях производственного агроценоза содержание $^{137}$Cs, как правило, равномерно в пределах верхней и средней части пахотного горизонта, что объясняется ежегодным перемешиванием этого горизонта в ходе сельскохозяйственных обработок. Однако нельзя считать пахотный горизонт гомогенным по всей своей толще. Часто нижняя часть горизонта Апах представляет собой самостоятельный подгоризонт, так называемый старопахотный, который был зафиксирован в большинстве исследованных нами почвенных профилей (табл. 1). Генезис этого старопахотного горизонта может быть различен. Он может возникнуть за счет единичных глубоких обработок или в результате временного перехода в данном агроценозе на более мелкие почвообрабатывающие технологии. Мощность Апах также может нарастать с поверхности за счет эрозионного или агрогенного привноса почвенного материала, тогда нижняя часть исходного пахотного горизонта будет выводиться из процессов почвенных обработок, формируя такой специфический прослой, как старопахотный горизонт. Кроме того, в пределах пахотного горизонта может отчетливо дифференцироваться его поверхностный слой, плужная подошва, слои запаханного растительного материала, выпахи нижележащего минерального горизонта, которые можно выделить на основе морфологических, агрофизических, агрохимических показателей [4, 6].

Проведенный в нашей работе детальный анализ микропрофилей показывает, что перечисленные микроструктуры пахотного горизонта характеризуются различными уровня-

ми содержания $^{137}Cs$. По многим исследованным профилям фиксируется локальное увеличение плотности загрязнения $^{137}Cs$ на глубине 20 см (рис. 1-2, А), соответствующей нижней части пахотного горизонта - его плужной подошве. В наибольшей степени оно выражено для светло-серой лесной почвы (профиль 23) и для чернозема выщелоченного (профиль 44). Для чернозема оподзоленного (профиль 24) накопление радионуклида прослеживается на глубине 25 см. В профилях черноземов выявлена также повышенная плотность загрязнения $^{137}Cs$ верхних слоев пахотного горизонта (рис. 2, А). Это увеличение является следствием переуплотненного сложения с поверхности тяжеложелосуглинистых почв в конце вегетационного сезона.

Специфика старопахотного горизонта проявляется не только в его морфологическом строении, но и в изменении плотности загрязнения $^{137}Cs$. Для большинства рассмотренных микропрофилей в пределах глубины 20-30 см, которая соответствует старопахотному горизонту, наблюдается резкое снижение содержание радионуклида (рис. 1-2, А). По-видимому, в этих агроценозах не происходит агрогенного перемещения радиоактивного материала ниже ежегодно обрабатываемого 20-сантиметрового пахотного слоя. При этом на контакте пахотного горизонта с нижележащим старопахотным вертикальное проникновение $^{137}Cs$ идет в результате диффузии, водной и биогенной миграции.

Отличительное строение профиля выявлено для темно-серой лесной почвы (профиль 19). В нем плотность загрязнения достаточно равномерна по всей толще 0-30 см и начинает снижаться только на глубине 30 см (рис. 1, А). Это указывает на проведение в этом агроценозе глубоких обработок почвы, приводящих к пропорциональному смешиванию сильнозагрязненной почвы пахотного горизонта и слабозагрязненных подпахотных слоев. В частности, в 2000 году

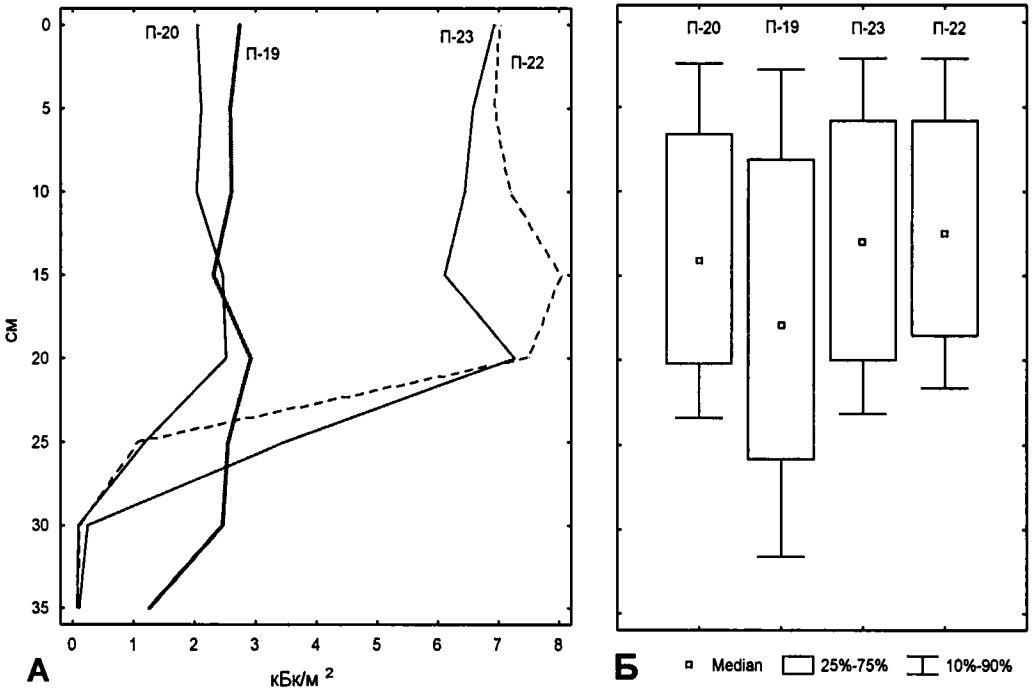



Рис. 1. Изменение плотности загрязнения $^{137}Cs$: А - по 1-сантиметровым слоям, Б - по квантилям (10, 25, 50, 75, 90 %) заглубления вдоль профилей серых лесных пахотных почв участков 19, 20, 22, 23.

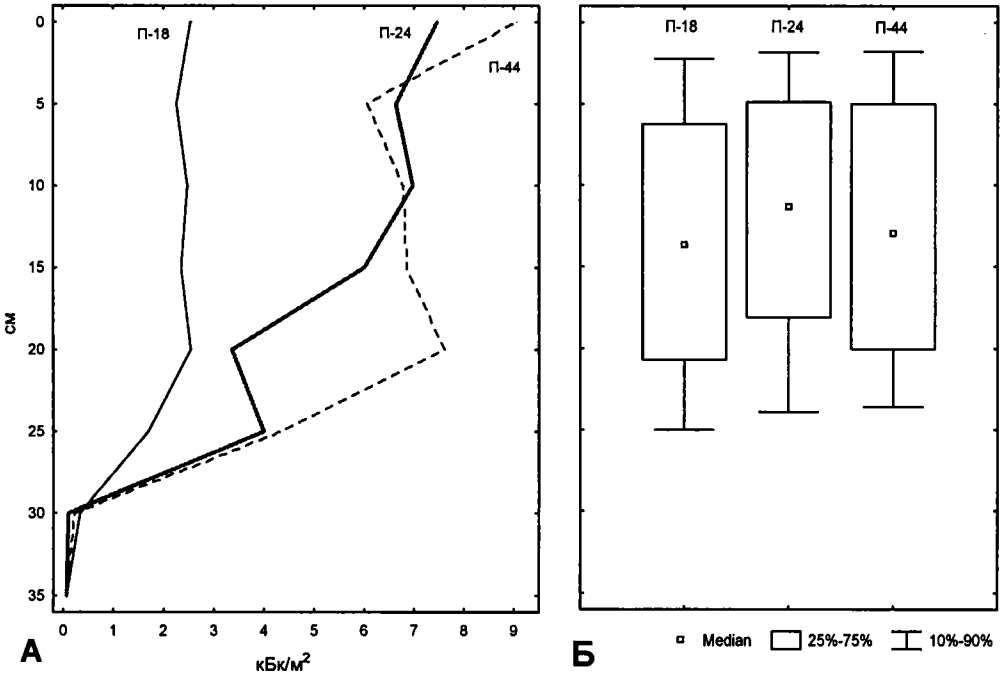



Рис. 2. Изменение плотности загрязнения $^{137}Cs$: А - по 1-сантиметровым слоям, Б - по квантилям (10, 25, 50, 75, 90 %) заглубления вдоль профилей пахотных почв: аллювиально-луговой (участок 18) и черноземов (участки 24, 44).

данное угодье было занято кукурузой, технология выращивания которой включает глубокое подпахотное рыхление с целью разрушения плужной подошвы и обеспечения благоприятного водного режима, необходимого для мощной корневой системы этой сельскохозяйственной культуры.

Важнейшим аспектом исследования вертикальной миграции техногенных радионуклидов в почве является оценка их заглубления. Для этих целей в нашей работе использовался метод расчета квантилей профильного запаса $^{137}Cs$ и глубин, соответствующих этим квантилям [2, 8]. В качестве квантилей заглубления были выбраны 10, 25, 50, 75, 90 %, рассчитывались глубины, выше которых залегает определенная доля от общего содержания $^{137}Cs$ в профиле. Для графического отображения квантильного распределения использованы диаграммы Box-Whiskers (рис. 1-2, Б). В большинстве пахотных почв медиана (50 % квантиль), характеризующая центр профильного распределения радионуклида, располагается на несколько сантиметров ниже середины гор. Апах, т. е. на глубине 11-14 см. Исключение составила темно-серая лесная почва участка 19, в которой медиана зафиксирована на глубине 18 см (рис. 1, Б). За пределы ежегодно обрабатываемого верхнего 20-сантиметрового пахотного слоя через 15 лет после чернобыльских выпадений заглубилось около 25 % запаса $^{137}Cs$. Эта величина повышена на 3-5 % для аллювиально-луговой почвы, что может быть обусловлено влиянием пойменных и гидроморфных почвенных процессов [3, 5]. Наибольшая интенсивность заглубления отмечена для темно-серой лесной почвы (профиль 19) под агроценозом с технологией глубокой подпахотной обработки: более 10 % 137Cs проникает ниже глубины 30 см (рис. 1, Б). Следует отметить, что на сельскохозяйственных землях увеличение заглубления радиоактивного загрязнения не вполне однозначно влияет на уровень загрязнения сельскохозяйственной продукции, т.к.

корневые системы растений в различные периоды онтогенеза могут избирательно поглощать воду и элементы питания из различных, в том числе и подпахотных слоев почвы.

**Вертикальное распределение и миграция $^{137}Cs$ в почвах залежных агроландшафтов**

В нашей работе исследовалась миграция радионуклидов в почвах залежных земель. Интерес к таким почвам неслучаен. В обычных пахотных почвах особенности вертикальной миграции элемента-загрязнителя снивелированы процессами ежегодных почвенных обработок. В почвах залежи процессы миграции элементов-загрязнителей протекают без дополнительного агрогенного вмешательства. Важность этих исследований заключается также в том, что в почвах залежей исходная пространственная структура загрязнения претерпевает минимальные изменения в отличие от почв агроценозов и лесных БГЦ. В последних сложная парцеллярная структура леса во многом определяет перераспределение радионуклидов на начальном этапе аэрального радиоактивного выпадения и определяет миграцию в ходе долгосрочной динамики [12]. Гомогенное строение верхней части почвенного профиля залежных почв позволяет рассматривать их в качестве естественных уникальных моделей для исследования процессов миграции аэральных техногенных элементов в пахотном горизонте.

По данным 2001 года, в почве залежи (участок 6) основной запас $^{137}Cs$ сосредоточен в слое 0-12 см (рис. 3). Ниже, его содержание резко убывает и глубже 20 см $^{137}Cs$ не детектируется. Сравнивая распределение $^{137}Cs$ в залежных и пахотных почвах, можно констатировать, что интенсивность заглубления элемента-загрязнителя для залежи ниже, чем для пашни. Поэтому в системе радиационного мониторинга сельскохозяйственных угодий залежные участки должны быть

отнесены к категории критических агроландшафтов и строгого контроля, получаемой на них, растительной продукции.

Вертикальное распределение $^{137}Cs$ в профилях почв различных типов агроценозов имеет свои характерные особенности. Данные о профильном распределении $^{137}Cs$ можно использовать при построении краткосрочных реконструкций функционирования агроландшафтов. Характер профиля загрязнения радиоцезием может указывать на такие этапы функционирования агроэкосистемы, как залежное использование, залужение, глубокая подпахотная обработка почвы.

Изучение экспериментально полученных рядов динамики (1986-2001 гг.) профильного распределения $^{137}Cs$ в почвах залежи позволяет проследить вертикальную миграцию радионуклида за 15-летний период после чернобыльских выпадений. В первый год после аварии на ЧАЭС максимум плотности загрязнения $^{137}Cs$ в почвенном профиле приходился на поверхность почвы (рис. 3). С течением времени в ходе вертикальной миграции все более глубокие слои почвы охватывались загрязнением. К 1991 г. (5 лет после выпадений) максимум плотности загрязнения смещается с поверхности почвы в слои 1-3 см. Отметим, что верхние 1-2 см почвенных микропрофилей исследованных залежных почв представлены дерниной. По-видимому, процесс естественного ежегодного обновления значительной части корней, формирующих дернину, приводит к уменьшению концентрации содержания радиоцезия в этом слое (0-1 см). В профиле 2001 г. максимум плотности загрязнения на глубине 1-3 см выражен слабо, при этом наблюдается выравненность этого показателя для слоя 1-8 см (рис. 3, А). В течение 1986-2001 гг. в результате вертикальной миграции постепенно изменяется характер профильной дифференциации залежных почв по содержанию радиоцезия. В первые годы после привноса $^{137}Cs$ происходит перемещение основной массы заг-

рязнителя с поверхности почвы в слой 1-3 см. При этом наиболее подвижные формы радиоактивных соединений, формирующие 75 % и 90 % квантили заглубления, переносились глубже 6 и 8 см, соответственно (рис. 3, Б). В последующие 5-10 лет наблюдается выравнивание содержания радионуклида в пределах толщи 1-8 см и проникновение его некоторой части (до 25%) в нижнюю часть старопахотного горизонта. Ни на одном из этапов профильное распределение $^{137}Cs$ в залежной почве не относится в полной мере к регрессивно-аккумулятивному или к равномерно-аккумулятивному типу. К 2001 году, через 15 лет после чернобыльских выпадений, вертикальное распределение $^{137}Cs$ в почве залежи приобретает сложный характер: равномерно-аккумулятивный - в верхней части гумусового горизонта и регрессивно-аккумулятивный - в нижней.

В настоящее время предложены различные модели для описания профильного распределения и определения скорости вертикальной миграции $^{137}Cs$ в почве [9, 13]. Представленные в работе данные также использовались для создания и тестирования регрессионной модели, описывающей скорость вертикальной миграции радиоцезия в залежных почвах при его аэральном поступлении. Для этого использовалась рассчитанные квантили заглубления. Смещения квантильных глубин по почвенному профилю отражает, прежде всего, динамику заглубления радиоцезия, и на их основе возможен расчет скорости миграции различных форм этого загрязнителя. Отметим, что 10 и 25 % квантили могут соответствовать доли необменно сорбируемой части радиоцезия, которая характеризуется наименьшей миграционной подвижностью. Ниже глубины, отсекающей 75-90 % запаса $^{137}Cs$, повидимому, проникли легкорастворимые и наиболее подвижные формы радиоцезия, что следует учитывать при интерпретации результатов расчета скорости миграции. В дина-

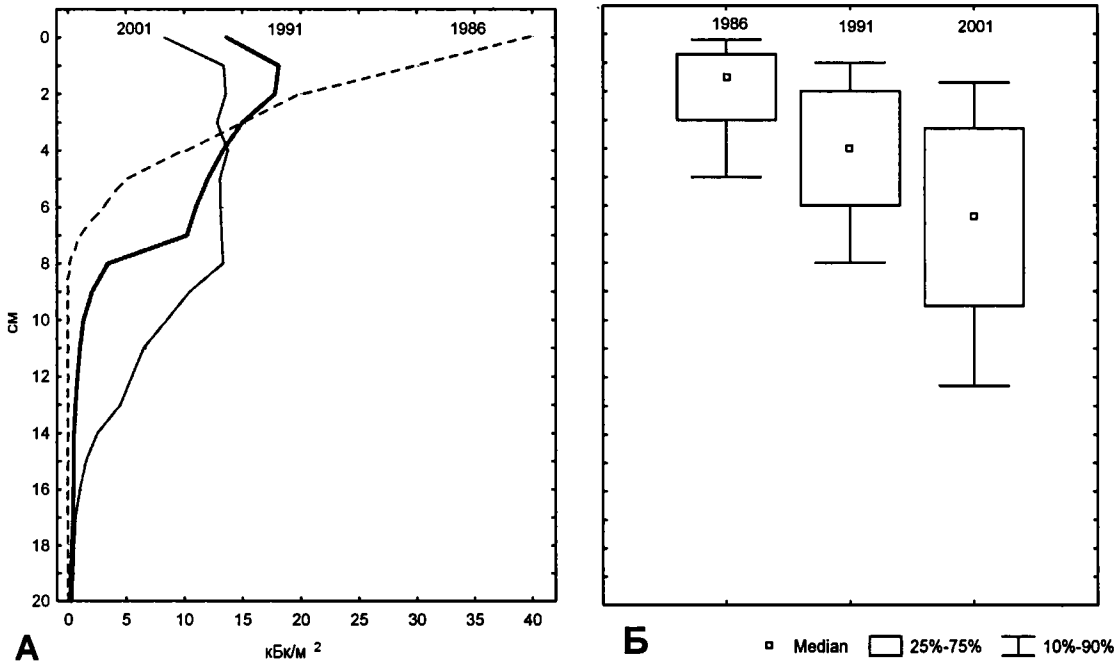



Рис. 3. Изменение плотности загрязнения $^{137}Cs$: А - по 1-сантиметровым слоям, Б - по квантилям (10, 25, 50, 75, 90 %) заглубления вдоль профиля залежной серой лесной почвы (участок 6) в разные сроки после чернобыльских выпадений: 1986, 1991, 2001 годы.

мическом ряду заглубление радиоцезия выражается в увеличении значений глубин, соответствующих определенной доли запаса этого радионуклида. Так, в 1991 г. (5 лет после аварии) глубина середины запаса $^{137}Cs$ (50 % квантиль) составила около 4,0 см, к 2001 г. (15 лет после аварии) - 6,4 см (рис. 3, Б).

В момент выпадения $^{137}Cs$ на поверхность почвы все квантильные глубины были равны нулю. Поэтому для аппроксимации многолетней динамики заглубления $^{137}Cs$ использовались регрессионные уравнения, графики которых проходят через начало координат. Значимые коэффициенты детерминации получены при аппроксимации степенным уравнением:

$y=ax^b$ ,

где y - глубина запаса, см; x - время, год; a, b - параметры (табл. 2).

Вычисляя производную для каждого из регрессионных уравнений, получаем новые уравнения, описывающие скорость заглубления радиоцезия. Эти уравнения также имеют вид: $y=ax^b$, но параметр b становится отрицательной величиной. При этом y - скорость миграции $^{137}Cs$, см/год; x - время, год; a, b - параметры (табл. 2).

Таблица 2. Параметры уравнений динамики заглубления $^{137}Cs$ в серой лесной почве залежи.

| Квантиль | Изменения глубины запаса $^{137}Cs$ | | | Изменения скорости миграции $^{137}Cs$ | |
|---|---|---|---|---|---|
| | a | b | $R^2$ | a | b |
| 10 % | 1,08 | 0,16 | 0,60 | 0,17 | -0,84 |
| 25 % | 1,75 | 0,19 | 0,66 | 0,33 | -0,81 |
| 50 % | 3,14 | 0,19 | 0,65 | 0,60 | -0,81 |
| 75 % | 3,71 | 0,28 | 0,85 | 1,06 | -0,72 |
| 90 % | 4,96 | 0,23 | 0,82 | 1,14 | -0,77 |

Графическое исследование этих уравнений показывает (рис. 4), что скорость миграции радиоцезия уменьшается с момента выпадения радионуклида до настоящего времени. Стабилизация скорости вертикальной миграции $^{137}Cs$ в почве залежного агроценоза на уровне около 0,1 см/год происходит лишь спустя 10-15 лет после аварии на ЧАЭС. В первые годы после аварии скорость заглубления радионуклидов была в 5-10 раз выше, а для легкорастворимых соединений $^{137}Cs$ достигала 1-2 см/год. Интенсивное заглубление радиоцезия в первые годы после выпадения, по-видимому, связано с более высокой растворимостью $^{137}Cs$ в выпадениях и соответственно с более высокой миграционной подвижностью, в том числе физико-механической и водной миграцией по почвенным трещинам и крупным порам, берущим начало на поверхности почвы. В дальнейшем радиоцезий оказался закрепленным в почвенно-поглощающем комплексе верхних высокогумусированных слоев, и скорость его миграции резко уменьшилась.

В ходе всего 16-летнего периода наблюдений сохраняется соотношение между скоростью миграции легкорастворимых (75 и 90%-й квантили) и труднорастворимых (10 и 25%-й квантили) форм радиоцезия (рис. 4). Легкорастворимый пул $^{137}Cs$ мигрирует в 4-5 раз быстрее, чем труднорастворимый. Основываясь на полученных модельных представлениях, можно утверждать, что скорость миграции радиоцезия, в том числе и его подвижных форм в почвах залежей не превысит в многолетнем долгосрочном прогнозе 0,15 см в год. При отсутствии резких изменений в залежном ландшафте именно гумусово-аккумулятивный горизонт сохранит за собой функцию барьера-накопителя радиоактивных выпадений $^{137}Cs$.

**Латеральное распределение и миграция $^{137}Cs$ в почвах агроландшафтов**

Результаты площадного опробования контрольных участков свидетельствуют, что средние значения содержания $^{137}Cs$

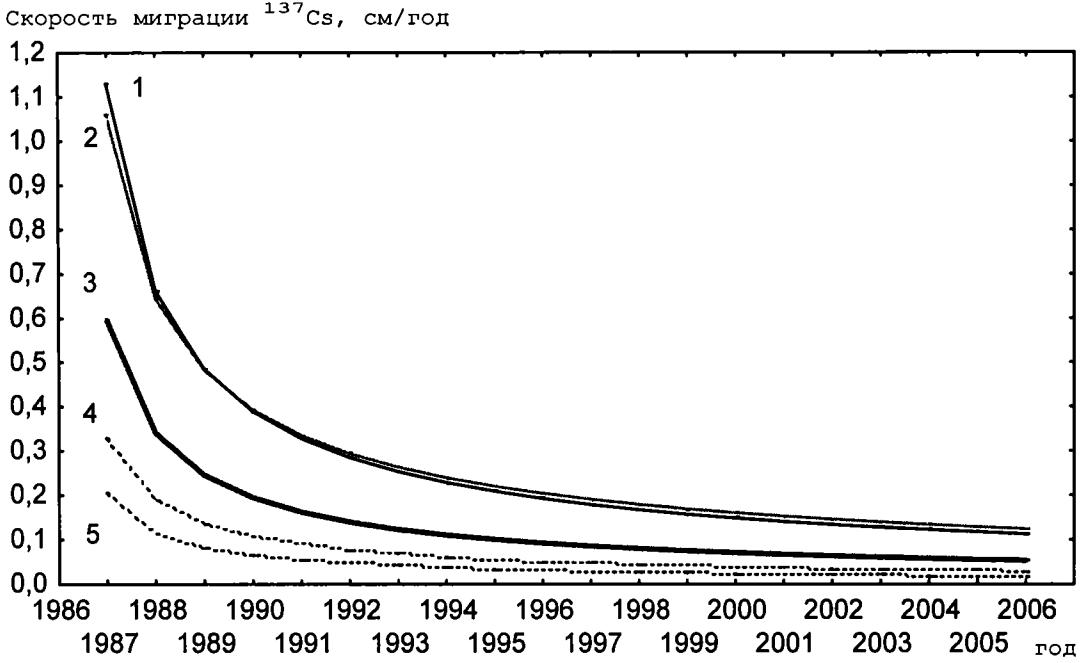



Рис. 4. Изменение скорости миграции $^{137}$Cs в залежной ной почве, рассчитанной для квантилей запаса: 1 - 10%, 2 - 25%, 3 - 50%, 4 - 75%, 5 - 90%.

в почвах агроценозов определяются преимущественно исходным уровнем радионуклидного загрязнения на данной территории (табл. 1, 3). Для пахотных земель получены коэффициенты вариации плотности загрязнения в диапазоне 11,2-16,9 %, при этом отмечена тенденция их увеличения на более загрязненных территориях. Такое изменение контрастности характерно для аэральных чернобыльских выпадений и связано с соотношением долей топливной и конденсационной компонент в радионуклидном загрязнении. Выпадение микрочастиц с высокой концентрацией радионуклидов приводит к увеличению, как среднего значения, так и степени варьирования плотности загрязнения в почвенном покрове.

В ходе сельскохозяйственного использования агроценозов видоизменяется латеральная гетерогенность их загрязнения. Параметры пространственного распределения, полученные для почв различных агроландшафтов Тульской области, показывают, что почвы залежного участка более неоднородны по уровню загрязнения, чем почвы пашни. Так, коэффициент вариации содержания $^{137}Cs$ в почве залежи СПК Меркулово для слоя 0-5 см - 18,1%, а в пахотной почве того же хозяйства - 12,7 % (табл. 3), т.е. степень варьирования в действующих агроценозах уменьшается почти в 1,5 раза. В результате ежегодных вспашек и микроэрозионных процессов первоначальная пространственная структура загрязнения почвы $^{137}Cs$ становится более сглаженной, трансформируясь в новую агрогенную структуру. По обоим показателям: плотности загрязнения и удельной активности, отмечены сходные уровни варьирования, при этом сохраняются отличия между отдельными агроценозами.

Распределение содержания $^{137}Cs$ в почвах рассмотренных пахотных участков и слоя 0-5 см залежи удовлетворяет нормальному закону (табл. 3), проверка проводилась с помощью критерия Уилка-Шапиро (n=35). Лишь для слоя 5-19 см по-

Таблица 3. Статистические характеристики плотности загрязнения (кБк/м$^2$) и удельной активности (Бк/кг) $^{137}Cs$ в пахотных горизонтах почв агроландшафтов (n = 35).

| Показатель | Участок, глубина (см) | Среднее | Коэффициент вариации, % | Минимум | Максимум | Вид распределения |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Плотность загрязнения | 18 (0-19) | 37,8 | 11,2 | 29,1 | 47,3 | N |
| | 22 (0-19) | 131,1 | 12,7 | 94,6 | 173,5 | N |
| | 24 (0-19) | 150,8 | 16,9 | 102,9 | 196,4 | N |
| | 44 (0-19) | 125,1 | 11,3 | 86,7 | 157,0 | N |
| | 6 (0-5) | 81,3 | 18,1 | 44,6 | 111,3 | N |
| | 6 (5-19) | 88,6 | 33,7 | 45,0 | 215,7 | LN |
| Удельная активность | 18 (0-19) | 127,6 | 9,0 | 106,0 | 156,0 | N |
| | 22 (0-19) | 473,8 | 12,2 | 354,0 | 604,0 | N |
| | 24 (0-19) | 630,1 | 15,6 | 395,0 | 838,0 | N |
| | 44 (0-19) | 524,4 | 11,7 | 377,0 | 657,0 | N |
| | 6 (0-5) | 1185,1 | 18,2 | 584,0 | 1740,0 | N |
| | 6 (5-19) | 421,6 | 34,6 | 206,0 | 1045,0 | LN |

Примечание. N - нормальное, LN - логнормальное распределение ($\alpha$ = 0,05).

чвы залежи нормальное распределение было отвергнуто в пользу логнормального, оцененного на основе критерия Хи-квадрат. По-видимому, в результате вертикальной миграции первоначальная неоднородность загрязнения увеличивается вниз по профилю залежной почвы, нижняя граница проникновения $^{137}Cs$ приобретает выраженную языковатую форму, фиксируются точки с повышенной интенсивностью заглубления радионуклида. Такой характер миграции $^{137}Cs$ может быть связан с вертикальными потоками почвенной влаги, локальными проявлениями педо- и зоотурбационных процессов.

Для исследования закономерностей латерального распределения $^{137}Cs$ применялся автокорреляционный анализ данных и строились карты изолиний с использованием кригинг-процедуры программы Surfer. Автокорреляционный анализ проводился в отношении латеральных направлений, соответствующих двум осям схемы опробования по равномерной сетке. Полученные результаты интерпретировались с учетом мезорельефа исследованных агроландшафтов. Для участков 18, 22 и 44 выявлены значимые ($\alpha = 0,05$) коэффициенты автокорреляции (табл. 4), свидетельствующие о пространственной сопряженности загрязнения почвы $^{137}Cs$. Радиус автокорреляции определяется расстоянием такой сопряженности, описывая размеры однородных пространственных структур. Наличие пространственной сопряженности только по одному направлению указывает на ленточный характер ореолов загрязнения почвы $^{137}Cs$ в данных агроценозах, их линейные размеры превышают 15 метров. Такая пространственная структура фиксируется и по картам изолиний (рис. 5).

Для залежного участка 6 и для пахотного участка 24 коэффициенты автокорреляции содержания $^{137}Cs$ низки и не являются значимыми. Тот факт, что в почве залежи не обнаружено линейных структур загрязнения, может указывать на

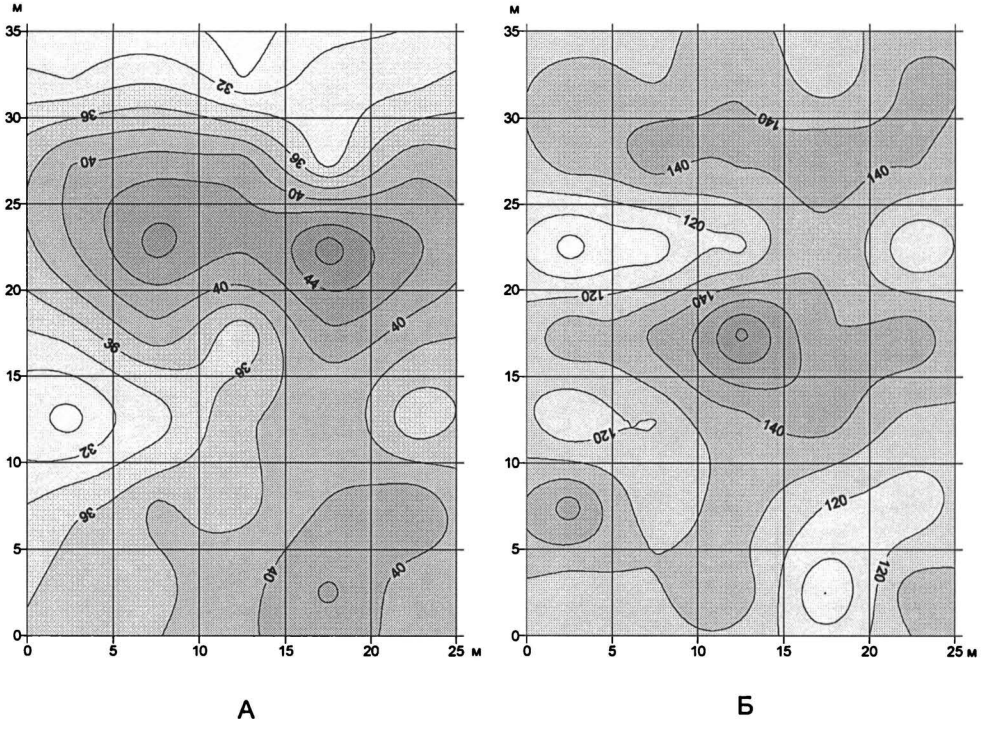



Рис. 5. Пространственное распределение плотности загрязнения $^{137}Cs$ (кБк/м$^2$) в пахотном горизонте почв: А - аллювиально-луговой (участок 18), Б - серой лесной (участок 22).

Таблица 4. Коэффициенты и радиусы автокорреляции плотности загрязнения почвы $^{137}Cs$ по 2-м латеральным направлениям.

| Участок | Мезорельеф | Латеральное направление (по схеме пробоотбора) | Коэффициент автокорреляции | Радиус автокорреляции (м) |
|---|---|---|---|---|
| 6 | склон северо-восточной экспозиции, крутизна около 2 ° | север – юг | 0,01 | <5 |
| | | запад – восток | 0,08 | <5 |
| 18 | средняя часть поймы р. Ока | северо-запад – юго-восток | 0,09 | <5 |
| | | северо-восток – юго-запад | 0,62* | >15 |
| 22 | склон западной экспозиции, крутизна 1-2 ° | северо-восток – юго-запад | -0,09 | <5 |
| | | северо-запад – юго-восток | 0,64* | >15 |
| 24 | вершина межбалочного водораздела | север – юг | 0,10 | <5 |
| | | запад – восток | -0,12 | <5 |
| 44 | склон северной экспозиции, крутизна около 2 ° | север – юг | 0,60* | >15 |
| | | запад – восток | 0,09 | <5 |

* - значимые коэффициенты автокорреляции ($\alpha = 0,05$)

приуроченность выявленного явления к почвам пахотных угодий. По-видимому, на формирование описанной пространственной организации оказывает влияние мезорельеф: ореолы загрязнения, чаще всего, вытянуты вдоль склона или в близком к нему направлении (табл. 4). Можно предположить, что такая пространственная структура загрязнения $^{137}Cs$ формировалась на начальной стадии загрязнения за счет стока водных потоков по поверхности почвы. Агрогенный микрорельеф: гряды, междурядья, колеи от прохода сельскохозяйственной техники, также могли способствовать линейной направленности перераспределения $^{137}Cs$ в почвенном покрове. Таким образом, на фоне широкого спектра агрогенных факторов, влияющих на латеральное распределение содержания $^{137}Cs$, в почвах агроценозов может обнаруживаться отчетливая пространственная структура загрязнения.

## Заключение

1. Вертикальное распределение $^{137}Cs$ в почве пашни формируется в процессе технологических операций ежегодной обработки пахотного горизонта и единичных глубоких подпахотных рыхлений. Миграция $^{137}Cs$ по профилю почвы залежи регулируется химической природой самого радионуклида, почвенными свойствами и может приобретать ускоренный локальный характер за счет процессов педо-, зоотурбации.

2. Почвы пашни по сравнению с почвами залежи характеризуются меньшей степенью вертикального и латерального варьирования $^{137}Cs$. В системе радиационного мониторинга сельскохозяйственных угодий залежные участки следует относить к категории критических агроландшафтов и строгого контроля, получаемой на них, растительной продукции.

3. Центр профильного распределения $^{137}Cs$ в почвах пашни расположен на несколько сантиметров ниже середины пахотного горизонта. В различных агроценозах в подпахотные слои почвы может заглубляться от 10 до 35 % профильного запаса $^{137}Cs$. В почве залежи через 15 лет после чернобыльских выпадений 75% $^{137}Cs$ осталось сосредоточено в слое 1-8 см

4. Скорость вертикальной миграции $^{137}Cs$ в залежной почве была максимальна в первые годы с момента радиоактивных выпадений, затем уменьшилась. В настоящее время скорость вертикальной миграции $^{137}Cs$ стабилизировалась на уровне 0,1 см/год. Легкорастворимые формы $^{137}Cs$ мигрирует в 4-5 раз быстрее, чем труднорастворимые.

5. Пространственное варьирование содержания $^{137}Cs$ в почвах агроландшафтов Тульской области характеризуется нормальным законом распределения; коэффициенты вариации не превышают 20 %. При этом латеральная структура загрязнения $^{137}Cs$ может проявлять линейную конфигурацию.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ 04-04-48323.

## Список литературы

1. Аратюнян Р.В., Большов Л. А., Васильев С.К., Евдокимов И.В., Петров Б.Ф., Плескачевский Л.А. Статистические характеристики пространственного распределения загрязнения территорий радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1993. Т.75, Вып.6. С.448-453.

2. Брендаков В.Ф. Экспериментальный метод изучения вертикальной миграции радиоизотопов в почвах // Приборы и методы изучения загрязнения внешней среды. Труды Ин-

ститута экспериментальной метеорологии, 1970. - Л.: Гидрометеоиздат. Вып.2. С.34-35.

3. Квасникова Е.В., Жукова О.М., Клюенкова В.А., Титкин Г.И. Влияние почвенных условий на особенности формирования доз облучения в ландшафтах восточного чернобыльского следа // Тез. докл. Международной научной конференции "Современные проблемы загрязнения почв", 2004. - М., МГУ. С.128-130.

4. Колтун В.Д., Колтун М.П. Дифференциация пахотного горизонта и ее влияние на производительность почвы // Почвоведение, 1988. № 12. С.98-103.

5. Линник В.Г., Говорун А.П., Волосов А.Г. Радионуклидное загрязнение пойменных почв реки Плава // Тез. докл. Международной научной конференции "Современные проблемы загрязнения почв", 2004. - М., МГУ. С.63-65.

6. Липатов Д.Н. Профиль плотности серых лесных почв Владимирского ополья // Вестник МГУ. Сер. Почвоведение, 1999. № 2, С.32-37.

7. Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Цветнова О.Б. Основные закономерности пространственного распределения радионуклидов и тяжелых металлов в почвах лесных биогеоценозов // Вестник МГУ. Сер. Почвоведение, 2001. № 4, С.18-23.

8. Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Вежливцева Л.А. Миграция 137Cs в залежных и пахотных почвах агроландшафтов Тульской области // Вестник МГУ. Сер. Почвоведение, 2003. № 3, С.42-48.

9. Лощилов Н.А., Иванов Ю.А., Кашпаров В.А., Левчук С.Е., Бондарь П.Ф., Дыренко Л.В. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах // Проблемы с/х радиологии. УкрНИИСХР. - Киев, 1991. С.36-44.

10. Лундин С.М., Кашпаров В.А., Хомутинин Ю.В., Кадыгроб А.М. Задача оптимального пробоотбора на загрязнен-

ных радиоактивными веществами сельхозугодьях и пути ее решения // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Вып. 3. - Киев, 1993. С.17-30.

11. Орлов М.Ю., Силантьев А.Н., Сныков В.П. Загрязнение радионуклидами и мощность дозы на территории России и Белорусии после аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1992. Т.73, Вып.3. С.234-239.

12. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 1999. 268 с.

13. Mamikhin S.V. Mathematical model of Cs-137 vertical migration in a forest soil. // J. Environ. Radioactivity, 1995. Vol.28, N 2. P.161-170.

## Содержание

*В.Г. Цыцугина, Г.Г. Поликарпов*
ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ДЛЯ "КРИТИЧЕСКИХ" ПОПУЛЯЦИЙ ГИДРОБИОНТОВ В ИМПАКТНЫХ РАЙОНАХ ..... 3

*Ю.А. Егоров*
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ АЭС РФ ..... 12

*А.В. Трапезников, В.Н. Николкин, А.В. Коржавин, В.Н. Трапезникова, В.И. Мигунов*
РЕЗУЛЬТАТЫ ТРЕХЛЕТНЕГО РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИССЛЕДОВАНИЯ РЕК ОБЬ И ИРТЫШ В ГРАНИЦАХ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА (2004-2006 г.г.) ..... 77

*А.И. Никитин, В.Б. Чумичев, А.И. Крышев, И.И. Крышев*
$^{239,240}$Pu В КОМПОНЕНТАХ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ ТЕЧА-ОБЬ ..... 112

*А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова, М.К. Богатова*
ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ $^{137}$Cs В ПОЧВАХ РАЗЛИЧНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ ..... 122

*С.В. Мамихин*
МЕЖДУНАРОДНАЯ КООПЕРАЦИЯ В ОБЛАСТИ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ..... 159

*Б.В. Тестов*
УСПЕШНОЕ ЭНЕРГООБЕСПЕЧЕНИЕ - НЕОБХОДИМОЕ УСЛОВИЕ ЭВОЛЮЦИОННОГО РАЗВИТИЯ ОРГАНИЗМА ..... 179

*В.П. Гусева, М.Я. Чеботина, А.В. Трапезников*
ПЛАНКТОН КАК ИНДИКАТОР ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ СРЕД В РАЙОНАХ РАЗМЕЩЕНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА ..... 203

*М.Б. Глаголева, П.М. Стукалов, Э.С. Левунина, Г.А. Постовалова*
ДИНАМИКА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНЕ СПЕЦИАЛЬНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ВОДОЕМА ПО "МАЯК" СТАРОЕ БОЛОТО ..... 217

*Л.Н. Михайловская, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева*
ПЛУТОНИЙ В ЭКОСИСТЕМАХ ЗОНЫ ЖИДКИХ СБРОСОВ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС ..... 231

*О.Н. Александрова*
ПОСТРОЕНИЕ АНАЛИТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ МИГРАЦИИ СТРОНЦИЯ-90 В СЛОЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ СПЕЦИАЛЬНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ВОДОЕМА ПО "МАЯК" СТАРОЕ БОЛОТО ..... 243

*А.В. Трапезников, А.В. Коржавин, В.Н. Николкин, В.Н. Трапезникова, В.И. Мигунов*
МОНИТОРИНГ ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ В ГРАНИЦАХ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА ..... 266

*Н.Г. Горбушин*
БИОСФЕРА И ЧЕЛОВЕЧЕСТВО КАК ПРОСТРАНСТВО СОСТОЯНИЙ СОЗНАНИЯ ..... 299

*Д.Н. Липатов, Д.В. Манахов, Л.А. Вежливцева*
ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ РАДИОЦЕЗИЯ В ПОЧВАХ АГРОЛАНДШАФТОВ ТУЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ ..... 334

Научное издание

# ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 9

Под редакцией
к.б.н. В.И. Мигунова,
д.б.н. А.В.Трапезникова

Подписано в печать 26.12.2006 г. Формат 60x84 1/16
Усл. печ. л. 19,1. Бумага «Гознак» Тираж 1000 экз. Заказ №3

Отпечатано в ООО «Бизнес-проспект»
620109, г. Екатеринбург, ул. Ключевская, 14, оф. 19м
Тел. (343) 242-19-53, 242-19-54