Международный Союз Радиоэкологии
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 11

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

Екатеринбург
2007

Международный Союз Радиоэкологии
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 11

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

Екатеринбург
Издательство Уральского университета
2007

УДК 574. 58; 577.346
ББК 28.080.1
П 78

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

Рецензенты:
член-корреспондент РАСХН
доктор биологических наук, профессор **И.М. Донник**
доктор физико-математических наук, профессор **П.В. Волобуев**

П 78 Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин: Сборник научных трудов. Выпуск 11. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. – 416 с.

ISBN 978-5-7525-1809-1

УДК 574. 58; 577.346
ББК 28.080.1

Издание подготовлено при финансовой поддержке Правительства Ханты-Мансийского автономного округа-Югры

ISBN 978-5-7525-1809-1

© Коллектив авторов, 2007
© Издательство Уральского университета, 2007

ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ ОТ ИЗЛУЧЕНИЙ ^{210}Po, ^{90}Sr, ^{137}Cs, И $^{238, 239, 240}$Pu НА МОРСКУЮ И ПРЕСНОВОДНУЮ БИОТУ В УКРАИНЕ

Г.Г. Поликарпов, Г.Е. Лазоренко, Н.Н. Терещенко, Н.Ю. Мирзоева, В.Н. Егоров

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины, г. Севастополь, e-mail: iur@ukrcom.sebastopol.ua

Общие сведения о мощностях доз, формируемых в морской воде и морских организмах ионизирующей радиацией природного происхождения, в том числе, космическими лучами, излучениями естественных радиоактивных элементов, особенно, радионуклидов ^{40}K и ^{210}Po, приведены в работе [1]. Вклад радионуклидов, входящих в естественные радиоактивные серии, в формирование доз облучения морских организмов оценен разными исследователями [2-6], при этом самый большой из них вносит ^{210}Po - последний радиоактивный элемент в природной радиоактивной серии ^{238}U-^{226}Ra [2,3].

Собственный материал о дозах облучения, формируемых в гидробионтах Черного моря излучением альфа-частиц ^{210}Po, представлен в работе [7-11].

Часть из попавших в водную среду искусственных радионуклидов после аварии на Чернобыльской атомной станции распределилась в экосистемах пресных и морских водоемов Украины. Поэтому наряду с другими проблемами важно было сопоставить уровни доз, полученные черноморскими гидробионтами с таковыми для пресноводных организмов из водоемов ближней зоны Чернобыльской атомной станции, начиная с момента аварии в 1986 г.

Количественная оценка уровней доз облучения гидробионтов, обитающих в пресных водоемах 30-км зоны ЧАЭС и Днепровского каскада, от долгоживущих искусственных радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{238, 239, 240}Pu$ аварийного происхождения приведена нами на основании собственных и литературных (по работам наших близких коллег-радиоэкологов из Института гидробиологии НАНУ) данных о концентрациях названных выше радионуклидов [12-15].

Как известно, среди этих водоемов в радиоэкологическом плане наиболее полно изучен пруд-охладитель ЧАЭС, что обусловлено как значимостью самого водоема для атомной станции, так и близостью его расположения.

За весь период исследований пруда-охладителя, выполненных разными авторами, накоплен большой массив данных по содержанию различных радионуклидов чернобыльского происхождения как в среде, так и в гидробионтах. К настоящему времени к числу наиболее значимых радионуклидов, ответственных за формирование дозовых нагрузок в водных экосистемах, относятся ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{238, 239, 240}Pu$.

Известна избирательность разных видов водных организмов по отношению к одним и тем же радионуклидам. Так, в работах [12,13] показано, что индикаторными гидробионтами на присутствие в среде ^{90}Sr и ^{137}Cs служат моллюски, а для $^{238, 239, 240}Pu$ – водоросли-макрофиты и высшие водные растения.

Использование собственных и опубликованных другими исследователями данных по содержанию радионуклидов стронция, цезия и плутония в гидробионтах пруда-охладителя позволило оценить мощности поглощенных и эквивалентных доз, полученные индикаторными организмами от этих β-, γ- и α-излучателей.

Дозовые нагрузки, формируемые излучением ^{90}Sr и ^{137}Cs в моллюсках пруда-охладителя ЧАЭС, рассчитанные на основе их концентраций, измеренных на протяжении 1986-1999 гг. [12], изменялись во времени и весьма значительно.

Так, мощности поглощенных доз облучения моллюсков от излучений ^{90}Sr за эти годы уменьшились почти в 19 раз – от 230 мГр·год$^{-1}$ в 1986 г. до 12 мГр·год$^{-1}$ в 1999 г., а от излучений ^{137}Cs – почти в 17 раз – от 110 мГр·год$^{-1}$ в 1986 г. до 6.5 мГр·год$^{-1}$ в 1999 г. (рис. 1).

Облучение моллюсков из водоема-охладителя ЧАЭС в 1986-1991 гг. в большей степени было обусловлено излучением ^{90}Sr – ^{90}Y. Со временем, к 1995 г., вклад излучений ^{90}Sr – ^{90}Y и ^{137}Cs – ^{137m}Ba выровнялся, а к 2000 г. доля их вкладов была почти равной.

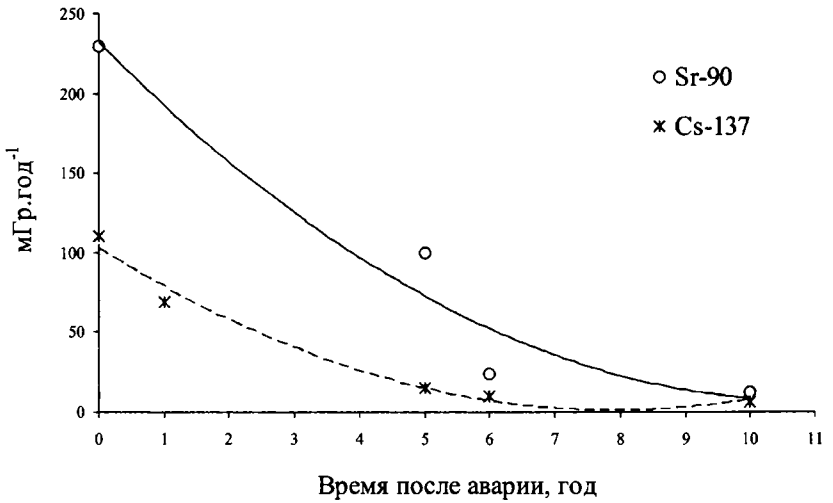


Рисунок 1. Динамика изменения доз облучения моллюсков из пруда-охладителя за счет ^{90}Sr и ^{137}Cs. Мощности доз оценены нами по концентрациям этих радионуклидов [12]

Так как коэффициент качества Q для β- и γ-излучений равен единице, величины поглощенных и эквивалентных доз, формируемых ими в живых организмах, численно равны между собой.

Изменение дозовых нагрузок на моллюсков из пруда-охладителя от излучений ^{90}Sr и ^{137}Cs описываются уравнениями 1 и 2:

$$D_{экв} = 1.9\,t^2 - 45.2\,t + 275.6 \quad \text{при } R^2 = 0.95 \qquad (1)$$

$$D_{экв} = 1.6\,t^2 - 29\,t + 130.1 \quad \text{при } R^2 = 0.95 \qquad (2)$$

где: $D_{экв}$ – мощность эквивалентной дозы (мЗв·год$^{-1}$), сформированной радионуклидами ^{90}Sr (1) и ^{137}Cs (2) в исследованных животных,

t - время после аварии, год,

R^2 - величина достоверности аппроксимации кривых.

Для других водоемов, расположенных в зоне ЧАЭС и вдоль р. Днепр, отсутствуют данные исследований на протяжении всего периода наблюдений после аварии и по настоящее время.

Отбор проб других гидробионтов из пруда-охладителя проводили реже, в основном, не во время самого интенсивного его радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС. Поэтому динамика изменения дозовых нагрузок на исследованные организмы от излучения радионуклидов стронция и цезия охватывает диапазон времени, в течение которого обменные процессы, происходящие в водных экосистемах, по этим элементам были уже фактически стабилизированы.

На основе величин концентраций изотопов плутония в ряде гидробионтов [13-15] нами были рассчитаны для них

суммарные мощности поглощенных и эквивалентных доз облучения [16]. Динамика изменения дозовых нагрузок от альфа-излучения радионуклидов плутония на *Cladophora fracta* (кладофора) – представителя макрофитов, обитающих в этом водоеме и наиболее исследованном за весь период наблюдений, представлена на рис. 2.

Зависимость изменения суммарных мощностей эквивалентных доз ($D_{экв}$) от времени для *C. fracta* от излучений радионуклидов плутония описывается уравнением 3:

$$D_{экв} = 5.4\,t^2 - 43.8\,t + 85.8 \qquad (3)$$

при величине достоверности аппроксимации $R^2 = 0.99$.

Полученная нами зависимость позволила экстраполировать эти данные на 1986 г. Как видно, рассчитанная исходная мощность эквивалентной дозы, предположительно полученная кладофорой от суммарного альфа-излучения всех радионуклидов плутония, могла быть равной 133.6 мЗв·год$^{-1}$.

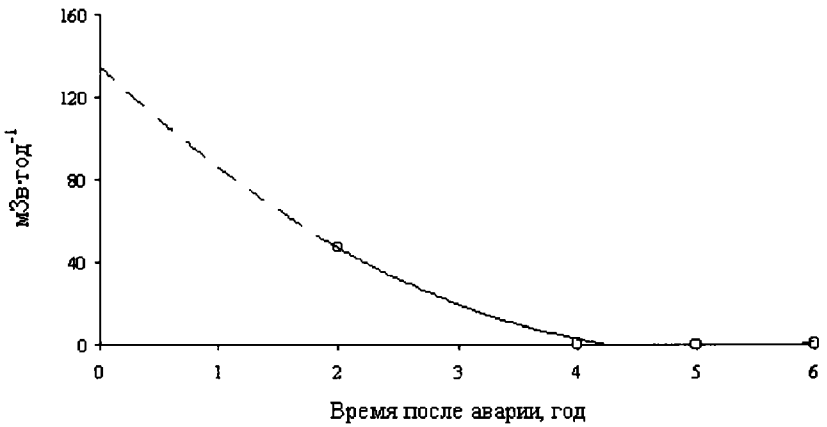


Рисунок 2. Динамика изменения суммарных мощностей эквивалентных доз, формируемых радионуклидами плутония в *C. fracta* из пруда-охладителя, 1988-1992 гг. Рассчитано по данным [13-15]

Следовательно, суммарная мощность эквивалентной дозы, сформированная за счет излучения радионуклидов плутония, уменьшилась в 2.8 раза за период с 1986 по 1988 гг. и почти в 318 раз за период с 1986 по 1990 гг. Относительная стабилизация этого процесса наблюдалась, начиная с 1990 г. (рис. 2)

Эквивалентная доза облучения кладофоры от альфа-излучения плутония уменьшилась почти в 113 раз за время с 1988 по 1990 гг.. Так как период полураспада изотопов плутония несопоставимо больше по сравнению с указанным временем исследования, можно предположить, что за три года (1988-1990 гг.) в пруде-охладителе произошло довольно быстрое перераспределение плутония в компонентах его экосистемы с выведением этого элемента из обменных процессов, в частности, в водоросли-макрофите *C. fracta*.

Дозовые нагрузки, рассчитанные нами на основании представленных в литературе величин концентраций радионуклидов стронция, цезия [12] и собственных измерений концентраций плутония [13-16] для этого водоема, были сопоставлены с размахами дозовых пределов в концептуальной модели радиационных эффектов [17,18] (рис. 3). Как видно, за счет излучений только этих радионуклидов, создаваемые мощности эквивалентных доз облучения исследованных моллюсков и кладофоры из пруда-охладителя, в 1986 г. были значительными и находились в «Зоне экологической маскировки».

Для оценки вклада чернобыльских радионуклидов стронция, цезия и плутония в дозу облучения гидробионтов Черного моря по сравнению с уровнем дозовой нагрузки от излучения ^{210}Po, были сопоставлены рассчитанные нами эквивалентные дозы, формируемые этими радиоактивными веществами в ряде индикаторных видов.

Так как до 1998 г. ^{210}Po в гидробионтах украинской части акватории Черного моря не определяли, дозы их облучения от этого элемента и чернобыльских радионуклидов стронция, цезия и плутония сравнивали, начиная с данного периода времени.

В качестве организмов-индикаторов были выбраны черноморская бурая водоросль *Cystoseira crinita* (Desf.) Bory, мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam. и мерланг *Merlangius merlangus euxinus* Nordmann. Выбор этих организмов обусловлен, прежде всего, тем, что они относятся к числу массовых видов гидробионтов Черного моря и наиболее изучены в радиоэкологическом плане.

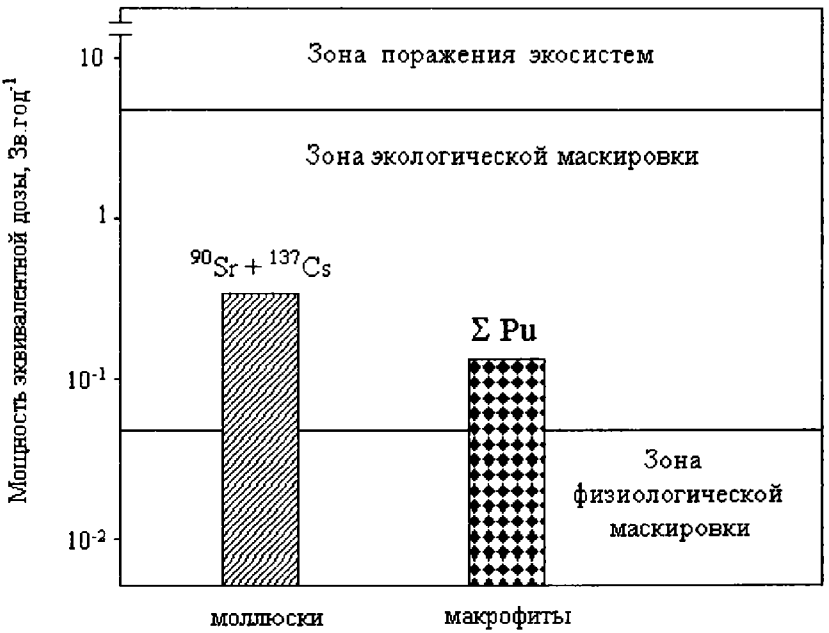


Рисунок 3. Мощности эквивалентных доз, сформированных излучением радионуклидов стронция, цезия и плутония в моллюсках и макрофите *C. fracta* из пруда-охладителя, 1986 г. Рассчитано по данным [12-15]

Схематическое представление расположения мощностей эквивалентных доз, рассчитанных нами на основании максимальных концентраций радионуклидов стронция, цезия, плутония и полония, зарегистрированных в организмах-индикаторах, при использовании концептуальной модели зонирования доз хронического облучения биоты [17,18], приведено на рис. 4.

Как видно, мощности эквивалентных доз, полученные этими гидробионтами от излучения альфа-частиц ^{210}Po, располагаются в зоне физиологической маскировки.

Диапазон мощностей доз, полученных черноморскими мидиями от излучения ^{90}Sr и ^{137}Cs после аварии на Чернобыльской атомной станции в 1986 г., расположен вблизи нижней границы «Зоны радиационного благополучия». В этот же период времени мощности эквивалентных доз, полученных черноморской бурой водорослью цистозирой от излучений радионуклидов стронция и цезия, были определены на уровне нижней границы этой же зоны. Для мерланга этот уровень совпадал с границей между «Зоной радиационного благополучия» «Зоной неопределенности». Максимально определенные в черноморских организмах-индикаторах мощности эквивалентных доз от суммарного излучения радионуклидов плутония, находились в «Зоне неопределенности».

Таким образом, вклад радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{238, 239, 240}Pu$ в формирование ими дозовых нагрузок на черноморские гидробионты, соизмерим с натуральным фоном, т.е. незначителен.

В тоже время, вклад природного радионуклида ^{210}Po в суммарную дозу, формируемую всеми перечисленными радиоактивными элементами, составил 99.1-99.7 %.

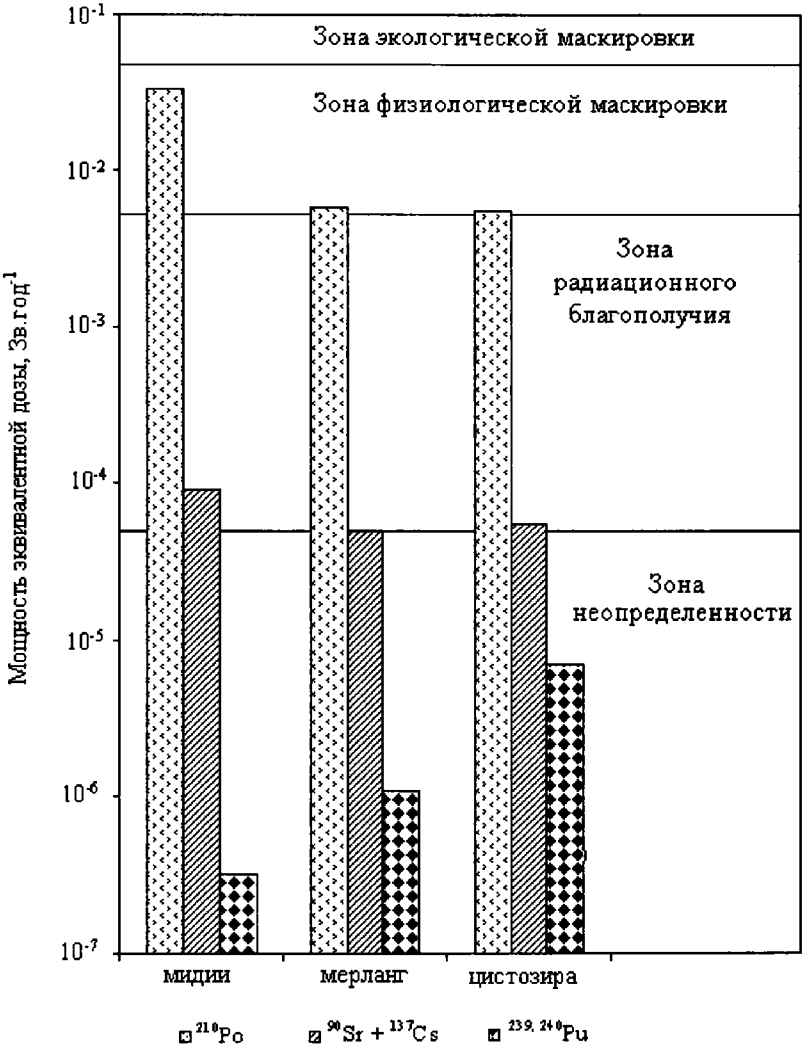


Рисунок 4. Максимальные величины мощностей эквивалентных доз облучения черноморских гидробионтов, формируемых природным ^{210}Po и искусственными радионуклидами стронция, цезия и плутония чернобыльского происхождения

Как известно, в соответствии с рекомендациями международных организаций, обосновывающих подходы в оценке предела доз облучения, формируемых радиоактивными веществами в водных организмах, не оказывающих на них негативного влияния, рекомендованный ими уровень мощности дозы равен 4 Гр·год$^{-1}$ [19-23].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Суммарная максимальная величина мощности эквивалентной дозы облучения моллюсков из пруда-охладителя, формируемая излучением радионуклидов стронция и цезия, в 1986 г. была на порядок ниже рекомендованного годового предела доз [19-23].

Суммарная максимальная величина мощности эквивалентной дозы облучения *C. fracta* из пруда-охладителя, формируемая альфа-излучением радионуклидов плутония, в 1986 г. была почти в 30 раз ниже рекомендованного годового предела доз облучения популяций водных организмов [19-23].

Для гидробионтов-индикаторов Черного моря суммарная максимальная мощность эквивалентной дозы облучения от ^{210}Po и чернобыльских радионуклидов стронция, цезия и плутония была значительно ниже рекомендованного годового предела доз [19-23]. Так, для черноморских мидий эта разница составляла 120 раз, для мерланга – 680 раз и для цистозиры – 730 раз.

Следовательно, к настоящему времени радиоэкологическое состояние Черного моря не вызывает опасений в отношении чернобыльских радионуклидов стронция, цезия и плутония. Во всех случаях доминирующий вклад в дозовые нагрузки черноморских гидробионтов-индикаторов вносит альфа-излучение природного радионуклида ^{210}Po.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Polikarpov G.G. Radioecology of Aquatic Organisms. - Amsterdam: North-Holland Publ. Co. – New York: Reinhold Book Division. – 1966. – 314 p.
2. Cherry R.D., Shannon L.V. The alpha radioactivity of marine organisms // Atomic Energy Rev. – 1974. – 12. – P. 3-45.
3. Aarkrog A., Baxter M.S., Battercourt A.O., Bojanowski R., Bologa A., Charmasson S., Cunha I, Delfanti R., Duran E., Holm E., Jeffree R., Livingston H.D., Mahapanayawong S., Nies H., Osvath I., Pingyu Li., Povinec P.P., Sanchez A., Smith J.N., Swift D. A comparision of doses from ^{137}Cs and ^{210}Po in marine food: A Major International Study // J. Environ. Radioactivity. – 1997. – Vol. 34. – No 1. – P. 69-90.
4. Nielsen S.P., Hou X. Environmental data / Report of working Group B, Annex B: MARINA II "Update of the Marina Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters". - European Commission. – 2002 – P. 11-25.
5. Sazykina T.G., Kryshev I.I. Assessment of the impact of radioactive substances on marine biota of North European waters / Report of Working Subgroup D* to Project "Marina II. Assessment of the impact of radioactive substances on marine biota of north European waters". - NNC Limited: C6496/TR/004, Issue 3. - August 2002. – 75 p.
6. Stralberg E., Varskog A.Th.S., Rauum A., Varskog P. Naturally occurring radionuclides in marine environment – an overview of current knowledge with emphasis the North Sea area /ed. P. Varskog / Report ND/E-19/03 to the Project of the Research Council of Norway's Programme "Long-term impact of discharges to sea from the petroleum industry" (Proof): Norse Decom As. – 28 November 2003. – 57 p.
7. Lazorenko G.E., Polikarpov G.G., Osvath I. Doses to the Black Sea fishes and mussels from naturally occurring radionuclide ^{210}Po / Intern. conf. on protection of the environment from the effects of ionizing radiation, 6-10 Oct. 2003, Stockholm, Sweden: Contributed papers: IAEA-CN-109. – 2003. – P. 242-244.

8. Mirzoyeva N.Yu., Lazorenko G.E. Radiological doses to marine biota / Regional Technical Co-iperation Project RER/2/003 “Marine Environmental Assessment of the Black Sea” Working Material: Reproduced by the IAEA. – Vienna, Austria: IAEA. – 2004. – P. 174-175.
9. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г. Дозовые нагрузки на гидробионты Черного моря от естественного радионуклида ^{210}Po / Матер. II Межд. конф. «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Геология, экология, геохимия», 18–22 окт. 2004, Томск. – Томск: Изд–во «Тандем–Арт». – 2004. – С. 315-317.
10. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г., Осват И. Оценки доз облучения черноморских гидробионтов полонием (^{210}Po) в природных условиях // Докл. НАН Украины. – 2004. – № 9. – С. 192-195.
11. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г. Дозовые нагрузки от альфа-частиц природного полония (^{210}Po) на растения и животных Черного моря // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. – Нижневартовск. – Выпуск 10, 2007. – С. 30-44.
12. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Функционально–экологические и возрастные закономерности концентрирования радионуклидов пресноводными моллюсками зоны отчуждения Чернобыльской АЭС //Радиационная биология. Радиоэкология. – 2001. – Том 41. – № 3 – С. 1-5.
13. Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoschuk V. I., Stokozov N. A., Korotkov A. A. Radionuclides migration in the Dnieper River Caskade, the Dnieper-Bug estuary and the Black Sea shallow waters // The SCO-PE-RADPATH meeting “Biochemical Pathways of Artificial Radionuclides” Essex University,12-20 Apr., 1991. – Preprint – 24 p.
14. Коротков А.А. Загрязнение отдельных компонентов экосистем Припяти, Днепра и Днепро-Бугского лимана изотопами плутония в результате чернобыльской аварии // Проблемы экологического мониторинга. – Матер. Российской радиоби-

ол. научно-практ. конф., 26-28 февр. 1991 г. – Брянск, 1991 г. – Ч I. – С. 22-23.
15. Коротков А.А. Депонирование трансуранов в живых и косных компонентах водоемов ближней зоны ЧАЭС, Каховского водохранилища и Северо-Крымском канале // Радиоэкология: успехи и перспективы. – Матер. межд. семинара, 4-7 окт. 1994 г., Севастополь. – Севастополь, 1996. – С. 170-176.
16. Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г. Радиационно-экологическая ситуация в Черном море в отношении после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоемами в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и за ее пределами // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. – Нижневартовск. – Выпуск 10, 2007. – С.12-29.
17. Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionising radiation in the environment // Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – Vol. 75. – No 1-4. – P. 181-185.
18. Поликарпов Г.Г. Радиационная защита биосферы, включая Homo sapiens: выбор принципов и поиски решенйя // Морск. экол. журн – 2006. – Т. V. – № 1. – С. 16-34.
19. IAEA (International Atomic Energy Agency). Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards /IAEA Technical Report Series № 332. - Vienna, Austria: IAEA. – 1992.
20. IAEA (International Atomic Energy Agency). Protection of the Environment from the Effect of Ionising Radiation /A Report for Discussion. IAEA-TECDOC-1091: Vienna, Austria: IAEA. – 1999.
21. International Union of Radioecology. Protection of the environment. Current state and future work // IUR Report 03, 2002. - Østerås: IUR. – 2002. – 23 p. (http://www.uir-iur.org).
22. UNSCEAR. Effects of Radiation on the Environment. United Nations Scientific Committee on the Effects on Atomic Radiation / Report to the General Assembly, Annex 1. – New-York: United Nations. – 1996.

23. ICRP. International Commission on Radiological Protection. A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species // Annals of the IRCP, ICRP Publication 91. - Oxford: Pergamon Press. – 2003. – 33. – No 3. – P. 201-226.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ГАММА-ИЗЛУЧАЮЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ЧАЭС С УЧЕТОМ РОЛИ МАЛЫХ РЕК (ПО МАТЕРИАЛАМ 1991-1992 ГОДОВ)

Г. Е. Лазоренко, Поликарпов Г. Г.

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (г. Севастополь)

Поступление радионуклидов в речные экосистемы в большей степени обусловлено поверхностным смывом с водосборов, содержащих продукты взрыва, чем непосредственным выпадением их на водную поверхность [1]. Радионуклиды, попавшие на поверхность вод различных водоемов и, особенно, в ближней зоне, с аэрозолями или вследствие смыва их с почв прилегающих к ним территорий, вступают в обменные процессы с водой, взвешенным веществом, донными отложениями и гидробионтами.

По способности выщелачивания в водной среде радионуклиды располагаются в следующий ряд [1]:

$^{89}Sr > {}^{90}Sr > {}^{125}Sb > {}^{105,106}Ru > {}^{137}Cs > {}^{141}Ce > (\underline{{}^{144}Ce, {}^{91}Y, {}^{95}Zr, {}^{60}Co, {}^{54}Mn})$.

при их соотношении между собой:

25:	1:	0.3:	0.1:	0.04:	0.02:	0.01-0.001

Этот ряд отражает влияние (а) генезиса радионуклидов при ядерных взрывах и (б) физико-химических свойств на способность поступления их в водную среду и другие компоненты водных экосистем [1].

Миграционная способность радионуклидов в пресноводных экосистемах обратно пропорциональна их сорбционной способности, а последняя обусловлена физико-хими-

ческим состоянием радионуклидов в водном растворе при данных условиях (табл.1) [1].

Таблица 1.

Физико-химическое состояние ряда гамма-излучающих радионуклидов в водном растворе [1]

Радионуклиды	Коллоиды	Катионы	Анионы
Цезий-137	1.5	98.5	нет
Рутений-106	19.4	5.1	75.5
Церий-141	25	75	нет
Сурьма-125	6.5	8.5	85.5

Как видно из табл.1, ^{137}Cs и ^{141}Ce обладают минимальной миграционной способностью. Их катионы активно вступают в сорбционные процессы, так как в пресных водах у них нет в достаточных количествах изотопных и неизотопных носителей. Большой миграционной способностью обладают ^{125}Sb и ^{106}Ru [1].

Роль отдельных компонентов пресноводных экосистем в миграции и трансформации гамма-излучающих радионуклидов изучена довольно подробно в лабораторных и природных условиях после испытаний ядерного оружия, аварий на атомных станциях и предприятиях по обогащению, переработке и утилизации их топливных элементов. В первую очередь, это относится к донным отложениям и водным растениям [1-3].

Среди искусственных гамма-излучающих радионуклидов радиоактивные изотопы цезия представляют для биоты наибольшую опасность, определяемую их физическими, химическими и радиологическими характеристиками.

Согласно классификации Е.А. Тимофеевой-Ресовской [2], цезий относится к педотропам, т.е. элементам, которые

в пресноводных экосистемах связываются, в основном, донными отложениями. Прочность связывания ими радионуклидов цезия высока и достигает 97-99% [4,5]. Степень концентрирования радиоизотопов цезия донными отложениями зависит, прежде всего, от их типа, размера частиц и факторов среды, особенно, значения pH, примесей органических веществ и окислительно-восстановительных свойств среды.

По данным Е.А.Тимофеевой-Ресовской [2] для водных растений коэффициенты накопления (Кн.) в несколько сотен получены для радионуклидов Ce, Rb, и Cs в расчете на сухую массу, при этом их величины определяются не только химической природой радионуклидов, но и видовой принадлежностью гидрофитов. Так, в частности, Кн радионуклидов у нитчатых водорослей больше, чем у высших растений. В проточных водоемах Кн радионуклидов Co, Zn, Zr, Nb и Ru пресноводными растениями меньше, чем в непроточных [3], что обусловлено отсутствием в первом типе водоемов равновесия в распределении радионуклидов между водой, донными отложениями и растениями. Кн радионуклидов у растений в дистрофном водоеме заметно выше, чем в олигомезотрофном. Сезонные колебания Кн в дистрофном водоеме выражены более резко, чем в олигомезотрофном [3]. Полученные зависимости обусловлены пониженным содержанием в первом типе водоемов таких элементов как калий, натрий и цезий. Также известно, что концентрирующая способность отмерших растений и детрита в отношении ряда радионуклидов не уступает или превосходит таковую живых организмов.

После аварии на ЧАЭС были выполнены многочисленные радиоэкологические исследования в зоне отчуждения и далеко за ее пределами. Выбросы продуктов горения

из аварийного 4-го блока ЧАЭС сформировали, как известно, так называемый «западный», а затем «северный» и «южный» радиоактивные следы [6, 7].

Концентрации радионуклидов в воде и других компонентах водных экосистем 30-км зоны ЧАЭС, измеренные разными авторами, имеют отличия, связанные как с несовпадением точек отбора проб, так и с ярко выраженной пятнистостью радиоактивного загрязнения этих районов, что неоднократно отмечалось во многих опубликованных работах. Наибольшее внимание радиобиологов и радиоэкологов было сосредоточено на изучении миграции и трансформации радионуклидов чернобыльского происхождения в таких водных системах, как р. Припять, водоем-охладитель ЧАЭС и днепровские водохранилища.

В конце мая 1986 г. в воде Киевского водохранилища было зарегистрировано 16 радионуклидов [8]. К концу 1986 г. в воде водохранилища определялись, в основном, радионуклиды цезия и стронция (^{90}Sr) [8]. Максимальные концентрации ^{137}Cs и ^{134}Cs в воде Киевского водохранилища в конце 1986 г. были равны 0.67 и 0.37 Бк·л$^{-1}$, а в конце года – 0.1 и 0.04 Бк·л$^{-1}$. В 1987 г. их величины уменьшились до 0.36 и 0.15 Бк·л$^{-1}$, соответственно [8]. Активность ^{137}Cs в воде Киевского водохранилища в районе с. Глебовки в 1988 г. была равна 0.19 Бк·л$^{-1}$ [9]. В течение 1986-1991 гг. отмечено существенное уменьшение концентраций ^{137}Cs и ^{134}Cs в воде Киевского водохранилища [10]. Отобранные в разных районах этого водоёма пробы воды и определяемые в них разными авторами концентрации ^{137}Cs сопоставимы по порядку величин. Отличие может быть связано с местом отбора проб. Так как размеры Киевского водохранилища очень большие, такие различия вполне объяснимы с учетом большой неоднородности и пятнистости распределения

радионуклидов чернобыльского происхождения, особенно, в 30-км зоне ЧАЭС и близко расположенных к ней регионах.

Донные отложения служат основным депо по извлечению из водной среды таких гамма-излучающих радионуклидов, как ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru и ^{103}Ru. В 1986-1987 гг. в пробах донных отложений, отобранных в днепровских водохранилищах, средние концентрации перечисленных выше радионуклидов уменьшались от Киевского до Каховского водохранилища. Через год после аварии на ЧАЭС общее количество ^{137}Cs в донных отложениях различных водохранилищ Днепровского каскада распределялось следующим образом [10]: Киевское (65 %) > Кременчугское (13,6 %) > Каневское (12,3 %) > Днепродзержинское (6,0 %) > Каховское (1,6 %) > Запорожское (1,1 %).

В донных отложениях Киевского водохранилища, отобранных в одном из мест отлова товарной рыбы, концентрации суммарного радиоцезия в течение 3 лет наблюдений изменялись в большом диапазоне в зависимости от сезона [10]:

1986 г.	173 - 181 Бк·кг$^{-1}$
1987 г.	74 - 2405 Бк·кг$^{-1}$
1989 г.	340 - 455 Бк·кг$^{-1}$

При этом первые цифры каждого диапазона соответствовали весенним, а вторые – летним отборам проб [10].

Видовые различия в концентрирующей способности растений из Киевского водохранилища по отношению к ряду радионуклидов проявились в полной мере. Наибольшее поступление ^{95}Zn и ^{95}Nb отмечено у *Zignema sp.*, *Cladophora fracta* и *Lemna minor*. Суммарное содержание этих нуклидов в перечисленных водных растениях колебалось около

10000 Бк·кг$^{-1}$ у *Lemna trisulca* и до 88000 Бк·кг$^{-1}$ - у *Zignema sp.* [11]. Концентрации радионуклидов ^{137}Cs, ^{103}Ru, ^{134}Cs, ^{141}Ce, ^{144}Ce были самыми высокими также у *Zignema sp.* (Бк·кг$^{-1}$): ^{134}Cs + ^{137}Cs ~ 10000, ^{103}Ru ~ 24000, ^{141}Ce ~ 11000 и ^{144}Ce ~ 2000. На втором месте по концентрирующей способности относительно этих радионуклидов находилась *L. minor*. Суммарное содержание выше перечисленных радионуклидов было почти равным для *Potamogeton pectinatus* и *C. fracta* и достигало в них 9000 Бк·кг$^{-1}$ [11]. Распределение гамма-излучающих радионуклидов по их вкладу в общую активность кладофоры (*Cladophora glomerata*) из Киевского водохранилища в 1988 г. было следующим [12]: ^{137}Cs – 39 %, ^{144}Ce – 35 % и ^{134}Cs –11 %.

Как видно, разброс данных по содержанию радионуклидов в компонентах водных экосистем может быть значительным. Однако общие тенденции в распределении радиоактивных веществ в гидробионтах одного и того же вида и однотипным донным отложениям сохранялись. Представленные в литературе материалы по изучению распределения гамма-излучающих радионуклидов в компонентах водных экосистем 30-км зоны вокруг ЧАЭС, в основном, были получены для рек Днепр, Припять, их основных притоков и Киевского водохранилища.

Из опубликованных разными исследователями материалов можно было заключить, что при изучении радиоэкологической ситуации в 30-км зоне ЧАЭС не было обращено достаточного внимания на малые реки. Это относится, в частности, к р. Сахан – одному из притоков р. Припять, впадающего в нее в районе с. Новошепеличи. Водосборный бассейн р. Сахан охватывает общую площадь 212,7 км^2 с длиной постоянных водотоков 157 км и общей длиной водотоков 591,3 км [13]. На территории водосбора р. Сахан

представлены все типичные ландшафты 30-км зоны ЧАЭС, за исключением ландшафтов пойм крупных рек, и все многообразие условий водной миграции [13]. Это позволило рекомендовать его в качестве модельного водосбора.

Исследование этого модельного полигона проводилось нами в 1991-1992 гг. На водосборе р. Сахан около сел Новошепеличи, Старые Шепеличи, Речица, Новая Красница и Толстый Лес нами были отобраны пробы донных отложений и почв (рис. 1). Выбранные нами места отбора проб находились в зоне с высокими уровнями радиоактивного загрязнения. Результаты определения гамма-излучающих радионуклидов в пробах донных отложений и прибрежных почвах, отобранных в перечисленных выше реперных точках, представлены в табл. 2-3.

Учитывая уровни загрязнения донных отложений (табл. 2-3), исследуемые нами водные системы можно представить в виде ряда убывания: р. Сахан > водоем-охладитель > р. Уж ≥ Чернобыльский затон > Киевское водохранилище (около с. Страхолесье).

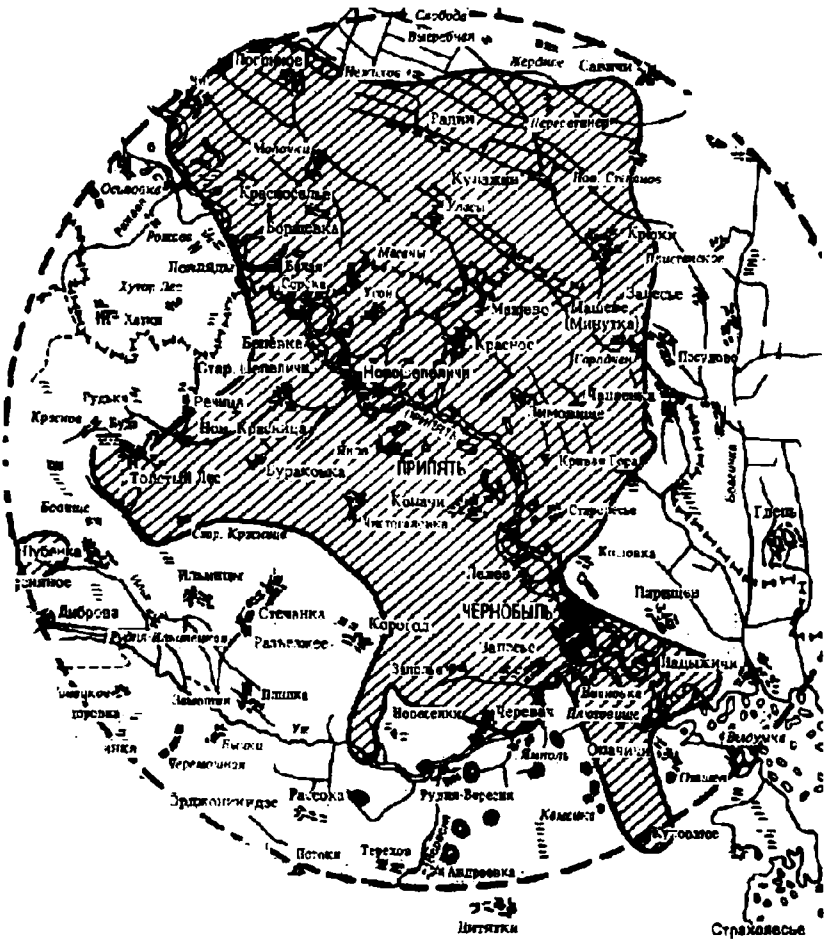


Рисунок 1. Схема-карта районов исследования
в 30-км зоне ЧАЭС (Госкомгидромет).

Таблица 2.

Содержание гамма-излучающих радионуклидов в донных отложениях и почвах, отобранных в сентябре 1991 г. в реперных точках в 30-км зоне ЧАЭС, Бк·кг$^{-1}$ сухой массы

Место и дата отбора пробы	Название пробы	Радионуклиды							
		^{137}Cs	^{134}Cs	^{144}Ce	^{125}Sb	^{154}Eu	^{155}Eu	^{106}Ru	^{40}K
р. Сахан, с. Новошепеличи, 26.04. 91	донные отложения	418	38,5	-	-	-	-	-	625
	донные отложения	514	53	41	-	-	-	-	555
	почва	4070	370,7	-	-	-	-	-	433
	почва	28082	2390	3582	388,5	481	252	2749	429
р. Сахан, с. Речица, 26.09.91	донные отложения	45880	4292	703	555	-	-	999	784
	почва	35542	3229	478	555	-	-	999	784
р. Сахан, с. Новая Красница, 26.09.91	донные отложения	27306	2527	329	-	-	-	618	407
	почва	26936	2479	444	66,6	-	-	485	240
р. Сахан, с. Толстый Лес, 26.09.91	донные отложения	146890	13579	15651	2331	1998	851	16428	555
	почва	79920	6512	666	962	777	-	1954	481

Продолжение таблицы 2

Место и дата отбора пробы	Название пробы	Радионуклиды							
		^{137}Cs	^{134}Cs	^{144}Ce	^{125}Sb	^{154}Eu	^{155}Eu	^{106}Ru	^{40}K
Водоем-охладитель, холодная часть, 25.09.91	донные отложения	8251	651	248	-	-	-	182	285
	почва	18833	1684	1891	481	211	185	2731	282
Водоем-охладитель, теплая часть, 25.09.91	донные отложения	7585	551	-	-	-	-	-	259
	донные отложения	6512	492	-	-	-	-	-	274
	почва	59940	5254	5883	925	777	407	6060	237
	почва	109400	10107	11627	1587	1784	703	11100	525
р. Уж, 25.09.91	донные отложения	655	68	96	-	-	-	-	703
	почва	117	22	-	-	-	-	-	566
Чернобыльский затон, 25.09.91	донные отложения	918	105	-	-	-	-	-	721
	почва	175	33	-	-	-	-	-	684
Киевское водохранилище, с. Страхолесье, 25.09.91	донные отложения	1010	95	-	-	-	-	-	307
		950	13						241
	почва	307	33	-	-	-	-	-	574

- ниже уровня детектирования

Таблица 3.

Содержание гамма-излучающих радионуклидов в почвах и донных отложениях, отобранных в мае-июне 1992 г. в реперных точках в 30-км зоне ЧАЭС, Бк·кг$^{-1}$ сухой массы

Место отбора пробы, дата отбора	Название пробы	Радионуклиды					
		^{137}Cs	^{134}Cs	^{144}Ce	^{106}Ru	^{40}K	^{155}Eu
Водоем-охладитель, теплая часть, 19.05.92	донные отложения	2575	168	-	-	-	451
	почва	12305	892	740	929	400	169
Водоем - охладитель, холодная часть, 19.05.92	донные отложения	3393	217	-	-	403	-
	почва	2050	136	122	147	502	32
Водоем - охладитель, теплая часть, 17.06.92	донные отложения	2312	170	194	-	550	87
	почва	15429	877	150	30	580	-
Водоем - охладитель, холодная часть, 17.06.92	донные отложения	4847	304	-	-	485	
	почва	6327	396	477	-	380	184

Продолжение таблицы 3

Место отбора пробы, дата отбора	Название пробы	Радионуклиды					
		^{137}Cs	^{134}Cs	^{144}Ce	^{106}Ru	^{40}K	^{155}Eu
с. Новошепеличи, 16.06.92	донные отложения	1432	114	36	-	407	-
	почва	33892	2423	1972	1550	761	396
	почва	12802	152	764	906	973	181
с. Старые Шепеличи, 16.06.92	донные отложения	2971	222	-	-	799	-
	почва	3848	303	400	-	895	-
с. Речица, 16.06.92	донные отложения	7030	518	254	470	470	59
	почва	570	37	-	-	360	-
с. Новая Красница, 16.06.92	донные отложения	15577	1158	-	-	633	-
	почва	3400	255	-	-	585	-
с. Толстый Лес, 16.06.92	донные отложения	23569	1635	1069	1006	240	3737
	почва	2250	167	-	-	450	-

Сравнение уровней загрязненности почв и донных отложений, отобранных на водосборе р.Сахан, подтверждает высокую неоднородность (пятнистость) их распределения даже в пределах одного и того же места отбора. В первую очередь это относится к 5-10-км зоне ЧАЭС.

На полигоне, выбранном в качестве основного на р. Сахан около с. Новошепеличи, отбор почвы проводили по слоям 0-2; 2-4; 5-10; 10-12; 14-16; 20-22 см. На рис. 2 представлено вертикальное профиль-распределение ^{137}Cs в исследованной почве. Верхний слой ее содержал остатки корней растений и имел черную окраску. Размеры частиц почвы соответствовали мелкодисперсным пескам с примесью органических веществ.

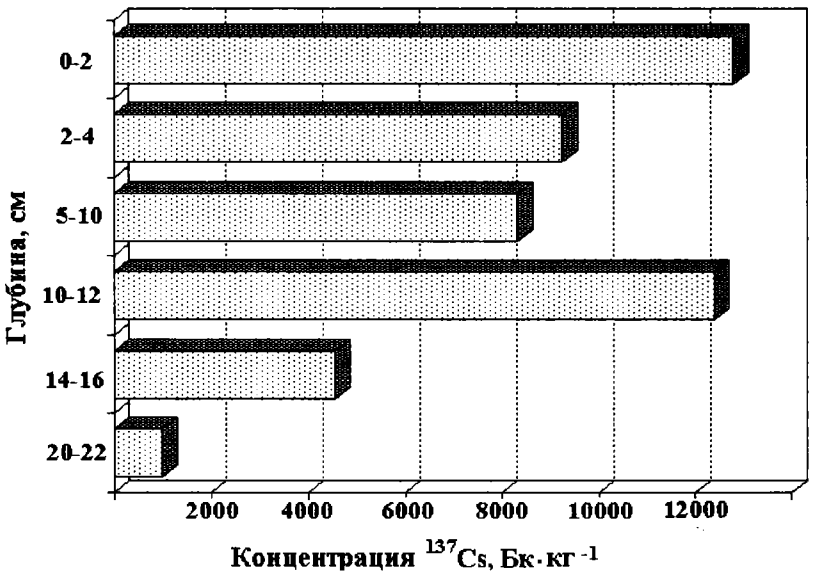


Рисунок 2. Вертикальный профиль распределения концентраций ^{137}Cs (на сухую массу вещества) в прибрежной почве, отобранной около р. Сахан (район с. Новошепеличи)

В слое 10-12 см этих примесей было меньше, цвет почвы изменялся к темно-серому и затем – к светло-серому, появлялись прослойки песка желтоватой окраски. Ниже этого слоя был только мелкодисперсный песок. Возможно, что приуроченность высоких концентраций ^{137}Cs к слою 10-12 см обусловлена проникновением его с поверхности в нижние слои почвы вследствие естественных процессов как химического, так и физического характера.

Концентрации гамма-излучающих радионуклидов в донных отложениях и почвах, исследованных нами в 1991 и 1992 гг., за год значительно уменьшились (табл. 2-3). Особенно это видно в пробах почв, отобранных около сел Новая Красница и Речица, где концентрации ^{137}Cs уменьшились в 6-7 раз, а для почв, взятых около с. Толстый Лес - почти в 30 раз. Это может быть обусловлено разными причинами. Во-первых, нами исследованы поверхностные слои донных отложений и почв, и при последующих отборах измерения проводятся для фактически других проб. Во-вторых, количество радионуклидов уменьшается как вследствие распада радионуклидов, так при смыве их с поверхности дождями и при снеготаянии. Для водосбора малых рек, к которым относится р. Сахан, эти причины существенно изменяют радиоэкологическую обстановку в районе исследования.

Концентрации гамма-излучающих радионуклидов в водных растениях Киевского водохранилища и водоема-охладителя ЧАЭС, определенные нами в 1991-1992 гг., представлены в табл. 4.

Сравнение концентрирования радиоизотопов цезия водными растениями, отобранными в Киевском водохранилище и водоеме-охладителе ЧАЭС (табл. 5) позволяет оценить уровни загрязнения гидробионтов Киевского водохранилища на тот период в районе базы экспедиции Института

эволюционной морфологии и экологии животных РАН по отношению к таковым в основном водоеме Чернобыльской атомной электростанции. Как видно, вклад гамма-излучающих радионуклидов в активность проб водных растений, отобранных в 1991 и 1992 г. изменился, что может быть обусловлено разными причинами, в том числе тем, что содержание радионуклидов было определено в разных организмах, отобранных в разное время года. С другой стороны, пятнистость радиоактивного загрязнения в водоемах и процессы перераспределения радионуклидов в пресноводных экосистемах отражаются также на уровне их концентраций в водных растениях.

Известно, что при интенсивном образовании органического вещества, особенно в летний период, в прибрежных мелководных застойных районах с обилием растений и водорослей происходит перераспределение радионуклидов в среде и донных отложениях. Хотя работ по изучению влияния сезона на перераспределение радионуклидов в донных отложениях и почвах немного, но такие зависимости имеются [10].

Важен также тип исходного источника радиоактивного загрязнения. Для исследованного нами прибрежного района Киевского водохранилища основным источником загрязнения водной среды были аэрозоли. В тоже время в месте отбора проб в водоеме-охладителе установлен смешанный тип источников загрязнений с преобладанием топливной компоненты (табл. 5-6). Для района отбора проб почв и донных отложений на площади водосбора р. Сахан источниками радиоактивного загрязнения были аэрозоли и топливные частицы (табл. 5-6).

Таблица 4.

Концентрации гамма-содержащих радионуклидов в водных растениях из Киевского водохранилища и водоема-охладителя ЧАЭС, 1991-1992 гг., Бк·кг$^{-1}$ сухой массы

Дата отбора	Название растения	Радионуклиды	
		^{137}Cs	^{134}Cs
	Киевское водохранилище		
25.04.91	Камыш озерный *(Scirpus lacustris)*, надземная часть	267	н.д.
	Камыш озерный, корневая часть	71	н.д.
26.06.91	Кладофора (*Cladophora fracta)*	1086	86
	Уруть (*Myriophyllum specicatus*)	507	26
	Рдест пронзеннолистный (*Potamogeton pectinatus)*	811	50
26.09.91	Рдест пронзеннолистный	1640	115
	Кладофора	8788	545
	Камыш озерный, корневая часть	3249	245
	Кувшинка белая (Nuphar alba)	2741	250
19.05.92	Телорез обыкновенный (Stratiotes aloides)	1025	74
	Старые стебли камыша озерного	143	н.д.
	Молодые побеги камыша озерного	72	н.д.
	Водоем-охладитель: холодная часть		
24.09.92	Рдест пронзеннолистный	3064	196
	Молодые побеги камыша озерного	5883	351
	Водоем-охладитель: теплая часть		
24.06.92	Рдест пронзеннолистный	3670	252
	Молодые побеги камыша озерного	7466	458

Примечание: н.д. – ниже уровня детектирования.

Таблица 5.

Соотношение активностей ^{144}Ce и ^{137}Cs в почвах и донных отложениях, отобранных 25-26 сентября 1991 г. (с учетом перерасчета на момент аварии)

Место и дата отбора проб	Наименование пробы	Соотношение A (^{144}Ce) /A(^{137}Cs)	Источник загрязнения
р. Сахан, с. Новошепеличи	донные отложения	9,3 9,5	топливный топливный
	почва	10,5	топливный
р. Сахан, с. Речица	донные отложения, почва	1,8 1,2	аэрозоль аэрозоль
р. Сахан, с. Толстый Лес	донные отложения, почва	12,4 1,0	топливный аэрозоль
р. Сахан, с. Новая Красница	донные отложения, почва	1,4 1,9	аэрозоль аэрозоль
Водоем-охладитель, холодная часть	донные отложения почва	3,5 11,7	аэрозоль топливный
Водоем-охладитель, теплая часть	почва	11,4 12,3	топливный топливный
р. Уж	донные отложения	17,0	топливный

Таблица 6.

Соотношение активностей ^{144}Ce и ^{137}Cs в почвах и донных отложениях, отобранных 19 мая-17 июня 1992 г. (с учетом перерасчета на момент аварии)

Место и дата отбора проб	Наименование пробы	Соотношение A (^{144}Ce) /A(^{137}Cs)	Источник загрязнения
р. Сахан, с. Новошепеличи	донные отложения	5,7 5,6	аэрозоль аэрозоль
	почва	13,0	топливный
р. Сахан, с. Речица	донные отложения	8,0	топливный
р. Сахан, с. Толстый Лес	донные отложения почва	10,1 1,2	топливный аэрозоль
р. Сахан, с. Старые Шепеличи	почва	17,4	топливный
Водоем -охладитель, холодная часть	почва почва	16,8 12,3	топливный топливный
Водоем-охладитель, теплая часть	донные отложения почва	18,7 12,5 2,2	топливный топливный аэрозоль

Наши утверждения основаны на расчетах, проведенных по методу, изложенному в работе [14]. В качестве расчетной величины рассматривается отношение активностей A_{Ce-144} / A_{Cs-137} в исследуемой пробе. Большие значения этого отношения указывают на "топливный" характер загрязнения в той точке, где отобрана данная проба. Загрязнение проб, для которых отношение A_{Ce-144}/A_{Cs-137} с учетом их исходных величин на момент аварии, было выше 8-10, авторы [14] относят к топливным. Загрязнение проб, для которых это отношение меньше этих величин, обусловлено аэрозольными выпадениями [14]. Увеличение отношения A_{Ce-144}/A_{Cs-137} (встречаются даже 15-20) авторы [14] объясняют дополнительным выходом цезия из частиц нагретого диспергированного топлива уже после их попадания в атмосферу. Небольшие значения A_{Ce-144}/A_{Cs-137} в пробах вызвано тем, что загрязнение для какого-то места обусловлено выбросами топлива значительно меньшего среднего выгорания по активной зоне реактора [14]. Следовательно, критерием характеристики типа загрязнения служит отношение A_{Ce-144}/A_{Cs-137}, приведенное на момент аварии: для топливных частиц оно > 8 и до 20, а для аэрозольных – 4-5 [14]. Расчеты проводят только для радионуклидов, находящихся на поверхности почвы или в верхнем слое донных отложений и только при пересчете на момент аварии. Наши расчеты приведены в табл. 5-6.

Основное загрязнение почвы у с. Толстый Лес в 1991 г. было обусловлено аэрозольными выпадениями, хотя в донных отложениях обнаружено соотношение активностей ^{144}Ce / ^{137}Cs, равное 11. Основным источником гамма-излучающих радионуклидов в районе с. Новошепеличи, были топливные частицы (табл. 5).

В донных отложениях и прибрежных почвах, отобранных нами в 30-км зоне ЧАЭС в 1992 г., радиоактивный церий определялся только в образцах из водосбора р. Сахан и водоема-охладителя (табл. 6).

Сравнение полученных нами результатов исследования в 1991 и 1992 гг. свидетельствует о том, что неоднородность первоначального радиоактивного загрязнения донных отложений и почв проявляется даже через 5-6 лет после аварии. Наблюдается перераспределение радиоактивных веществ, однако общие тенденции сохраняются, а именно, водосбор малой реки Сахан продолжает оставаться существенным источником поступления долгоживущих радионуклидов в р. Припять. Очевидно, для полноценной характеристики происходящих процессов переноса радиоактивных веществ чернобыльского происхождения, в частности, в 30-км зоне ЧАЭС, требуется более детальное изучение роли водосборов малых рек.

По оценкам УкрНИГМИ НАН Украины за пять после аварии в донных отложениях всех водохранилищ Днепра было депонировано почти 95 % всего количества ^{137}Cs, поступившего в каскад с речным стоком и поэтому вынос этого радионуклида в Черное море был незначимым в формировании радиационного загрязнения его северо-западной части [15].

Исходя из полученных нами результатов исследований, выполненных в 30-км зоне ЧАЭС с учетом роли малых рек через 5-6 лет после аварии на ЧАЭС, можно сделать следующее заключение.

1) Содержание ^{137}Cs во всех пробах донных отложений в 1991-92 годах составляет около 70% от общего количест-

ва всех аккумулированных в них радионуклидов.

2) В 1992 г. по сравнению с 1991 г. содержание ^{137}Cs в донных отложениях и почвах на модельном полигоне - водосборе р. Сахан уменьшилось значительно, особенно около сел Толстый Лес, Новая Красница и Речица.
3) На этом модельном полигоне отмечено различие в концентрациях радиоактивного цезия даже в близко расположенных местах, что подтверждает наше и других исследователей заключение о значительной пространственной неоднородности в распределении чернобыльских радионуклидов, особенно в 10-км зоне ЧАЭС.
4) Распределение ^{137}Cs в профиле целинных почв около с. Новошепеличи показало, что через 6 лет после аварии на ЧАЭС значительная часть этого радионуклида находится уже на горизонте 10-12 см.
5) Водосбор р. Сахан продолжает оставаться значимым источником поступления радиоактивного цезия в р. Припять.
6) Для оценки происходящих процессов переноса радиоактивных веществ чернобыльского происхождения необходимо большое внимание уделять изучению роли водосборов малых рек в 30-км зоне ЧАЭС.
7) Количество ^{137}Cs, поступившего в водные растения, было больше в гидробионтах из водоема-охладителя ЧАЭС. Отмечена сезонная зависимость содержания радиоцезия в водных растениях Киевского водохранилища. Полученные результаты могут быть полезны для предвидения и понимания также и других радиоэкологических ситуаций в различных регионах, где развита сеть малых рек.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Ровинский Ф.Я., Морозова Г.К., Синицина Э.Д., Синицин Н.М. Переход в воду и миграционная способность радионуклидов при мирном применении атомной энергии / Радиоэкология водных организмов. – Ч. 2. – Рига: Зинатне. – 1973. – С. 20-29.
2. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов / Тр. ин-та биологии Урал. фил. АН СССР. – Вып. 30. – 1963. – 77 с.
3. Любимова С.А. Накопление стронция-90 и цезия-137 пресноводными растениями в озерах различной трофности // Тр. ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР. – Вып. 78. – Свердловск. – 1971. – С. 90-96.
4. Поликарпов Г.Г., Лазоренко Г.Е., Демина Н.В., Терещенко Н.Н. Радиоэкологические параметры накопления и выведения Cs-137 донными отложениями черноморского лимана (в лабораторных условиях) // Докл. АН УССР. – Сер. Б. – N 5. – 1987. – С. 74-76.
5. Лазоренко Г.Є., Полікарпов Г.Г. Здатність донних відкладів Каховського водоймища до зв'язування радіонуклідів стронцію та цезію //Доп. АН УРСР. – Сер.Б. – N 8. – 1990. – С. 62-64.
6. Израэль Ю.А. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. – Л.: Гидрометеоиздат. – 1990. – 296 с.
7. Соботович Э.В. О загрязнении природных вод техногенными радионуклидами Чернобыльского выброса // Водные ресурсы. – N 6. – 1990. – С. 39.
8. Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Дробот П.И., Кленус В.Г., Насвит О.И. Радиоактивное загрязнение днепровских водохранилищ в результате аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1987 гг.). / Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. – Часть 2. – Киев: Институт гидробиологии АН УССР. – 1989.– С. 9-16.
9. Polikarpov G.G., Kulebakina L.G., Timoschuk V.I., Stokozov N.A., Korotkov A.A. Some data on survey of Sr-90 and for com-

parison Cs-137 and Pu in the Dnieper River and its estuary / The SCOPE-RADPATH meeting "Biochemical Pathways of Artificial Radionuclides", Lancaster, 26-30 Mar. 1990. – 1990. – 18 p.
10. Karachev I.I., Geets V.I., Nagovitsina L.I., Sikorenko-Gusar V.V., Varbanets A.N., Sorokobatkina V.D. Expose doses to population due to radiocaesium migration through ecological chain including water-sediment-fish-man /Seminar of IUR Soviet branch "Radiecology and counter-measures", Kiev, 29 Apr.-4 May 1991, Academy of Science Uk.SSR. – 1991. – P. 16.
11. Мережко А.Л., Пашечный А.П., Величко И.М., Насвит О.И., Кленус В.Г., Пионтковский А.З., Юшина К.М. Аккумуляция радионуклидов пресноводными гидробионтами // Гидробиол. журнал", деп. 27.11.1989: ВИНИТИ, Люберцы. – 1989. – 11 с.
12. Кузьменко М.И. Радиоэкологические исследования водной среды в Украинской ССР // Гидробиол. журнал. – Т. 26. – N 3. – 1990. – С. 86-99.
13. Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В., Петров М.Ф., Сорокина Л.Ю., Ткаченко А.Н. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. – Киев: Наук. думка. – 1994. – 112 с.
14. Вакуловский С.М., Орлов М.Ю., Сныков В.П. Оценка состояния аварийного реактора 4-го энергоблока Чернобыльской АЭС по отношению активностей выброшенных радионуклидов // Атомная энергия. – Т. 40. – Вып. 4. – 1991. – С. 230-234.
15. Войцехович О.В., Канивец В.В., Лаптев Г.В. Анализ формирования радиоактивного загрязнения Днепровской водной системы в течение пяти лет после Чернобыльской аварии // Труды УкрНИГМИ. – Вып. 240. – 1992.

МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{238,239,240}Pu В ЭКОСИСТЕМЕ ЧЕРНОГО МОРЯ (в сопоставлении с таковыми в экосистемах других морей и океанов)

Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г.

Институт биологии южных морей им А. О. Ковалевского НАН Украины г. Севастополь, natalter@ukr.net, iur@ukrcom.sebastopol.ua

Плутоний относится к группе трансурановых элементов (ТУЭ), которые представляют собой группу радиоактивных веществ, почти полностью антропогенного происхождения. В природе, в земной коре были найдены ТУЭ (плутоний и нептуний) в следовых количествах в урансодержащих минералах. Плутоний образуется при спонтанном делении ядер урана под воздействием нейтронов космического излучения [1, 2]. При нейтронной активации уранового топлива в реакторах образуются альфа-излучающие радиоизотопы плутония ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu и в меньших количествах более тяжелые изотопы и другие элементы. В настоящее время известно 15 изотопов плутония с массовыми числами 232 – 246, при этом 12 из них - альфа-излучатели и только три изотопа (с массовыми числами 241, 243 и 245) – бета-излучатели. Летучесть плутония низкая, но всё же незначительные его количества поступают в окружающую среду с выбросами при работе ядерных предприятий [1-3].

Самое важное промышленное и радиоэкологическое значение имеет ^{239}Pu. Если его запасы естественного происхождения в биосфере, по максимальным оценкам, составляют несколько десятков килограммов, то запасы антропоген-

ного плутония на конец XX века достигли 950 т, из них 650 т наработано в реакторах АЭС и, примерно, 300 т произведено для военных целей [1- 4].

Большая часть наработанного плутония в настоящий момент содержится в изолированном от окружающей среды состоянии и представляет собой потенциальный источник загрязнения окружающей среды, который таит в себе серьёзные нерешённые проблемы [1].

Одним из потенциальных источников загрязнения окружающей среды радионуклидами, включая плутоний, служат захоронения радиоактивных отходов, в частности их дампинг в моря и океаны. И хотя проведенные мониторинговые исследования свидетельствуют о том, что поступления в окружающую среду радиоактивных веществ в настоящее время в местах дампинга незначительны, необходимо помнить, что в этих местах сосредоточено большое количество радиоактивных продуктов [3, 5].

Вторая часть антропогенного плутония – от 7 до 10 т – распылена по земному шару в результате поступления его в окружающую среду из различных антропогенных источников [1]. При этом вторичными источниками радиоактивного загрязнения абиогенных и биогенных компонентов водных и наземных экосистем служат акватории и территории, загрязненные радиоактивными веществами различной этимологии: океанические острова и наземные полигоны, на которых в прошлом проводили ядерные испытания, близлежащие площади вокруг ядерных производств, зоны радиоактивных аварий: близ Уиндскейла (Великобритания), Кыштыма (Россия), Чернобыля (Украина), зоны аварий космических аппаратов (“Космос-954”, “SNAP-9A”) и другие [2, 4, 6, 7].

На современном этапе антропогенные запасы плутония превышают природные в десятки тысяч раз, хотя история техногенного плутония насчитывает всего немногим более полувека (самый важный в практическом отношении изотоп плутония ^{239}Pu был открыт в 1941 г.) и количество техногенного плутония продолжает увеличиваться в результате функционирования ядерных технологий [2, 3].

Значительные темпы увеличения содержания плутония в биосфере, его высокая радиотоксичность (особенно альфа-излучающих изотопов и, в частности, ^{239}Pu), а также дальнейшее развитие ядерной промышленности, обусловливают необходимость изучения поведения плутония в окружающей среде, включая морские экосистемы.

Целью представленной работы было изучение миграции и распределения радиоизоторов плутония (^{238}Pu,$^{239,240}Pu$) в абиогенных и основных биогенных компонентах экосистемы Черного моря в постчернобыльский период.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Нами проведены определения концентраций $^{238,239,240}Pu$ в 1998–2005 гг. в черноморских гидробионтах из прибрежных акваторий у крымского побережья: бурых многоклеточных водорослях *Cystoseira crinita (Desf.) Bory*, зеленых многоклеточных водорослях *Ulva rigida Ag.*, двустворчатых моллюсках *Mytilus galloprovincialis Lam.* и рыбах: *Trachurus mediterramium ponticus Aleev, Merlangus merlangus euxinus и Sprattus sprattus phalericus (Risso).*

Для определения радиоизотопов плутония (^{238}Pu, $^{239-240}Pu$) использовали известный радиохимический метод [8, 9], который позволяет определять их в морской воде, донных отложениях и гидробионтах. Метод основан на

химическом выделении плутония из природных образцов с последующей очисткой и отделением его от других химических элементов на колонках с ионообменной смолой и изготовлением альфа-радиоактивных препаратов путем соосаждения плутония с фторидом лантана на мембранные фильтры [9] и последующим измерением активности радиоизотопов плутония (^{238}Pu, $^{239-240}Pu$, ^{242}Pu) на альфа-спектрометре. Количественное определение радиоизотопов плутония производили по спектрам альфа-излучения препаратов с использованием радиоактивного индикатора ^{242}Pu. Химический выход плутония варьировал от 70 до 95%. Чувствительность метода $n \cdot 10^{-13}$ Ки или $3{,}7 \cdot 10^{-3}$ Бк на пробу. При выполнении измерений использовали альфа-спектрометр EG&G ORTEC OCTETE PC, который предоставлен Институту биологии южных морей НАНУ Международным Агентством по Атомной Энергии (МАГАТЭ) по проекту RER/2/003 "Marine Environmental Assessment in the Black Sea Region". Статистическую обработку результатов осуществляли стандартными методами [10, 11]. Допустимая погрешность определения не превышала 20% .

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Поступление изотопов плутония в Черное море после аварии на ЧАЭС

После аварии на Чернобыльской АЭС произошло дополнительное (к глобальным выпадениям) радиоактивное загрязнение Черного моря, в том числе и радиоактивными изотопами плутония. По сравнению с другими морскими акваториями Черное море подверглось более сильному

радиоактивному загрязнению вследствие близости к источнику (ЧАЭС) как самого моря, так и значительной части его водосборного бассейна, включающего две крупные реки – Дунай и Днепр. Черное море попало в одну из трех зон с более высокой плотностью радиоактивных чернобыльских выпадений – зону так называемого "южного следа" [3, 12-14]. О поступлении изотопов плутония с радиоактивными выпадениями на акваторию Черного моря после аварии свидетельствуют также данные, приведенные на структурной карте загрязнения территории Украины плутонием, согласно которой зоны выпадений с плотностью до 110 Бк $м^{-2}$ достигли части Крымского полуострова и других районов черноморского побережья [14].

Уже в первые месяцы после аварии было зафиксировано поступление изотопов плутония в составе чернобыльских радиоактивных выпадений в поверхностные воды Черного моря. В результате этих выпадений в поверхностных черноморских водах были сформированы концентрации $^{239,240}Pu$ чернобыльского происхождения в диапазоне 3.5–8.5 мБк $м^{-3}$ и суммарные концентрации $^{239,240}Pu$ 7–17 мБк $м^{-3}$ в соотношении примерно 1:1 с $^{239,240}Pu$ глобальных выпадений.

Подтверждением поступления чернобыльского радиоактивного загрязнения в Черное море в этот период служили также данные о сравнительно высоком содержании ^{242}Cm, так как для этого радионуклида, имеющего короткий период полураспада (163 суток), было характерно относительно высокое содержание в чернобыльских выпадениях в первые годы после аварии. Данные о максимальных концентрациях трансурановых элементов в открытой западной и южной частях Черного моря в поверхностной воде в 1986 г. после аварии на ЧАЭС представлены на рисунке 1 [13, 14, 18, 19].

Наряду с атмосферными радиоактивными выпадениями, одним из основных источников поступления изотопов плутония в Черное море в последующие годы был речной сток [13, 15,16].

Изотопы плутония в воде Черного моря

Изучение в 1986–1989 гг. содержания ^{238}Pu и $^{239,240}Pu$ в черноморских водах в центральной и южной частях моря показало, что отношение $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ составляло приблизительно 0.1–0.3 [16-19]. Это указывало на то, что суммарная концентрация плутония обусловлена радиоизотопами как чернобыльского, так и глобального происхождения. Соотношение этих составляющих зависело от истории и путей поступления чернобыльского радиоактивного загрязнения. В целом изотопы плутония чернобыльского происхождения составляли меньшую часть от суммарного загрязнения.

Рисунок 1.Концентрация трансурановых нуклидов в поверхностной воде Черного моря в июне и сентябре 1986 г., где 1 - ^{238}Pu, 2 - $^{239,240}Pu$, 3 - ^{241}Am, 4 - ^{242}Cm

Иную картину наблюдали в северо–западной части Черного моря, где поступление радионуклидов с речным стоком (реки Днепр, Дунай, Днестр, Южный Буг и Северо–Крымский канал) было значимым наряду с атмосферными радиоактивными выпадениями [16, 20]. В северо–западной части моря и в устьевых зонах концентрации $^{239,240}Pu$ составляли приблизительно 0.3 Бк м$^{-3}$ [16], при этом отношение $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ изменялось в пределах 0.4–0.5, что указывало на преобладающую долю чернобыльских изотопов плутония в их суммарном количестве в этих районах. Но даже такие сравнительно высокие концентрации плутония в воде были на несколько порядков величин ниже ПДК для питьевой воды и угрозы здоровью человека и живой природе не представляли [21, 22].

В первые годы после аварии в воде Днепровского лимана концентрации $^{239,240}Pu$ составляли 1-2 Бк м$^{-3}$, а в Каркинитском заливе и в зоне поступления вод Северо-Крымского канала были почти на порядок меньше [16]. В периоды весенних паводков наблюдалось резкое возрастание выноса плутония с речными водами, но со временем интенсивность этого процесса снижалась. К концу 1980-х годов во время паводков концентрации изотопов плутония в воде уменьшились в десятки и сотни раз, по сравнению с 1986 г. В дальнейшем также происходило сглаживание внутригодовых колебаний выноса плутония с речным стоком и уменьшение его поступления в Черное море [13]. Уже в начале 90-х годов поступление изотопов плутония с речным стоком снизилось и составило за весь период времени в целом менее 10 ГБк $^{239,240}Pu$ или приблизительно 0.1 % от запасов этих изотопов в ближней зоне ЧАЭС [23, 24].

Поступление плутония и америция в Черное море в последующие годы различными путями и их миграция

сформировало наблюдаемые концентрации в воде. Более чем через 10 лет после аварии на ЧАЭС концентрации в северо-западной и западной частях моря составляли 3.1-4.0 мБк м$^{-3}$ для ^{239,240}Pu и 1.7 мБк м$^{-3}$ для ^{241}Am. Концентрации ^{239,240}Pu у крымского побережья были равны 3.0-4.0 мБк м$^{-3}$, в глубоководной зоне центральной и южной частей моря – 4.1-6.4 мБк м$^{-3}$ и у северо-восточного побережья – 9.1 мБк м$^{-3}$ [25, 26, 27]. В поверхностных водах открытой части моря (без учета локальных повышений в устьевых зонах в определенные периоды) самые высокие концентрации наблюдались в начальный период после аварии, а затем концентрации ^{239,240}Pu снижались. Изменение средней концентрации ^{239,240}Pu в поверхностной воде Черного моря в период 1986-2000 гг. показаны на рисунке 2.

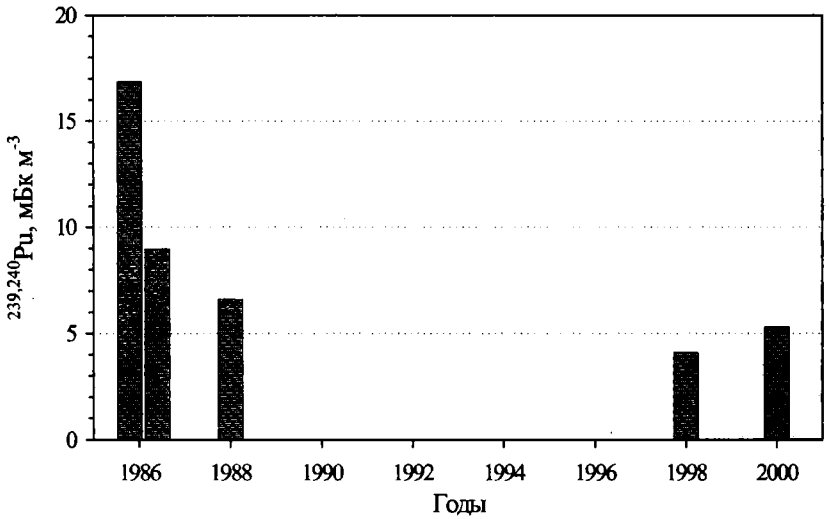


Рисунок 2. Изменение средней концентрации ^{239,240}Pu в поверхностной воде Черного моря в период 1986-2000 гг. [16-19, 23-27]

Обобщенные и усредненные данные по акватории всего моря показывают, что средняя концентрация $^{239,240}Pu$ в его поверхностных водах на 2000 г. была 5.3 ± 2.3 мБк м$^{-3}$ [5]. Диапазон наблюдаемых концентраций $^{239,240}Pu$ в черноморских поверхностных водах в разных районах в этот период составлял 2–20 мБк м$^{-3}$.

Характер загрязнения глубинных вод Черного моря связан как с условиями и интенсивностью радиоактивного загрязнения, так и с физико-химическими свойствами радионуклидов и среды. Подавляющее большинство океанических и морских вод характеризуются окислительными свойствами во всей толще. В Черном же море сероводородная зона с восстановительными свойствами занимает толщу вод глубже 150-200 м, выше которой располагается субоксидная зона и только выше этих слоев залегает верхний слой с окислительными свойствами вод [28, 29]. Так как плутоний – химический элемент, который может находиться в разных состояниях валентности (III, IV, V, VI) в зависимости от редокс–условий среды [30], то специфические условия черноморских вод влияли на состояние, в котором находился плутоний, что сказывалось на его глубинном распределении. После аварии на ЧАЭС в 1988 г. в Черном море были проведены исследования по определению состояния плутония в разных степенях окисления на различных глубинах в западной глубоководной части моря [25]. Вертикальные распределения концентрации $^{239,240}Pu$ в различных степенях окисления в глубоководной части Черного моря показано на рисунке 3.

Как следует из представленных данных, в поверхностной воде около 70 % плутония находилось в восстановленной форме, на глубинах 50–90 м преобладала окисленная форма, а на глубинах 95–120 м и ниже (за исключением

аномального значения на глубине 150 м на второй станции) практически весь плутоний переходил в восстановленную форму. Было также показано, что растворенный плутоний находился преимущественно в шестивалентной форме, а на взвешенном веществе – как Pu (III) и Pu (IV) [15]. Таким образом, окислительно–восстановительный потенциал среды может изменять соотношение плутония в растворе и на взвеси и влиять на его миграцию в водных слоях.

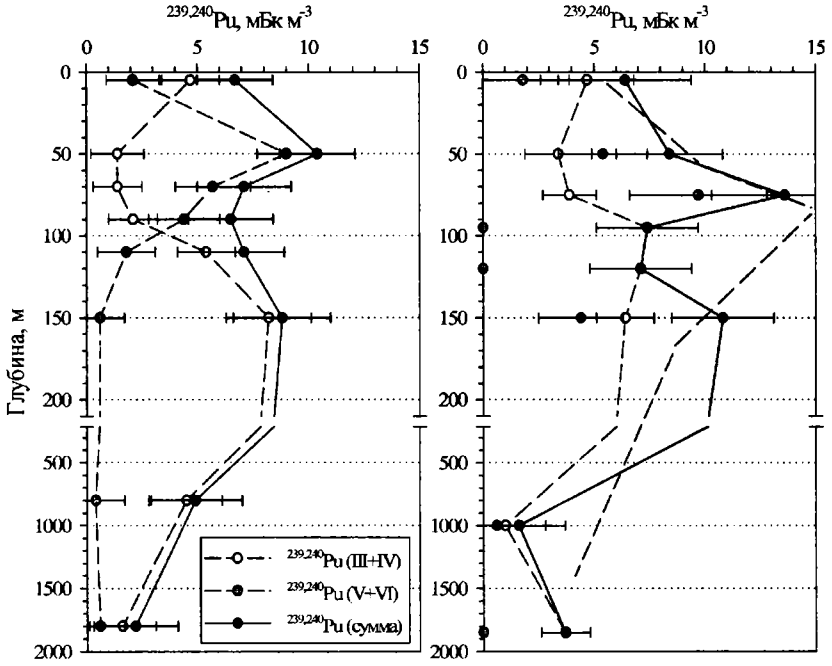


Рисунок 3. Вертикальное распределение концентрации $^{239,240}Pu$ в различных степенях окисления в глубоководной части Черного моря (нулевыми на правом рисунке нанесены значения ниже предела детектирования) [25]

Основываясь на натурных данных по вертикальному распределению $^{239,240}Pu$, была сделана оценка поступления этих радионуклидов и их интегрального содержания в водной толще до 1900 м [25]. Она приблизительно равна 9 Бк $м^{-2}$, что составляет менее 10 % от плотности глобальных выпадений плутония в широтном поясе 40°–50° N [31]. Очевидно, что низкое содержание плутония в водной толще Черного моря, обусловленное преобладанием восстановленных форм, определяло его активную ассоциацию со взвешенным веществом. Такая форма нахождения плутония способствовала высокой скорости его переноса в глубинные слои воды и в донные отложения. Это привело к формированию более низкого содержания плутония в водной толще и более высокого содержания в донных отложениях Черного моря по сравнению с другими морями. Так, например, в Средиземном море и Атлантическом океане 90 % и более от общего содержания плутония находилось в водной толще. Распределение $^{238,239,240}Pu$ между водой и донными отложениями в Черном и Средиземном морях представлено на рисунке 4. В Средиземном море плутоний пребывал преимущественно (>85 %) в окисленной форме и его интегральное содержание в водной толще было оценено в 48–63 Бк $м^{-2}$ [5, 18, 25, 31].

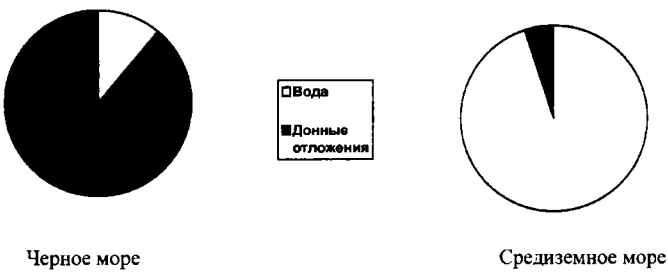


Рисунок 4. Распределение $^{238,239,240}Pu$ между водой и донными отложениями в Черном и Средиземном морях [5, 18, 25, 31]

Сравнение экологической ситуации в Черном море в отношении плутония с другими морскими и океаническими акваториями показывает, что по концентрации $^{239,240}Pu$ в поверхностных водах Черное море занимает промежуточное место, согласно оценкам МАГАТЭ, проведенным на 01.01.2000 г. Концентрации $^{239,240}Pu$ в поверхностном слое воды различных акваторий земного шара представлены на рисунке 5 [5]. Концентрация $^{239,240}Pu$ в поверхностных водах Черного моря была примерно в 2–5 раз выше, чем в таких относительно чистых районах, как Южный океан, южная и центральная часть Атлантического океана, северная, экваториальная и южная части Тихого океана, а также в Аравийском и Балтийском морях. В то же самое время, концентрация плутония в поверхностных водах Черного моря была значительно ниже, чем в других европейских морях: Ирландском, Северном, Баренцовом и Средиземном. Такая радиоэкологическая ситуация в различных океанических и морских акваториях определяется природными условиями, историей формирования и функционирования источников радиоактивного загрязнения окружающей среды, составом радиоактивных выпадений и резидентным временем пребывания радиоизотопов в поверхностных водах, которое для $^{239,240}Pu$ в океанических водах оценивается в среднем 13±1 г. [5]. При сравнительном рассмотрении радиоэкологической ситуации в отношении $^{239,240}Pu$ и двух других основных дозообразующих радионуклидов чернобыльского происхождения (^{137}Cs, ^{90}Sr) можно отметить следующие особенности. Среди океанических и морских акваторий по загрязнению поверхностных вод ^{137}Cs и ^{90}Sr Черное море входит в группу наиболее загрязненных акваторий в мире. В отношении ^{90}Sr в поверхностных водах таковыми являются: Ирландское море – 49±83, Черное море – 17±6 и Балтийское море

– 11±3 Бк м$^{-3}$, а в отношении ^{137}Cs – Балтийское море 61±19, Ирландское море – 57±35, Черное море – 25±3 Бк м$^{-3}$ [5]. На современном этапе радиоэкологическая ситуация в экосистеме Черного моря в отношении альфа–излучающих радиоизотопов ^{239,240}Pu (по сравнению со ^{90}Sr и ^{137}Cs в абсолютных величинах концентраций) более благоприятна.

Однако, несмотря на значительно более высокие значения резидентного времени для ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностном слое и другие особенности миграции этих радиоизотопов в морской среде [5, 32, 33], только благодаря значительно более коротким периодам полураспада ^{90}Sr и ^{137}Cs (соответственно 28.78 и 30.07 г.), по сравнению с таковыми для ^{239}Pu и ^{240}Pu (соответственно 24110 и 6563 г.), с течением времени (около двухсот лет) активность ^{90}Sr и ^{137}Cs снизится до уровней ^{239,240}Pu и в дальнейшем будет уменьшаться с такой же скоростью, тогда как активность ^{239,240}Pu, аккумулированная в экосистеме Черного моря, будет оставаться практически неизменной многие сотни лет.

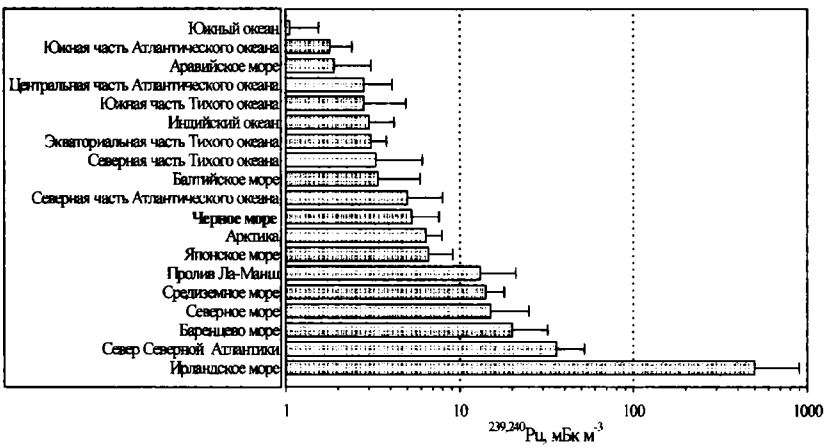


Рисунок 5. Концентрации ^{239,240}Pu в поверхностном слое воды различных акваторий земного шара [5]

Изотопы плутония в гидробионтах Черного моря

Радиоактивное загрязнение вод Черного моря привело к поступлению плутония и америция в биотические компоненты экосистемы моря. Морские и пресноводные гидробионты обладают значительной аккумулирующей способностью в отношении ТУЭ, что проявляется в накоплении этих радионуклидов в концентрациях, значительно превышающих их концентрации в морской воде.

В севастопольской акватории Черного моря в 1998-2004 гг. в бурой водоросли цистозире (*Cystoseira crinita* (Desf.) Bory) концентрация ^{239,240}Pu изменялась в пределах 1-4.9 мБк кг$^{-1}$ сырой массы [34-36]. Эти концентрации по порядку величины были близки к результатам, полученным для бурой водоросли *Cystoseira barbata* (Good. et Wood) в этот период для прибрежной зоны северо-восточной части Черного моря, которые составляли 6.4-13.6 мБк кг$^{-1}$ сырой массы [27]. В зеленой водоросли *Ulva rigida* Ag. концентрация ^{239,240}Pu составляла 1.2 мБк кг$^{-1}$ сырой массы в прибрежной акватории Севастополя [34-36].

Концентрация ^{239,240}Pu в двустворчатых моллюсках мидиях (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) у берегов Севастополя была 0.8-1.9 мБк кг$^{-1}$ сырой массы [34-36], а у берегов Сочи и Анапы – 1.5-2.4 мБк кг$^{-1}$ сырой массы [27].

У северо–восточных берегов Черного моря и в севастопольской акватории определяли содержание ^{239,240}Pu в следующих видах рыб: *Sprattus sprattus phalericus* (Risso), *Trachus mediterraneus ponticus* Aleev и *Merlangus merlangus euxinus* (Nordmann) [27, 35, 36]. В 1998-2003 гг. концентрация ^{239,240}Pu в рыбах составляла 0.3-1.8 у северо-восточного побережья и 0.4-1.1 мБк кг$^{-1}$ сырой массы у берегов Крыма.

Для количественной характеристики аккумулирующей способности различных компонентов экосистемы использовали коэффициент накопления ($К_Н$). Наибольшую аккумулирующую способность в отношении плутония среди изученных черноморских гидробионтов у крымского побережья проявляли водоросли, для которых $К_Н$ изменялись от 330 до 1630; немного ниже были значения $К_Н$ для моллюсков - 260-630 и самые низкие $К_Н$ у представителей рыб - 130-270. Значения $К_Н$ плутония черноморскими гидробионтами у кавказского побережья составляли аналогичный порядок величин: для макрофитов – 800-1490, для моллюсков – 170-340 и для рыб – 30-160. Осреднённые $К_Н$ плутония для разных таксономических групп черноморских гидробионтов и донных отложений представлены на рисунке 6 [27, 34-36].

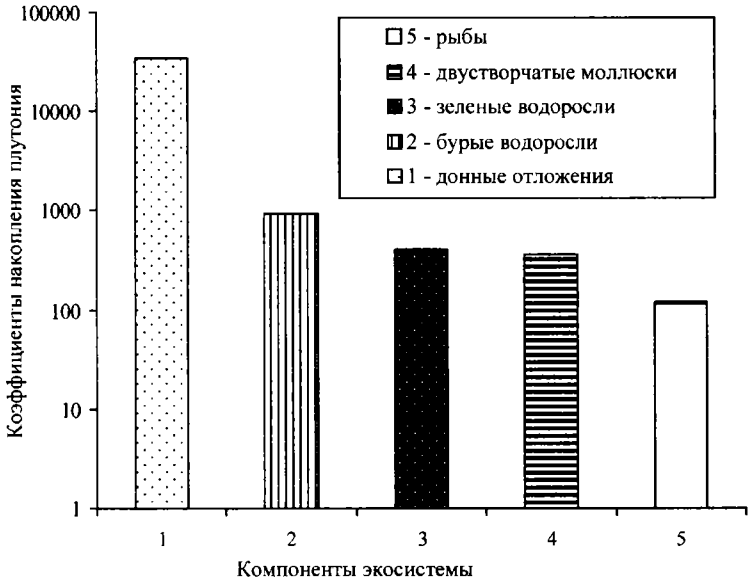


Рисунок 6. Средние коэффициенты накопления $^{239,240}Pu$ абиотической и биотическими компонентами черноморских экосистем [27, 34-36]

Сравнение уровней содержания изотопов плутония в черноморских гидробионтах с таковыми для водных организмов других морей показало, что гидробионты близких таксономических групп характеризовались близкими по значению коэффициентами накопления плутония при разных уровнях содержания этих радиоизотопов в биогенных компонентах морских экосистем. Это было обусловлено, прежде всего, разным уровнем содержания плутония в водах разных морей. При наличии локальных неоднородностей в содержании плутония в пределах одного водоема это обстоятельство сказывалось на содержании этого радиоизотопа в биоте. Например, если в Ирландском море наблюдалась значительная вариабельность концентрации $^{239,240}Pu$ в воде – 500±400 мБк $м^{-3}$ (концентрации $^{239,240}Pu$ в воде различных морских акваторий представлены на рисунке 5), то и концентрации $^{239,240}Pu$ в моллюсках *Mytilus edulis* варьировали от 16±1 до 1050±40 мБк $кг^{-1}$ сухой массы, а концентрации ^{238}Pu – от 0.9±0.3 до 205±9 мБк $кг^{-1}$ сухой массы [37, 38]. Как видно из приведенных данных, превышение на два порядка средней концентрации $^{239,240}Pu$ в водах Ирландского моря, по сравнению с Черным морем, привело к формированию в моллюсках концентраций $^{239,240}Pu$, превышающих таковые в черноморских моллюсках также на два порядка (учитывая, что данные по *Mytilus edulis* представлены на сухую массу). В Балтийском море, где средние концентрации $^{239,240}Pu$ в воде незначительно отличаются от черноморских, $К_Н$ для *Mytilus edulis* составляли 400±170 [39], что близко к результатам, полученным для черноморских мидий (360±100). У берегов Сирии концентрации $^{239,240}Pu$ в гидрофитах разных таксономических групп изменялось от 41±17 до 83±12 мБк $кг^{-1}$ сырого веса, а в рыбах концентрация $^{239,240}Pu$ была 17±4 мБк $кг^{-1}$ сырой массы [40] при средней концент-

рации $^{239,240}Pu$ в поверхностных водах Средиземного моря 14±4 мБк $м^{-3}$, что дает значения $К_н$ близкие для аналогичных групп черноморских гидробионтов. У испанских берегов в районах, подверженных влиянию АЭС, $К_н$ плутония в макрофитах составляли до $5 \cdot 10^4$, а для моллюсков – до $3 \cdot 10^3$ [41]. По обобщенным данным для морей северной Европы $К_н$ плутония в рыбах составляли около 40, а в моллюсках около $3 \cdot 10^3$ [37]. Для гидробионтов Японского моря $К_н$ изменялись в следующих пределах: для макрофитов – 210–5300, для двустворчатых моллюсков – 100–760, для рыб – 5–50 [42]. Несмотря на широкий диапазон изменения величин $К_н$ $^{239,240}Pu$ гидробионтами разных морских акваторий, включая Черное море, повсеместно самые высокие $К_н$ плутония наблюдались в макрофитах, близкие к таковым значения – в двустворчатых моллюсках и самые низкие – в рыбах.

Плутоний в донных отложениях Черного моря

После поступления ТУЭ в морскую среду в растворимой и во взвешенной формах происходит их перераспределение в абиогенных и биогенных компонентах морских экосистем. Одно из важнейших мест в этих процессах занимают донные отложения. Донные отложения как пресноводных, так и морских экосистем служат основным депо ТУЭ.

В Черном море роль донных отложений, как депо изотопов плутония, усиливается восстановительными условиями в основной толще вод моря, которые способствуют более быстрому их переносу в донные отложения [18, 25]. Восстановительные свойства глубинных черноморских вод формируют такие же условия и во всей толще самих донных отложений. Восстановительные условия в толще донных отложений также приводят к полному отсутствию биотур-

баций, которые характерны для большинства других морей и океанов. Это делает черноморские донные отложения уникальным обширным природным архивом информации об истории депонирования естественных и антропогенных соединений [18], в том числе плутония и америция. Проведенные исследования послойного распределения изотопов плутония и америция в донных отложениях северо-западной части моря [43] свидетельствуют о том, что в период максимального поступления чернобыльских радионуклидов концентрация $^{239,240}Pu$ в поверхностном слое донных отложений составляла 523 мБк кг$^{-1}$, ^{238}Pu – 42 мБк кг$^{-1}$ и ^{241}Am – 193 мБк кг$^{-1}$. Максимальное поступление плутония и америция в северо–западную часть моря с речным стоком было приурочено к концу 80–х и началу 90–х годов XX века, что отражало транзитное время переноса терригенных частиц как основного источника поступления этих радионуклидов с водосборных площадей в устьевые зоны [16, 43]. К концу 90–х годов концентрации плутония и америция в поверхностных слоях донных отложений северо–западной части уменьшились, вследствие оседания менее загрязненных на максимально загрязненные донные отложения, и стабилизировались. В этот период концентрации $^{239,240}Pu$ составляли 170 мБк-кг$^{-1}$, ^{238}Pu – 14 мБк кг$^{-1}$ и ^{241}Am приблизительно 100 мБк кг$^{-1}$.

В зависимости от интенсивности чернобыльских выпадений и условий миграции плутония и америция к настоящему времени сформировалось неоднородное распределение концентрации этих ТУЭ в поверхностном слое донных отложений прибрежных и глубоководных районов Черного моря, которое представлено на рисунке 7 [27, 34-36].

На величину концентраций плутония в черноморских донных отложениях, наряду с другими условиями, влияет

гранулометрический состав отложений. В илистых донных отложениях наблюдались более высокие концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{238}Pu по сравнению с песчанистыми донными отложениями, что иллюстрируют данные, представленные на рисунке 7 и рисунке 8. В севастопольских бухтах максимальные концентрации радиоизотопов плутония были определены в илистых донных отложениях Стрелецкой бухты (430 мБк кг$^{-1}$ для $^{239,240}Pu$ и 45 мБк кг$^{-1}$ для ^{238}Pu). В заиленных песках (вход в Севастопольскую бухту и Казачья бухта) концентрации радиоизотопов плутония составляли 86–110 мБк кг$^{-1}$ для $^{239,240}Pu$ и 6–81 мБк кг$^{-1}$ для ^{238}Pu. Средние концентрации радиоизотопов плутония в донных отложениях севастопольских бухт показаны на рисунке 8 [34-36]. В настоящее время в черноморских донных отложениях концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{238}Pu составляют несколько сот и несколько десятков мБк кг$^{-1}$, соответственно.

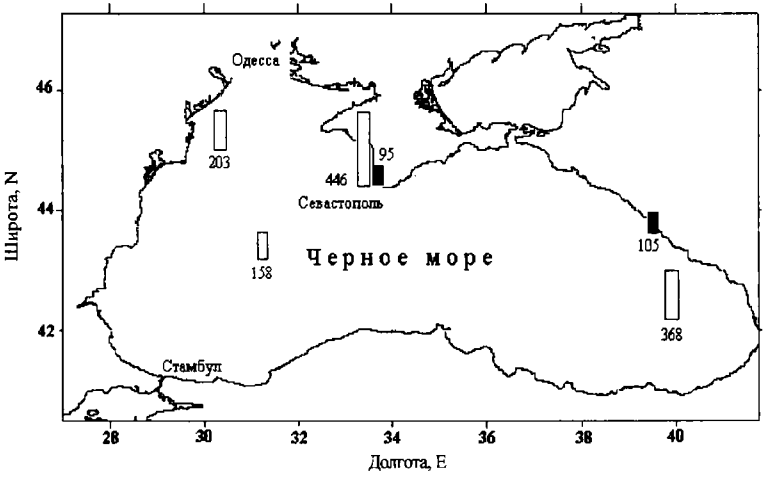


Рисунок 7. Концентрации $^{239,240}Pu$ (мБк кг$^{-1}$ сухой массы) в поверхностном слое донных отложений Черного моря в 1998-2003 гг., где: □ – илы; ■ – песчанистые донные отложения [27, 34-36]

В донных отложениях центральной глубоководной части Черного моря удельное содержание $^{239,240}Pu$ было оценено в 75 Бк м$^{-2}$ [44], тогда как удельное содержание $^{239,240}Pu$ в донных отложениях Средиземного моря было оценено всего в 3 Бк м$^{-2}$ [5], что составляет всего лишь 1/25 часть от такового в Черном море. Таким образом, в Черном море суммарное интегральное содержание $^{239,240}Pu$ в водной толще и в донных отложениях составляет 84 Бк м$^{-2}$, а в Средиземном море – 51–63 Бк м$^{-2}$ (рисунок 4). В Черном море основное количество плутония находится в донных отложениях, а в Средиземном море, наоборот, – в водной толще. Такое распределение обусловлено восстановительными условиями черноморских вод и их влиянием на процессы

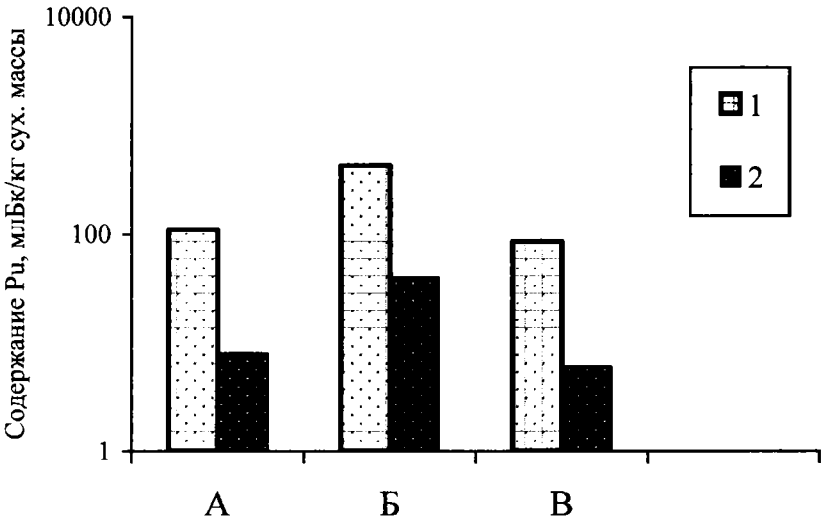


Рисунок 8. Средние концентрации радиоизотопов плутония в донных отложениях севастопольских бухт, где:
1 – $^{239+240}Pu$; 2 - ^{238}Pu;
А – Севастопольская бухта (вход), **В** – Стрелецкая бухта, **С** – Казачья бухта [34-36]

биогеохимического цикла плутония. Вследствие этого время самоочищения черноморских вод от изотопов плутония существенно меньше по сравнению с таковым для Средиземного моря.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, после аварии на ЧАЭС поступление некоторых ТУЭ ($^{238,239,240}Pu$, ^{241}Am, ^{242}Cm) в черноморские воды непосредственно с атмосферными выпадениями было зафиксировано практически на всей акватории Черного моря. Выпадения радиоизотопов плутония характеризовались пятнистостью и составляли для поверхностных вод менее 50 % от уровней загрязнения изотопами плутония глобального происхождения. Самые высокие концентрации плутония были зафиксированы в районах поступления речного стока больших рек (особенно в Днепровско-Бугском лимане) и вод Северо–Крымского канала в северо–западной части моря, при этом преобладающая часть плутония была чернобыльского происхождения.

Из–за особенностей окислительно–восстановительных условий в Черном море скорость переноса плутония из водной толщи в донные отложения существенно выше, чем в кислородсодержащих водах остальных океанических и морских водоемов. Поэтому в Черном море время самоочищения водной толщи от радиоизотопов плутония существенно меньше, чем таковое для вод Средиземного моря. Этим и объясняется сравнительно более низкое содержание плутония в водной толще Черного моря в настоящее время по сравнению со Средиземным морем и водами части Атлантики, находящимися с Черным морем в одном широтном поясе. Интегральное содержание плутония в глубоководной части Черного моря было оценено примерно в 9 Бк $м^{-2}$.

Суммарное воздействие природных и антропогенных факторов привело на современном этапе к формированию в поверхностных водах Черного моря средней концентрации $^{239,240}Pu$ равной 5.3±2.3 мБк $м^{-3}$. Следовательно, Черное море в отношении загрязненности изотопами плутония занимает промежуточное место среди всех изученных морских и океанических акваторий.

Черноморские гидробионты проявили значительную аккумулирующую способность в отношении плутония. $К_Н$ составляли величины от $n \cdot 10^1$ до $n \cdot 10^3$ в зависимости от видовой принадлежности гидробионтов. У гидробионтов различных морей, включая Черное море, аккумулирующая способность в отношении плутония уменьшалась в ряду: макрофиты > моллюски > рыбы.

Наибольшая аккумулирующая способность в отношении плутония была характерна для бурых многоклеточных водорослей, но их коэффициенты накопления были практически на два порядка ниже таковых для донных отложений, к тому же масса донных отложений значительно превышает массу биотической компоненты черноморской экосистемы. В связи с этим гидробионты аккумулируют в себе относительно незначительную часть плутония, поступившего в море, по сравнению с донными отложениями. Но в то же время, обладая значительной аккумулирующей способностью, морские макрофиты, моллюски и, в меньшей степени, рыбы накапливают плутоний до более высоких уровней, по сравнению с их содержанием в воде, и, тем самым, способствуют увеличению потока плутония к высшим звеньям пищевых цепей, включая человека, потребляющего морские продукты.

Сравнение $К_Н$ плутония в биотических и абиотических компонентах черноморских экосистем свидетельствует о

лидирующей роли донных отложений в перераспределении этого радиоэлемента в экосистемах. Для донных отложений наблюдались самые высокие $К_н$, которые превышали таковые для биотических компонентов практически на 2 порядка величин. При этом аккумулирующая способность донных отложений зависит от их гранулометрического состава. Для песчанистых донных отложений $К_н$ были на 1–2 порядка ниже, чем для илистых осадков. Основным депо плутония в Черном море служат донные отложения.

Таким образом, Черное море, которое принадлежит к морям средиземноморского типа и находится в зоне расположения промышленно развитых государств, не относится к числу морей с наиболее загрязненными изотопами плутония поверхностными водами. Тем не менее, оно подвержено регистрируемому антропогенному загрязнению целым набором радионуклидов техногенного происхождения, включая и ТУЭ. Так как многие ТУЭ, в том числе плутоний, имеют большие периоды полураспада (сотни и десятки тысяч лет), то альфа–излучение этих техногенных радионуклидов будет оставаться радиоэкологическим фактором на протяжении многих сотен лет. Сложившаяся ситуация в морской среде и вероятность возникновения новых источников радиоактивного загрязнения, а также дальнейшие перспективы развития и функционирования ядерной энергетики в черноморском и в соседних регионах обуславливают необходимость дальнейшего изучения радиоэкологии ТУЭ в Черном море, в том числе их биогеохимической миграции в биогенных и абиогенных компонентах черноморских экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Воробьев Г. В., Дмитриев А. М., Дьяков А. С. и др. Плутоний в России. Экология, экономика, политика. Независимый анализ. – Москва, 1994. – 141 с.
2. Трансурановые элементы в окружающей среде / Под ред. Хэнсона У. С. – Москва: Энергоатомиздат, 1985. – 343 с.
3. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – Москва: Мир, 1999. – 511 с.
4. Поликарпов Г. Г., Ааркрог А. Источники радиоактивного загрязнения окружающей среды в России, Украине, Казахстане // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1993. – Т. 33, N 1. – С. 15 - 24.
5. Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS). Radionuclide Levels in Oceans and Seas. – Austria: IAEA, 2005. – 187 p.
6. Трапезников А. В., Трапезникова В. Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. – Екатеринбург: Изд-во УрТСХА, 2006. – 390 с.
7. Аненков Б. Н., Егоров А. В., Ильязов Р. Г. Радиационные аварии и ликвидации их последствий в агросфере – Казань: Изд-во «Фэн» Академии наук РТ, 2004. – 408 с.
8. Talvitie N. A. Radiochemical determination of plutonium in environmental and biological samples by ion exchange // Analitical Chemistry, 1991. – V. 43, N. 13. – P. 1827-830.
9. Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. Н., Федорова З. М. и др. Методика определения плутония в почве // Радиохимия, 1984. – Т.26, № 4. – С. 260 – 267.
10. Klaus Mayer. IAEA Regional Advanced Training Course on Quality Managment in Environmental Applications of Nuclear Analytical Techniques, 23 August – 3 September 1999. – European Commission, Join Research Centre, Institute for Transuranium Elements. - Karlsruhe, Germany, 2000 – 210 p.
11. Урбах В. Ю. Биометрические методы, М.: Наука. – 1964. – 362 с.

12. Mourad R. Source Term of the Chernobyl Accident / Joint OECD/ CEC Workshop on Recent Advances in Reactor Acident Consequence Assessment. Rome, Italy 25–29 January. CSNI, 1988. – Report 145. – 72 p.
13. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Израэля Ю. А. – Ленинград: Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.
14. Чернобыльская катастрофа / Под ред. Барьяхтара В. Г.– Киев: Наукова думка, 1995 – 559 с.
15. Никитин А. И., Мединец В. И., Чумичев В. Б. и др. Радиоактивное загрязнение Черного моря вследствие аврии на Чернобыльской АЭС по состоянию на октябрь 1986 г. // Атомная энергия, 1988. – Т. 65, Вып. 2. – С. 134 – 137.
16. Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoschuk V. I. et al. Radionuclides migration in the Dnieper River Caskade, the Dnieper-Bug estuary and the Black Sea shallow waters // The SCOPE-RADPATH meeting "Biochemical Pathways of Artificial Radionuclides" Essex University,12-20 Apr., 1991. – Preprint – 24 p.
17. Buesseler K. O., Casso S. A., Hartman M. C. et al. Determination of Fission–Products and Actinides in the Black Sea Following the Chernobyl Accident // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 1990. – № 138, P. 33-47.
18. Buesseler K. O., Livingston H. D. Natural and Man-Made Radionuclides in the Black Sea // Radionuclides in the Oceans. Input and Inventories. IPSN, Editions de Physique, 1996. – P. 201-217.
19. Плехов В. С. Содержание америция-241 в природных водах и методы его определения: Обзор. – Москва. – ЦНИИатоминформ, 1993. – Вып. 1(6). – 31 с.
20. Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoshchuk V. I. et al. Some data of survey of ^{90}Sr and for comparison ^{137}Cs and Pu in the Dniper river and its estuary // The SCOPE-RADPATH meeting "Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides", Lancaster, 26 – 30 March, 1990. – 18 p.
21. Нормы радиационной безопасности НРБ-76 и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/80. Москва: Энергоатомиздат. – 1981. – 95 с.

22. Нормы радиационной безопасности Украины (НРБУ-97) Государственные гигиенические нормативы. – Киев. – 2000. – 135 с.
23. Коротков А. А. Загрязнение отдельных компонентов экосистем Припяти, Днепра и Днепро-Бугского лимана изотопами плутония в результате чернобыльской аварии // Проблемы экологического мониторинга. Материалы Российской радиобиологической научно-практической конференции 26–8 февраля 1991 г. Брянск, 1991. – Ч. I. – С. 22–23.
24. Коротков А. А. Депонирование трансуранов в живых и косных компонентах водоемов ближней зоны ЧАЭС, Каховском водохранилище и Северо-Крымском канале / Радиоэкология: Успехи и перспективы. – Материалы научного семинара. – Севастополь, 1996. – С. 170-176.
25. Sanchez Arthur L., Gastaud J., Noshkin V. et al. Plutonium oxidation states in the southwestern Black Sea: evidence regarding the origin of the cold intermediate layer / Deep- Sea Research, 1991. – V. 38, Suppl. 2. – P. S845–S853.
26. Поликарпов Г. Г., Терещенко Н. Н., Коротков А. А. Изучение миграции трансурановых элементов в водных экосистемах после аварии на Чернобыльской АЭС // Геохимия биосферы I Междунар.совещание (Тез.докл). – Новороссийск, 1994. – С. 42-43.
27. Marine Environmental Assessment of the Black Sea: Working Material / Produced by IAEA, Vienna. – Austria, 2004. – 358 p.
28. Скопинцев Б. А. Формирование современного состава вод Черного моря. – Ленинград: Гидрометеоиздат, 1975. – 336 с.
29. Молисмология Черного моря / Отв. ред. Г.Г. Поликарпов. – Киев: Наук. думка, 1992. – 304 с.
30. Мефодьева М. П., Крот Н. Н. Соединения трансурановых элементов. – Москва: Наука, 1987. – 302 с.
31. Hardy E. P., Krey P. W., Nolchor H. L. Global Inventory and Distribution of Fallout Plutonium // Nature, Vol. 241, № 5390. – 1973. – P. 444-445.

32. Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г., Осват И. и др. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую ядерную аварию в отношении долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs // Мор. Экол. Журн., 2002. – Т. 1, № 1. – С. 5–15.
33. Стокозов Н. А. Долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr в Черном море после аварии на Чернобыльской АЭС и их использование в качестве трассеров процессов водообмена // Автореф. дис. канд. геогр. наук по специальности 11.00.08 – океанология, МГИ НАН Украины, Севастополь: «Севастопольска міська типографія», 2004. – 21 с.
34. Терещенко Н. Н. Радионуклиды плутония в компонентах прибрежных черноморских экосистем в акватории Севастополя // Наукові записки. – Серія біологія . – 2005. – № 4 (27). – С. 243-247.
35. Терещенко Н. Н. Аккумулирование изотопов плутония гидробионтами Черного моря // V съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность) (Москва, 10-14 апреля 2006 г.). – Москва, 2006. – II. – (Секции VI - IXA). – С. 48.
36. Tereshchenko N. N. Plutonium in biogenic and abiogenic components of the Black Sea coastal ecosystems // Modern problems of aquatic toxicology. Intern. Workshop in commemoration of Dr. Prof. Boris A. Flerov (Sept. 20-24, 2005). – Borok, 2005. – P. 135.
37. Charles D., Jones M., Cooper J. R. Radiological impact on EC Member States of routine discharges into North European water – Report of Working Group IV of CEC Project MARINA. NRPB Report, NRPB-M172, Chilton, Didcot, 1990. – 174 p.
38. Crowley M., Mitchell P. I., O'Grady J. et al. Radiocaesium and plutonium concentrations in Mytilus edulis (L.) and potential dose implications for Irish critical groups // Ocean and Shoreline Management. – 1990, N. 13. – P. 149-161.
39. Dahlgaard H. Effects of season and temperature on long-term in situ loss rates of Pu, Am, Np, Eu, Ce, Ag, Tc, Zn, Co and Mn in a Baltic Mytilus edulis population // Mar. Ecol. Prog. Ser., 1986. – N. 33. – P. 157–165.

40. Othman I., Yassine T., Bhat L. S. The measurement of some radionuclides in the marine coastal environment of Syria // Radiologycal Impact Assessment in the Southeastern Mediterranean Area / Ed. Vosniakos F. K., Cigna A. A., Foster P. et al. - Thessaloniki, 2000. – II. – P. 379–384.
41. Sanchez-Cabeza J. A., Molero J. Plutonium, americium and radiocesium in the marine environment close to the Vandellos I nuclear power plant before decommissioning // J. Environ. Radioactivity. – 2000. – V. 51. – P. 211–228.
42. Yamada M., Aono T., Hirano S. $^{239+240}Pu$ and ^{137}Cs concentrations in fish, cephalopods, crustaceans, shellfish and algae collected around the Japanese coast in the early 1990s // The Science of the Total Environment, 1999. – V. 239. – P. 131–142.
43. Гулин С. Б., Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. и др. Геохронологическая оценка радиоактивного загрязнения Черного моря / Чтения памяти Н. В. Тимофеева-Ресовского: 100-летию со дня рождения Н. В. Тимофеева-Ресовского посвящается. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000. – С. 88-99.
44. Sanchez A., Sanchez A. Z., Gastaud J. et al. Plutonium oxidation states in the southwestern Black Sea: evidence regarding the origin of the cold intermediate layer // Deep- Sea Research, 1991. – V.38, Suppl. 2. – P. 845-853.

МЕХАНИЗМЫ ПОДДЕРЖАНИЯ ГЕНЕТИЧЕСКОГО ГОМЕОСТАЗА ОБЛУЧЕННЫХ КЛЕТОК И АДАПТИВНЫЙ ОТВЕТ

А.В.Аклеев, С.А.Пушкарев

Челябинский Государственный университет
Уральский научно-практический центр радиационной медицины

Человек живет в условиях постоянного воздействия естественного радиационного фона, который как температура и свет, является необходимыми условиями для его жизнедеятельности. В последние годы принципиально изменились представления о реакциях различных биологических систем (от клетки до популяции) на воздействие ионизирующего излучения (ИИ). Классическая радиобиология, которая как самостоятельная наука начала быстро развиваться с 1896 года, не может объяснить целый ряд феноменов особенно при действии так называемых «малых» доз радиации. И это вполне естественно, так как классическая радиобиология в основном базировалась на данных полученных при остром облучении биологических объектов в больших дозах. В основном эти данные были получены в экспериментальных условиях, а также в результате наблюдений за несколькими когортами людей, которые подверглись облучению в результате радиационных аварий (авария на Чернобыльской АЭС, ПО «Маяк» и др.), атомных бомбардировок японских городов Хиросима и Нагасаки, испытаний ядерного оружия, персонала ядерных предприятий, больных, которые получали лучевую терапию по поводу различных заболеваний. Таким образом, к концу 20-го века наиболее

хорошо были изучены биологические эффекты действия больших доз радиации.

Считается общепринятым, что при превышении определенного порога дозы облучения могут развиваться так называемые детерминированные эффекты облучения. К ним относится лучевая болезнь, разнообразные формы лучевого повреждения кожи, лучевая катаракта и другие. Частота и степень тяжести этих патологических состояний определяются в первую очередь мощностью дозы облучения. Чем больше мощностью дозы и доза облучения, тем больше облученных индивидуумов будут иметь проявления лучевой патологии, и тем тяжелее она будет протекать. Среди множества факторов, вызывающих детерминированные эффекты, главным является гибель клеток (летальные радиационные повреждения).

Другой группой радиационных эффектов являются стохастические эффекты. Данные эффекты не имеют порога дозы, т.е. сколь угодно малое повышение дозы может приводить к развитию этих эффектов. Предполагается что, вероятность развития таких эффектов линейно зависит от дозы облучения, т.е. чем выше доза облучения, тем выше риск развития стохастических эффектов. В основе развития стохастических эффектов радиации лежат не летальные мутационные изменения в облученной клетке, которые не приводят ее к гибели, но которые могут привести к генетической трансформации клетки. Если такие изменения развиваются в соматических клетках организма, то у облученного индивидуума в первую очередь повышается риск развития злокачественных опухолей и лейкоза. Если подобные изменения имеют место в половых клетках облученных индивидуумов, то повышается вероятность развития неблагоприятных эффектов у их потомства.

Отдельно рассматриваются эффекты облучения эмбриона и плода, которые определяются особенностями формирования организма в эти периоды и их высокой радиочувствительностью. Наиболее важными эффектами внутриутробного облучения являются антенатальная летальность, развитие врожденных пороков развития, умственной отсталости, задержки роста и развития организма.

Однако важно отметить, что степень тяжести стохастических эффектов не зависит от дозы облучения. Более того, стохастические эффекты радиации не отличаются клинически, морфологически, биохимически, иммунологически от аналогичных заболеваний нерадиационной природы. Например, невозможно выделить среди облученного населения опухоли или лейкозы радиационной природы, так как они не отличаются от спонтанных новообразований. Результаты многолетних эпидемиологических исследований проводимых в Японии и на Южном Урале показали, что вклад радиационных злокачественных опухолей (атрибутивный риск) составляет 3-5%.

Оценки радиационного риска на Южном Урале представляют особый интерес, так как позволили отметить повышение уровня заболеваемости и смертности у хронически облученных индивидуумов (в т.ч. при малых дозах) от канцерогенных эффектов. Принимая во внимание все возрастающее использование различных источников ионизирующего излучения в энергетике, промышленности, медицине, науке, сельском хозяйстве наиболее вероятным является хроническое воздействие на человека малых доз радиации.

Возможность получения прямых оценок радиационного риска стохастических эффектов при хроническом облучении в диапазоне малых доз в эпидемиологических исследованиях методологически ограничена, так как для

этого необходимы когорты, насчитывающие миллионы облученных индивидуумов. Предполагалось, что риск малых доз радиации можно оценить, используя фактор мощности дозы (ФМД), путем экстраполяции с величин рисков при больших дозах. Предпосылкой для оценки ФМД стали экспериментальные данные, которые показали, что эффекты хронического облучения могут быть на порядок меньше эффектов острого облучения такой же дозы. В настоящее время Международная Комиссия по Радиологической Защите рекомендовала использовать ФМД, равный 2.

Однако в последние годы в радиобиологии сделан целый ряд открытий, которые показывают, что механизмы биологических эффектов малых и больших доз облучения могут принципиально отличаться. При действии малых доз радиации установлены такие специфические эффекты как, адаптивный ответ, эффект свидетеля, радиационно-индуцированная нестабильность генома, апоптоз, эффект сверхчувствительности к малым дозам.

Адаптивный ответ является одним из проявлений радиационного гормезиса, который характеризует стимулирующий эффект малых доз радиации. В настоящее время установлено, что адаптивный ответ представляет собой универсальную реакцию клеток на облучение в малых дозах, выражающуюся в приобретении устойчивости к поражающему действию излучения в большой дозе или других агентов нерадиационной природы.

В последние годы установлено, что радиация может привести к мутациям не только в самих облученных клетках, но и в клетках-потомках, что проявляется в их отсроченной репродуктивной гибели, дестабилизации хромосом, в формировании соматических мутаций, амплификации генов. **Радиационно-индуцированная нестабильность генома**

передается многим поколениям клеток, при этом генетические изменения, наблюдаемые в клетках дочерних поколений, отличаются от возникших в самой облученной клетке. Из этого следует, что радиация увеличивает частоту, с которой у потомков выживших облученных клеток при нормальном функционировании возникают спонтанные генетические изменения. Важно отметить, что в случае облучения половых клеток нестабильность генома может передаваться через плаценту потомству.

Общепринятое мнение, что биологические эффекты ионизирующего излучения связаны с не восстановленными или неправильно восстановленными повреждениями ДНК в облученных клетках. Однако, последние исследования (преимущественно ***in vitro*** при α-облучении) показали, что радиация может вызвать повреждения ДНК по механизмам независимым от прохождения трека через ядро или действия активных радикалов. В настоящее время установлено, что клетки соседние к облученным клеткам или клетки находящиеся в питательной среде от облученных клеток также могут реагировать на радиационное воздействие. Они начинают проявлять все признаки радиационного воздействия, словно сами подверглись облучению. Данное явление получило название эффект свидетеля.

Биологическое значение **апоптоза** (программируемая гибель клеток), состоит в элиминации из облученного организма клеток, имеющих не восстановленные или неправильно восстановленные повреждения ДНК.

Сверхчувствительность к малым дозам радиации определяется первичностью процессов альтерации (повреждений) ДНК и клеточных мембран, по достижении определенного числа и качества которых включаются разнообразные механизмы их репарации (восстановления).

При определенных значениях малых доз возникают условия, когда имеющихся повреждений недостаточно для запуска процессов репарации.

Все вышеуказанные эффекты крайне важны для понимания природы стохастических радиационных эффектов, так как проясняют механизмы радиационного мутагенеза, канцерогенеза и старения - главных отдаленных последствий действия ионизирующих излучений. К сожалению, вышеуказанные феномены не могут быть уже сегодня учтены при регламентации облучения, так как описывают эффекты преимущественно на клеточном уровне, в то время как, действующая концепция радиационной безопасности населения, базируется только на оценке клинически значимых биологических эффектов радиации.

Репарация радиационно-индуцированных повреждений ДНК

Повреждения ДНК и механизмы репарации

При воздействии ИИ на живые организмы в клеточных макромолекулах, в том числе в ДНК, происходят разрывы химических связей в результате как непосредственной ионизации (прямое действие), так и действия высокореактивных частиц, свободных радикалов, образовавшихся из других молекул клетки, например при радиолизе воды (непрямое или косвенное действие). Значительная часть (60-80%) повреждений ДНК, индуцируемых in vivo ИИ с малой ЛПЭ – результат косвенного действия радиации.

Повреждения ДНК существенно различаются как количественно, так и по качественному составу в зависимости от условий облучения [1]. Основные виды повреждений,

индуцируемых ИИ – это модификации оснований, «щелочно-лабильные» сайты и однонитевые разрывы (ОР), а так же двунитевые разрывы ДНК и межмолекулярные сшивки типа ДНК-белок, ДНК-ДНК [1-4].

Модификация оснований является частым событием в жизни клетки. Примерно 70–85% этих модификаций, образующихся в ДНК клеток, облучённых γ-лучами, являются результатом действия активных форм кислорода, генерируемых радиацией в среде окружения ДНК.

В водном окружении основания ДНК более подвержены действию радикалов, чем сахар, и поэтому в облучённой ДНК количество повреждённых оснований гораздо больше, чем повреждений сахара, из расчёта на определённую длину полинуклеотидной цепи. Химическая модификация оснований – главный компонент радиационных повреждений ДНК в количественном отношении [1,4,5].

Радиолиз или свободнорадикальное окисление молекулы дезоксирибозы, а так же деструкция и отщепление основания могут привести к формированию щелочно-лабильных сайтов. Большую часть таких повреждений составляют места депуринизации и депиримидинизации (АП-сайты) [4]. При увеличении pH среды до щелочных значений такие щелочно-лабильные сайты превращаются в разрывы полинуклеотидных цепей [1,3,5]. Показано, что таким путём возникает от 15 до 65% всех ОР [5].

Разрывы сахарофосфатных цепей ДНК, вызывающие ОР, – один из основных типов повреждений при действии ионизирующих излучений [5-8]. Разрывы эти могут отличаться друг от друга по концевым группам. Большинство ОР возникают в результате повреждения фосфодиэфирного остова оснований и в значительной мере после окисления углеродных атомов дезоксирибозы свободными радикалами [1,5].

Кроме того, как уже было упомянуто, причиной формирования ОР может стать возникновение щелочно-лабильных сайтов в составе цепи [4].

При совпадении однонитевых разрывов в комплементарных нитях ДНК могут возникнуть двунитевые разрывы (ДР) [1,4,5,9]. К инициации ДР могут привести как атака ОН-радикалов, так и прямая ионизация локальных сайтов ДНК. В последнем случае возможно возникновение ДР в результате единичного события ионизации. Количественный выход ДР, а так же их соотношение к другим типам повреждений находится в прямой зависимости от величины ЛПЭ излучения. Наиболее высокий выход ДР регистрируется при действии излучений с высокой ЛПЭ.

Повреждение оснований или дезоксирибозы приводит к разрыву раннее существовавших ковалентных связей и образованию новых, которые могут соединить между собой азотистые основания из разных нитей ДНК или даже основание ДНК и отдельную аминокислоту белка [4]. О межмолекулярных сшивках типа ДНК-ДНК мало информации в литературе. При облучении в биологически значимых дозах, они формируются в незначительном количестве [1,5], в отличие от сшивок ДНК-белок [1]. Как правило, высокоочищенная ДНК высших организмов содержит 0,2-0,5% прочно связанного белка. При выделении ДНК из тканей облучённых животных этот показатель возрастает [1,5].

Как и в случае с двунитевыми разрывами, для образования сшивок необходимо наличие как минимум двух близкорасположенных участков ионизации. Поэтому некоторые авторы объединяют эти виды дефектов в группу локальных множественных повреждений (ЛМП), прочие же повреждения, такие как упомянутые выше модификации оснований, АП-сайты и ОР, относят к числу одиночных или односайтовых [1].

Формирование значительной части ЛМП, включающих ДР, происходит за счёт прямого действия радиации. Поэтому выход таких повреждений зависит от величины ЛПЭ излучения. Как отмечалось выше, ИИ с большей ЛПЭ, индуцируют больше ДР, чем редкоионизирующие излучения [1].

Наряду с условиями облучения, на радиационный выход повреждений ДНК могут влиять различные клеточные факторы. К числу таких факторов относятся степень взаимодействия ДНК с белками и геометрия её укладки, уровни оксигенации и эндогенных антиоксидантов, а так же активность ферментативных систем репарации ДНК в клетке.

Показано, что количество различных повреждений ДНК, определяемых на единицу дозы при её облучении в растворе (*in vitro*), примерно в 60-100 раз выше по сравнению с количеством таких же повреждений, регистрируемых в ДНК облучённых клеток *in vivo*. Окончательное формирование структурных радиационных нарушений ДНК, значимых для мутагенеза, трансформации и гибели клеток, зависит не только от дозы и физических характеристик излучения, но и от способности клеток препятствовать химической фиксации первичных повреждений и восстанавливать их с помощью ферментативных систем [1,5].

В этой связи, механизмы, отвечающие за поддержание стабильности генома, и в том числе процессы репарации, занимают особое место в наших представлениях о формировании радиационной патологии.

В настоящее время считается, что репарация ДНК определяет радиорезистентность клетки. Репарация снижает гибель эукариотических клеток в 2-3 раза [10]. Повреждения оставшиеся нерепарированными вызывают клеточную гибель, образование хромосомных аберраций или генных

мутаций, а в отдалённые сроки после облучения приводят к хромосомной или генетической нестабильности и канцерогенезу [11].

Как уже упоминалось выше, повреждения ДНК, возникающие в облучённой клетке, могут быть довольно разнообразны. Очевидно, что для устранения различных типов дефектов требуются различные репаративные механизмы. В настоящее время не все эти механизмы изучены достаточно полно, но хорошо известно, что все они, различаясь в частностях, подчиняются некоторым общим принципам [4]. Репарация любого повреждения начинается с распознавания вида повреждения одним или несколькими белковыми факторами, объединяющимися в местах повреждений ДНК. Затем, как правило, удаляется повреждённый участок ДНК с помощью ряда ферментативных реакций. Вслед за этим фермент ДНК-полимераза синтезирует «правильный» фрагмент. Процесс репарации завершается сшиванием отдельных фрагментов ДНК-лигазой.

Таким образом, репарация – сложный процесс, включающий несколько этапов, в каждом из которых участвуют различные ферментативные системы. В ряде случаев, однако, существует возможность прямой репарации некоторых повреждений, в ходе единственной реакции.

Прямая репарация возможна, например, для однонитевых разрывов ДНК. При этом с помощью фермента ДНК полинуклеотидлигазы (от англ. ligase - соединять, связывать) происходит прямое воссоединение разорванных концов в молекуле ДНК. Известна так же репарация АП-сайтов за счет прямой вставки пуринов. Ферменты, названные инсертазами (от англ. insert - вставлять), могут вставлять в брешь такое же основание, какое было до поражения, и соединять его с сахаром. Структура ДНК приобретает

исходный неповрежденный вид [4].

Большая часть структурных нарушений в ДНК устраняется с помощью эксцизионной репарации. Специфические эндонуклеазы производят одноцепочечные разрезы (инцизия). Затем происходит удаление (эксцизия) повреждённого нуклеотида в отдельности или фрагмента нити, содержащего повреждение. Образовавшаяся брешь застраивается ДНК-полимеразой. Оставшийся в цепи разрыв сшивается лигазой [4]. Использование комплементарной (неповреждённой) цепи в качестве матрицы для ресинтеза нового отрезка ДНК позволяет рассматривать эксцизионную репарацию как один из наиболее консервативных механизмов репарации [1,4,7,9,13].

Выделяют два вида такой репарации: эксцизионную репарацию основания; (base excision repair, BER.) и эксцизионную репарацию нуклеотида, (nucleotide excision repair, NER.)

NER обычно распознаёт такие повреждения, которые создают аномальные «выступы» в ДНК или нарушают структуру спирали. Такой путь эффективен, например, при устранении фотодимеров, возникающих в результате УФ облучения [3,7,8].

Путём эксцизионной репарации оснований устраняются повреждения, приводящие лишь к небольшим изменениям в спиральной структуре ДНК: повреждённые основания, АП-сайты, и однонитевые разрывы [4,7,8]. И поскольку перечисленные дефекты составляют основную массу повреждений вызываемых ИИ, можно утверждать, что BER является одним из ключевых механизмов ответственных за устойчивость клетки к ионизирующей радиации.

Известны два варианта эксцизионной репарации оснований: репарация короткими отрезками (short-patch BER),

когда вырезается лишь один повреждённый нуклеотид и репарация длинными отрезками (long-patch BER), сопровождающаяся вырезанием цепочки из 2-10 нуклеотидов. Повреждённые основания и нормальные АП-сайты репарируются, в основном, с помощью «short-patch», аномальные (восстановленные и окисленные) АП-сайты и однонитевые разрывы - с помощью «long-patch» [4].

Эксцизионная репарация близкорасположенных ОР может спровоцировать возникновение ДР. Но формирование ДР за счёт накопления ОР происходит только если ОР появляются на противоположных нитях на расстоянии от 2 до 20 нуклеотидов.

Из всех индуцируемых ионизирующей радиацией повреждений ДНК, ДР репарируются с наименьшей скоростью. Период 50%-ного восстановления ДР составляет от 2 до 4 ч. пострадиационного времени, полное же их восстановление может потребовать и до 24 ч. [1].

В отличие от ОР, ДР реализуются с очень высокой вероятностью. Значительная часть биологических эффектов ионизирующего излучения, в том числе и радиационная гибель клеток, связана в основном с возникновением ДР в ДНК [1,5].

У эукариот обнаружены два основных пути репарации двунитевых разрывов ДНК: гомологичная рекомбинация (homologous recombination (HR)), называемая так же рекомбинационной репарацией, и негомологичное соединение концов (nonhomologous end-joining (NHEJ)) [4,6,7,8,14].

Модель рекомбинационной репарации была предложена В.Г. Королёвым и В.М. Грачёвой, а позднее М. Резником. По этой модели ДР репарируется путём рекомбинации гомологичных хромосом (неповреждённой и несущей ДР) [9,15]. Рекомбинационная репарация рассматривается как

свободный от ошибок путь, поскольку использует копию (обычно сестринскую хроматиду, доступную в ходе S и G2 фаз клеточного цикла) повреждённого сегмента как основу для проведения репарации [6,7,14].

Предполагается, что к инициации репарации ДР приводит связывание концов двунитевого разрыва с белком Rad52 [14]. Rad52 защищает нити ДНК от действия экзонуклеаз и стимулирует присоединение белка Rad51 к разорванным концам, что в свою очередь приводит к внедрению последних (или одного из них) в гомологичный дуплекс ДНК и рекомбинации [4]. Неповреждённые цепи «разрезаются» в двух местах при помощи эндонуклеазы. Рекомбинация оставляет два небольших и два более крупных однонитевых пробела. Небольшие пробелы могут быть устранены при помощи лигаз, а более крупные репарируются путём репаративной репликации [9].

С гомологичной рекомбинацией связан ещё один путь репарации двунитевых разрывов. Он осуществляется отжигом однонитевых участков ДНК. Разорванные концы подвергаются деградации в обоих направлениях от разрыва до тех пор пока не экспонируются комплементарные последовательности. Затем следует отжиг комплементарных участков и подрезание негомологичных «хвостов» ДНК.

Первый из рассмотренных видов репарации консервативен, второй же считается неконсервативным из-за потери информации содержавшейся в последовательностях между отожженными комплементарными участками [4].

Негомологичное соединение концов предполагает прямое соединение концов ДНК. Такая репарация склонна к ошибкам, в связи с тем, что свободные концы разрыва связываются без использования основы или с использованием лишь небольших участков гомологии [6,7,14].

При негомологичном соединении концы ДР часто модифицируются путём добавления или удаления нуклеотидов а затем сшиваются для восстановления ковалентной непрерывности повреждённой хромосомы [14].

Соединение негомологичных концов рассматривается как путь склонный к ошибкам, в связи с тем, что свободные концы разрыва связываются без использования основы или с использованием небольших микрогомологичных повторов и, соответственно, часто связанный с потерей или транслокациями нуклеотидов [7].

Установлено, что как прокариоты так и эукариоты способны к репарации межцепочечных сшивок ДНК. Однако механизмы их репарации недостаточно ясны. Наиболее изучен в настоящее время механизм репарации сшивок у *E. coli*. Показано, что механизм этот совмещает в себе ряд реакций ЭР с рекомбинацией нитей ДНК. Сначала происходит разрезание одной цепи ДНК с двух сторон от повреждения нуклеазой, участвующей в ЭР. В результате образуется олигомер в 11 нуклеотидов, соединённый сшивкой с комплементарной цепью. Такая структура является рекомбиногенной и формирует с гомологичной третьей цепью трёхцепочечный интермедиат. Этот интермедиат узнают компоненты системы эксцизионной репарации, и осуществляется второй раунд двойного разрезания, в результате которого освобождаются сшитые олигомеры. Таким образом, одна цепь оказывается репарированной рекомбинацией, а во второй цепи брешь застраивается ДНК-полимеразой с использованием первой в качестве матрицы.

Как и у *E. Coli,* репарация сшивок у дрожжей так же зависит от ферментных систем ЭР и рекомбинации. Однако, механизмы репарации межцепочечных сшивок у высших эукариот изучены в гораздо меньшей степени [4].

Эффективность репарации при хроническом облучении

Говоря о процессах ответственных за репарацию радиационно-индуцированных повреждений, следует иметь в виду, что процессы эти не связаны специфически с радиационным воздействием. В нормальных условиях ДНК клеток постоянно подвержена «спонтанной» тепловой и гидролитической деградации. В ДНК нормальных клеток происходит и окислительная модификация оснований, в результате действия возникающих при аэробном метаболизме, активных форм кислорода. Основные окислители, таким образом, одинаковы как в нормальной клетке, так и в клетке, подвергшейся воздействию ИИ. Поэтому в обоих случаях одинакова и химическая природа модификаций оснований и дезоксирибозы в ДНК, а так же пути репарации этих повреждений [1]. Все механизмы, ответственные за восстановление структуры ДНК после радиационного воздействия, функционируют и в нормальных, физиологических условиях, облучение же, являясь стрессовым фактором, лишь приводит к изменению режима их функционирования, увеличивая «нагрузку» на систему репарации ДНК.

Повреждающий эффект облучения будет зависеть от того насколько эффективно эта система справляется со вновь возникающими дефектами. Так, при фракционированном облучении повреждающий эффект будет ниже, нежели при остром однократном. О том же свидетельствует и снижение уровня повреждений с уменьшением мощности дозы. Однако хроническое воздействие стрессового фактора может вызывать истощение адаптационных возможностей клетки.

Большинство имеющихся на настоящий момент литературных данных свидетельствует о том, что хроническое воздействие различных мутагенных факторов, и в том числе

ионизирующего излучения, на организм приводит к снижению эффективности репарации [11,16]. Нарушения репарационного процесса, хромосомная нестабильность, повышенная радиочувствительность, неоднократно отмечались у лиц, проживающих на территориях, загрязнённых радионуклидами. Особенно показательны данные, полученные при оценке уровня индукции внепланового синтеза (ВС) ДНК. Эффективность внепланового или репаративного синтеза часто используется как показатель активности систем репарации ДНК [11,16].

Показано, что в лимфоцитах лиц, подвергшихся хроническому воздействию ионизирующего излучения, имеет место снижение интенсивности внепланового синтеза ДНК, а в ряде случаев и отсутствие индукции ВС. Наблюдаемый феномен, впрочем, не является специфичным ни в отношении хронически воздействующего мутагена, ни в отношении агента, используемого для индукции ВС ДНК. Этот факт подчёркивает, что все описываемые реакции являются проявлениями неспецифической реакции клеток на стресс [11].

Сниженные уровни УФ- и γ-индуцированного ВС отмечаются у профессионалов-атомщиков, ликвидаторов Чернобыльской аварии, а так же у лиц, проживающих на радиоактивно-загрязнённых территориях. В последнем случае, наряду с внешним воздействием, имеет место и хроническое внутреннее облучение [16].

Отмечается, что сниженный уровень ВС облучённых людей сохраняется в течение многих лет после воздействия. Однако следует отметить, что уровни ВС у лиц подвергшихся хроническому облучению, достоверно выше уровней данного показателя у лиц, подвергшихся острому аварийному облучению [16].

Выявлена и зависимость интенсивности ВС от дозы облучения. При исследовании уровней индукции ВС ДНК у жителей районов Алтайского края, подвергшихся радиоактивному загрязнению со стороны Семипалатинского полигона, максимальное снижение данного показателя было обнаружено у лиц, проживающих на территории наиболее радиационно-загрязнённых районов, расположенных географически ближе к полигону. Показано, что несколько десятков лет спустя после облучения сохраняется тенденция к снижению индекса внепланового синтеза ДНК с ростом поглощённой дозы. Однако отмечена закономерность: индекс репарации снижался лишь до определённого предела, и выходил на плато при поглощённых дозах более 20 сЗв [16].

Изучение дозовых зависимостей УФ-индуцированного ВС ДНК у ликвидаторов последствий аварии на ЧАЭС также выявило снижение его интенсивности. В группе лиц, подвергшихся наибольшему облучению, было отмечено максимальное значение спонтанного уровня ВС ДНК. В этой же группе наблюдалось и максимальное снижение интенсивности УФ-индуцированного ВС ДНК и наибольшая доля лиц, у которых индукция ВС вообще отсутствовала [16].

В ряде исследований показано, что у лиц подвергающихся хроническому воздействию какого-либо мутагена имеет место взаимосвязь между снижением уровня ВС ДНК и повышенной частотой хромосомных аберраций [16]. Отрицательная корреляционная зависимость эффективности внепланового синтеза ДНК и частоты хромосомных аберраций была выявлена в ходе исследования репаративного синтеза в лимфоцитах профессионалов–атомщиков. Показано, что зависимость эта ослабевает в ряду: контроль – профессионалы атомщики с минимальными значениями частоты

хромосомных аберраций – профессионалы-атомщики с максимальными значениями частоты хромосомных аберраций [11].

Таким образом, выявляемое по показателю интенсивности ВС ДНК снижение эффективности репарации в клетках, подвергшихся хроническому облучению, наблюдается в течение длительного времени после воздействия, зависит от дозы облучения и оказывает влияние на возникновение цитогенетических повреждений. Всё это даёт основание полагать, что ухудшение репаративного потенциала клетки после хронического облучения может играть весьма существенную роль в формировании отдалённых последствий облучения, в том числе хромосомной или генетической нестабильности и, вероятно, радиационно-индуцированного канцерогенеза.

Радиационно-индуцированная гибель клетки и её взаимодействие с процессами репарации

Механизмы радиационно-индуцированной гибели клетки

Давно известным фактом является способность ионизирующего излучения вызывать гибель клеток до их деления (в интерфазе). Это явление получило название интерфазная гибель. Рассматриваемая по началу лишь как результат повреждения облучением тех или иных жизненно важных структур и функций клетки, интерфазная гибель, в последствии привлекла к себе внимание исследователей, обнаружив зависимость от синтеза РНК и белка, а также упорядоченный характер разрушения ДНК. Эти признаки свидетельствовали о том, что данный процесс реализуется самой клеткой,

и позволили выделить его в особую форму гибели, программа реализации которой содержится в геноме, программированную клеточную гибель (ПКГ) или апоптоз.

Исследование радиационной гибели клеток внесло существенный вклад в становление проблемы апоптоза, однако впоследствии, при обнаружении этого процесса в физиологических условиях, основное внимание переключилось на изучение роли и механизмов апоптоза в норме [17].

Окончательно доказано, что апоптоз играет ключевую роль в таких фундаментальных процессах, как эмбриогенез, морфогенез и поддержание клеточного состава органов и тканей. В многоклеточном организме ПКГ выступает как неотъемлемый компонент механизма поддержания гомеостаза, комплементарный делению клеток [18-21].

Морфологические проявления апоптоза клетки существенно отличаются от таковой при некротической гибели, вызванной, как правило, острым повреждением клетки [18,20]. В последнем случае, повреждённые клетки проявляют тенденцию к набуханию, разрыву мембраны и высвобождению клеточного содержимого, что приводит к воспалительной реакции в окружающей ткани, т.е. развивается типичная картина некроза [18-21].

В противоположность этому, при ПКГ целостность мембраны сохраняется, происходит уменьшение объёма клетки, конденсация ядерного хроматина и образование так называемых апоптозных телец. Погибающие клетки подвергаются быстрому фагоцитозу макрофагами или соединительными клетками, не успевая разрушиться и вызвать воспалительный ответ [18-21].

Апоптотическая гибель сопровождается расщеплением ДНК. На начальных стадиях образуются крупные фрагменты, большинство из которых имеют размеры около

50 или около 300 т.п.н. Специфика крупномасштабной фрагментации определяется пространственной организацией ДНК в ядре. Далее следует расщепление ДНК до олигонуклеосомных фрагментов, являющееся одним из характерных признаков апоптотической гибели [18,20,22].

Предполагается, что за межнуклеосомную фрагментацию ответственна предсуществующая в клетках эндонуклеаза, активирующаяся при поступлении специального сигнала. Также предполагается, что в роли активатора выступает поли-АДФ-рибозо-полимераза (ПАРП), фермент участвующий в процессах репарации ДНК [18].

Апоптотическая гибель клетки может быть инициирована специфическими физиологическими сигналами, а также разнообразными повреждающими воздействиями. Через рецепторы или их сочетания сигнал гибели последовательно передается молекулам-посредникам различного порядка и в конечном итоге достигает ядра, где и происходит включение программы клеточного самоубийства путем активации летальных и/или репрессии антилетальных генов [18,21]. Однако существование ПКГ в клетках, лишенных ядра показывает, что наличие ядра не является обязательным для реализации процесса [20,21].

Универсальный сигнал индукции апоптоза, ещё не идентифицирован, его стереотипная природа наводит на мысль, что общий эволюционно сохранённый путь лежит во многих или во всех случаях апоптотической смерти. В последние годы идентифицировано много новых генов, которые экспрессируют белки, задействованные в регуляции апоптоза [20].

Применительно к клеткам животных и человека апоптоз в большинстве случаев связан с протеолитической активацией каскада каспаз – семейства эволюционно

консервативных цистеиновых протеаз, которые специфически расщепляют белки после остатков аспарагиновой кислоты [20,21].

Каждая каспаза синтезируется в виде покоящихся предшественников ферментов, структура которых состоит из N-концевых доменов и двух субъединиц. Активные гетеродимерные ферменты образуются из этих предшественников. Каспазы, находящиеся в неактивной форме, становятся активированными в результате протеолитического процессинга в течение апоптоза и это может служить сигналом апоптоза. По функциям в иерархическом каскаде каспазы подразделяют на инициаторы и эффекторы. Инициаторы активируются саморассечением соседствующего адаптера непосредственно в ответ на апоптотический стимул, в то время как эффекторы активируются путём протеолитического процессинга с помощью инициаторов и ответственны за деградацию специфических клеточных компонентов и окончательную гибель клетки [20].

В результате действия инициаторов происходит активация прокаспаз с образованием каспаз эффекторов, расщепление антиапоптозных белков семейства Bcl-2. С участием каспаз 3 или 7 подвергается протеолизу ингибитор ДНКазы, ответственный за фрагментацию ДНК. Гидролиз белков ламинов, армирующих ядерную мембрану ведет к конденсации хроматина. Каспазами же осуществляется разрушение белков, формирующих цитоскелет.

Показано, что подавление механизма апоптотической смерти клеток во многом зависит от ряда белков семейства BCL-2. Белки BCL-2 локализуются, главным образом, с наружной стороны митохондриальной мембраны, эндоплазматической сети и ядерной мембраны. Как выяснилось, они ингибируют процесс активации протеаз, таких как каспаза-3.

Относительно недавно был идентифицирован фактор CYT C (цитохром С), высвобождающийся из митохондрий в апоптотические клетки, и который может быть фактором активации специфических каспаз. Белок BCL-2 действует на митохондрии, блокируя выход цитохрома С, чем и предотвращает активацию каспаз [20].

Существует несколько путей реализации программы ПКГ [20,21]. Среди них важное место занимает путь, опосредованный физиологическими индукторами, действие которых реализуется через клеточные рецепторы специально предназначенные для включения программы апоптоза [20,21]. Специализированное семейство рецепторов фактора некроза опухолей TNF-R включает рецепторы FAS/CD95, TNF-R1 и рецептор смерти 3 (DR3) [20]. Все они представлены трансмембранными белками, которые внеклеточными участками взаимодействуют с лигандами-индукторами. Взаимодействие рецептора и лиганда приводит к образованию кластеров рецепторных молекул и связыванию их внутриклеточных участков с адаптерами. Адаптер, связавшись с рецептором, вступает во взаимодействие с эффекторами, пока еще неактивными предшественниками протеаз из семейства каспаз первого эшелона (инициирующих каспаз) [21]. При агрегации рецептора FAS с внутриклеточными адаптерными белками, последние запускают цепь активации каспаз. Взаимодействие адаптера с прокаспазами 8 и 10 приводит к активации последних.

Каспаза-8 активирует каспазу второго эшелона (эффекторную каспазу): путем протеолиза из прокаспазы-3 образуется каспаза-3, после чего процесс, запущенный программой смерти, оказывается необратимым. Каспаза-3 способна в дальнейшем к самостоятельной активации (автокатализу или автопроцессингу), активирует ряд других

протеаз семейства каспаз, активирует фактор фрагментации ДНК, ведет к необратимому распаду ДНК на нуклеосомальные фрагменты. Так запускается каскад протеолитических ферментов, осуществляющих апоптоз.

Другой путь реализации апоптоза включает интеграцию стрессовых сигналов на митохондриях и последующее высвобождение CYT C, который активирует каспазы [20]. В клетках, подвергшихся воздействию индуктора апоптоза, резко снижается мембранный потенциал митохондрий. Падение мембранного потенциала обусловлено увеличением проницаемости внутренней мембраны митохондрий вследствие образования гигантских пор. Следствием раскрытия поры является набухание митохондриального матрикса, разрыв наружной мембраны митохондрий и высвобождение растворимых белков межмембранного объема. Среди этих белков – ряд апоптогенных факторов: цитохром с, белок AIF (apoptosis inducing factor).

Образование гигантских пор не является единственным механизмом выхода межмембранных белков митохондрий в цитоплазму. Предполагается, что разрыв наружной мембраны митохондрий может быть вызван гиперполяризацией внутренней мембраны. Возможен и альтернативный механизм, без разрыва мембраны, – раскрытие гигантского белкового канала в самой наружной мембране, способного пропускать цитохром с и другие белки из межмембранного пространства.

Высвобождаемый из митохондрий цитохром С вместе с цитоплазматическим фактором APAF-1 (apoptosis protease activating factor-1) участвует в активации каспазы-9. Зрелая каспаза-9 затем расщепляет и активирует прокаспазу-3.

ПКГ, вызванная химиотерапевтическими соединениями, УФ- или γ-облучением, по-видимому, напрямую связана

с апоптозной функцией митохондрий. Показано, что клетки, лишенные генов белка APAF-1 или каспазы-9, устойчивы к химио- и радиационной обработке, но погибают при индукции Fas-рецептора.

Различные пути апоптоза могут взаимодействовать между собой. В некоторых случаях зависимый от рецепторов путь ведет к малоэффективной активации прокаспазы-8. В этом случае подключается зависимый от митохондрий путь апоптоза. В ряде случаев ПКГ реализуется в результате комбинированного действия двух путей – с участием и рецепторов плазматической мембраны, и митохондриального цитохрома С.

Пути могут быть также независимыми от участия в них каспаз. Так, сверхсинтез белков-промоторов апоптоза Bax и Bak индуцирует ПКГ в присутствии ингибиторов каспаз [21]. В ряде исследований показано, что эффектором ПКГ, действующим независимо от каспаз может быть флавопротеин AIF.

Взаимоотношения процессов апоптоза и репарации

Связь первичного сигнала с клеточной гибелью хорошо изучена в случае сигнала, исходящего от клеточной поверхности. При инициирующем повреждении ДНК эта связь труднее прослеживается из-за сложности явления: ДНК-повреждающие агенты взаимодействуют также и с другими компонентами клетки (РНК, липидами, белками). Однако наличие для повреждений ДНК возможности выступать в качестве первопричины клеточной гибели было доказано экспериментально.

Повреждение ДНК ведет к накоплению в клетке белкового продукта гена p53, который может останавливать

деление клеток и/или индуцировать апоптоз. Белок p53 является фактором транскрипции, регулирующим активность ряда генов. P53 является конститутивным белком, однако его содержание в клетке мало благодаря высокой скорости его распада: время жизни белка в клетке не превышает 2 часа. Повреждения ДНК приводят к подавлению распада белка p53, возрастанию уровня его содержания в клетке и открывают возможность для белка p53 выполнять свои разнообразные функции.

Предполагается, что ответная реакция на образование белка p53 зависит от степени нарушения клеточного генома. При умеренном нарушении генома происходит остановка клеточного деления, осуществляется репарация ДНК и клетка продолжает свое существование. При чрезмерном нарушении генома, когда ДНК уже не поддается репарации, включаются рецепторный и цитохром С-зависимый апоптозные каскады активации каспаз.

Невключённость репарации в p53-зависимый путь индукции апоптоза означает, что трансляция сигнала и инициация апоптоза при участии p53 не нуждаются в репарации. В то же время, разрывы являются субстратом для репарации, а p53 при этом маркирует дефекты структуры ДНК и трансактивирует некоторые гены, ускоряющие репарацию.

Другой путь реазвития апоптотического эффекта, индуцированного повреждением ДНК, связан с формированием в ходе репарации вторичных повреждений, которые либо не репарируются, либо их репарация затруднена. Этот путь предполагает в качестве первичных повреждения ДНК, дефекты, являющиеся субстратом для механизмов эксцизионной репарации.

Зависимость апоптоза от PARP также свидетельствует об участии в его индукции разрывов ДНК, которые

формируются в результате функционирующей в клетках эксцизионной репарации. Очевидно, что эксцизионная репарация оснований (BER), сопровождающаяся вырезанием коротких участков ДНК, характеризуется низкой вероятностью ошибки и малым временем жизни брешей. Поэтому вклад этого типа репарации в апоптоз невысок. Однако в ходе другого вида эксцизионной репарации, NER, размер бреши может составлять более 20 нуклеотидов. В этом случае, при высокой локальной плотности повреждений несколько брешей могут слиться в одну. В связи с возникновением сравнительно протяжённых участков однонитевой ДНК возрастает вероятность их атаки нуклеазами и превращения в двунитевой разрыв. Очевидно, вклад каждого из механизмов репарации в цитотоксический эффект повреждения ДНК зависит от типа клеток, их пролиферативного статуса и вида повреждений [24].

Связь апоптоза и репарации, однако, не исчерпывается только значимостью репарации для некоторых путей передачи сигнала индукции апоптоза.

Проблема взаимоотношения репарации и апоптоза интересна по нескольким причинам. Во-первых, эти два процесса противоположно направлены в отношении повреждений ДНК; в процессе апоптоза ДНК подвергается деградации, а репарация призвана устранять возникающие разрывы. По-видимому, их конкуренция является особенностью преапоптотической фазы клетки. Во-вторых, некоторые «действующие лица» апоптоза являются либо промоторами репарации, либо непосредственными участниками процесса. Одним из таких участников, как уже упоминалось, является белок p53. С одной стороны, обладая высокой транскрипционной активностью, он усиливает экспрессию многих респонсивных генов. С другой стороны, и сам

белок p53 может неспецифически связываться с короткими участками однонитевой ДНК, выполняя роль «сенсора» дефекта. Не исключено и прямое участие белка p53 в эксцизии, поскольку, как было выяснено, он обладает 3'→5' экзонуклеазной активностью. Тетрамер p53 может связывать две независимые однонитевые молекулы ДНК, ускоряя их комплементарную реассоциацию и рекомбинацию, т.е. репарацию двухнитевых разрывов.

Известным фактом является индукция p53 зависимого апоптоза при повреждении ДНК. Однако оказалось, что в некоторых видах клеток у гена p53 доминирует функция ускорения репарации, а не запуска апоптоза.

Противоположным эффектом обладает другой участник апоптоза – ген bcl-2. Его продукт, как известно, подавляет апоптоз, индуцированный УФ, и одновременно с этим истощает эксцизионную репарацию нуклеотидов и стабилизирует репликацию ДНК.

Отмечается антагонизм репарации и апоптоза. На клетках эритролейкемии мыши было показано, что начавшийся апоптоз на ранних стадиях своего развития сильно подавляет NER. Однако клетки сохраняют нормальную способность репарировать УФ-облучённую репортерную плазмиду. Очевидно, работу репарирующих механизмов, в этом случае, затрудняют структурные изменения субстрата, вызванные апоптозом.

Есть и другие примеры конкуренции за субстрат между апоптозом и репарацией. При оценке роли репарации в радиационно-индуцированном апоптозе покоящихся тимоцитов было показано, что уровень апоптоза не зависел от мощности дозы в диапазоне 0,006-1,5 Гр/мин. и величины ЛПЭ. На основании этого факта предполагается, что в индукции апоптоза определяющими являются первичные

повреждения ДНК, а не те, которые остались после завершения репарации.

Имеет место и конкуренция этих двух противоположно направленных процессов за энергетические ресурсы. Показано, что апоптоз в ряде случаев нуждается в НАД. НАД-зависимыми являются, например процессы активации некоторых апоптотических протеаз. Естественной для такого энергоёмкого процесса, как апоптоз, кажется зависимость от синтеза АТФ. В ряде случаев деэнергизация клетки делает её нечувствительной к сигналам, индуцирующим апоптоз.

В качестве деэнергизующего фактора может выступать процесс репарации, приводя к снижению внутриклеточного уровня NAD^+ и ATP. Необходимо подчеркнуть, что степень «деэнергизации» клетки может определять тип клеточной смерти апоптоз или некроз [21,23,24]. Предполагается, что по крайней мере на нестимулированных лимфоцитах тип клеточной гибели может в какой-то степени определяться типом дефектов ДНК: труднорепарируемые двунитевые разрывы могут стать устойчивым сигналом к апоптозу; в отличие от них однонитевые разрывы ДНК быстро репараируются и истощают внутриклеточные запасы АТФ и $НАД^+$, делая таким образом некроз более вероятной формой гибели.

Таким образом, процесс репарации с одной стороны может быть включён в апоптоз в качестве необходимого элемента, но, с другой стороны конкурирует с ним. Причём эта конкуренция прослеживается не только на биохимическом уровне. Нередко бывает предпочтительнее ликвидировать повреждённые клетки, заменив их потомками сохранившихся здоровых, нежели тратить энергию на репаративные процессы с весьма сомнительным исходом. Это предпочтение выражается в том, что задержка продвижения клетки по циклу, связанная с повреждением ДНК, часто бывает

необратимой в отличие от задержки, вызванной дефицитом метаболитов. Но и отсутствие репарации (или её частичное подавление) не способствует «чистоте» популяции оставшихся клеток. Клетки, таящие в геноме повреждения, сохраняют шанс «ускользать» от апоптоза, оставаться жизнеспособными и давать клон дефектных клеток [23].

Таким образом, апоптоз является физиологическим процессом, действующий как в ходе онтогенеза организма, так и при поддержании клеточного гомеостаза. Апоптотическая гибель является «противовесом» клеточному делению и вместе с ним участвует в контроле численности клеток. Апоптоз обеспечивает устранение возникающих в результате различных повреждающих воздействий дефектные клетки, которые несут опасные для организма мутации и могут дать начало клону бесконтрольно делящихся, опухолевых клеток, а также клетки, репарация которых энергетически «невыгодна». Отсюда следует большое значение апоптоза при адаптации организма к неблагоприятным условиям.

Однако, как и в случае с репарацией, подходы к оценке значимости тех или иных изменений частоты апоптоза не могут быть однозначны. С одной стороны, неспособность клетки претерпеть апоптоз увеличивает риск канцерогенеза в отдалённый период после воздействия. С другой стороны, повышенная частота гибели клеток ведёт к дисфункции ткани, органа или даже гибели всего организма. Что имеет место, например, при острых радиационных воздействиях [25,26]. Тем не менее, несмотря на неоднозначность роли апоптоза в адаптации организма к стрессовым факторам, нельзя отрицать того, что изменение частоты апоптотической гибели клеток и характера протекания связанных с ней процессов на молекулярном уровне является отражением состояния адаптационных способностей клетки.

Основные механизмы инициации и реализации адаптивного ответа

В настоящее время накопилось много данных, свидетельствующих о неправомочности экстраполяции биологических эффектов ионизирующего излучения от больших доз к малым, т.е. к дозам менее 20 сГр. Как показано многими авторами, выход повреждений (аберраций хромосом, онкогенной трансформации клеток) в этом интервале доз превышает уровень, определяемый экстраполяцией дозовых кривых из области больших доз [27,28]. Для некоторых видов цитогенетических повреждений отмечалось появление плато на дозовой кривой. Анализ уровня хромосомных аберраций в лимфоцитах периферической крови человека, выявил, что зависимость доза эффект является в диапазоне малых доз далеко нелинейной. Нелинейная зависимость в диапазоне малых доз отмечалась и для радиационного канцерогенеза [28,29].

При изучении действия хронического облучения низкой интенсивности было показано, что даже незначительные дозы приводят к значимому увеличению уровня хромосомных аберраций в клетках периферической крови человека.

В экспериментах на дрозофиле показано, что хроническое облучение в малых дозах приводит к дестабилизации генотипа, выражающейся в изменении величины генетической изменчивости и уровня дисгенного потенциала. Оказалось, что для изменения дисгенного потенциала некоторых линий достаточно облучения при мощности 170мР/ч (источник ^{226}Ra) в течение одного поколения [29].

В то же время, давно известно о существовании другого аспекта влияния на клетку малых доз радиации: их способности оказывать стимулирующее и адаптивное действие.

Был даже предложен соответствующий термин – «радиационный гормезис», подразумевающий благотворное действие небольших доз излучения [28].

Было выдвинуто предположение, что одной из причин приводящих к различиям в реакции организма на действие малых и «немалых» доз, может быть связана с различиями в механизмах утилизации повреждений, приводящих к радиочувствительности и радиопоражаемости. По-видимому, основным ответом организма на воздействие факторов малой интенсивности, является изменение стабильности генома. На фоне нестабильности генома возможны сколь угодно различные реакции организма на воздействие стрессирующего фактора – от гормезиса, до гибели [29].

Облучение в малых дозах может вызывать нестабильность генома, экспрессию генов, индукцию синтеза белков, активацию ферментов, факторов транскрипции, генные мутации, аберрации хромосом, образование активных форм кислорода, понижение (адаптивный ответ) или повышение чувствительности к последующим воздействиям, стимуляцию репарации ДНК, эффект свидетеля и т.д.

Не исключено, что многие из этих процессов могут играть роль в радиационном канцерогенезе [30].

Нестабильность генома – это изменения у выживших потомков облучённых клеток, которые могут проявляться как отсроченная гибель клеток, дестабилизация хромосом, соматические мутации, амплификация генов, изменение радиочувствительности и др.

Проявления нестабильности генома отмечались в экспериментах с культурами клеток HeLa, когда при облучении клеток в дозах 0,2-0,4 Гр имела место отдалённая гибель клеток. Подобное же воздействие на культуру клеток китайского хомячка, вызывало повышение частоты

возникновения клеток с микроядрами и предшествующее этому возрастание частоты сестринских хроматидных обменов (СХО) в потомках облучённых клеток. Следует отметить, что в обоих случаях указанные эффекты наблюдались в течение десятков поколений.

Можно полагать, что нестабильность генома вызывается таким типом повреждений, который переносится через клеточные генерации и может приводить, к повышенной частоте возникающих de novo сестринских хроматидных обменов (СХО), микроядер, отдалённой гибели и др.

Возможные механизмы, приводящие к радиационно-индуцированной нестабильности генома, – двойные разрывы ДНК, неправильная репарация, микроделеции, нарушение экспрессии генов, нарушение механизмов передачи сигналов, активация рекомбинации, обменных процессов, измененение статуса белка p53 и др. Однако состояние наших знаний пока не позволяет предположить один общий механизм индукции нестабильности генома [30].

Довольно сложна и ситуация с объяснением адаптивного ответа (АО). Феноменологически описание АО представлено очень широко. Он обнаружен на разных уровнях биологической организации, при использовании различных критериев. АО – это индуцибельная реакция, заключающаяся в том, что при облучении в низких адаптирующих дозах клетки (и организмы) становятся более резистентными к облучению в высоких разрешающих дозах. АО определяется для многих эффектов, выживаемости клеток, хромосомных аберраций, микроядер, мутаций и др., индуцируется облучением в интервале доз 0,05 – 0,20 Гр; зависит от мощности адаптирующей дозы и от величины дозы разрешающего облучения, регистрируется в течение определённого времени – после адаптирующего облучения, зависит от генети-

ческой конституции и функционального состояния клеток. При АО наблюдается антиканцерогенный эффект на клетках в культуре ткани и на животных; АО может отсутствовать в опухолевых клетках. Отмечается перекрёстная адаптация с разными химическими и физическими агентами [30,31].

Предполагается, что АО – выработанный в эволюции индуцибельный механизм защиты от экстремальных воздействий. Показано, что при экспозиции клеток в зоне аварии на ЧАЭС (суммарная доза до 10 сГр, мощность дозы 0,3 Р/ч) в культуре ткани (клетки HeLa) обнаружено повышение радиочувствительности после облучения в дозах 0,05 Гр и последующего облучения в дозе 3 Гр. Следует так же отметить, что пролонгированное облучение при экспозиции на загрязнённых территориях не приводит к индукции АО [30]. Нарушение АО наблюдалось, например, при оценке способности к формированию АО в лимфоцитах детей проживающих на загрязнённых радионуклидами территориях. У 7 из 10 обследованных отмечалось отсутствие АО [32].

При исследовании АО на лимфоцитах крови человека всегда отмечается существенная вариабельность в чувствительности клеток к последующему облучению в высоких дозах (1 Гр) после облучения в малых дозах (0,05 Гр). Во всех изученных случаях, как среди людей, подвергшихся хроническому облучению, или имеющих какие-либо патологии, так и среди здоровых людей, обнаруживаются индивидуумы, у которых после адаптирующего облучения отмечается повышение радиочувствительности. Так, до 20-25% индивидуумов из числа здоровых детей характеризуются повышенной радиочувствительностью после облучения в малых дозах. При этом среди людей, проживающих на загрязнённых радионуклидами территориях, а так же среди

людей, имеющих ту или иную патологию, частота случаев АО существенно ниже, нежели среди здоровых людей.

Можно полагать, что реакция отдельных индивидуумов на облучение в низких дозах различна. Возможными объяснениями этого феномена являются дефекты в репарации ДНК; дефекты в развитии индуцибельных процессов, формирование АО ранее до времени исследования и др.

Показано, что повышение радиочувствительности после адаптирующего облучения лимфоцитов крови человека связано со спонтанной повреждённостью генома – у большинства индивидуумов, у которых частота клеток с микроядрами увеличена, регистрируется повышенная радиочувствительность после облучения в малых дозах.

К АО приводит индукция и активация многих процессов в клетке – экспрессия и репрессия генов, индукция синтеза белков; антиоксидантного механизма, повышение активности протеинкиназ; активация систем репарации ДНК, главным образом ДР ДНК (АО не регистрируется при отсутствии репарации ДР ДНК). Возможна более полная и безошибочная репарация ДНК; активация генов программируемой гибели; задержка клеточного цикла в сверочных точках [30].

Несмотря на то, что АО посвящено большое количество публикаций, механизм его индукции остаётся неизвестным. Основные гипотезы, объясняющие АО, – индукция после адаптирующего облучения репарации ДНК или клеточной селекции. В пользу каждой из этих гипотез свидетельствуют экспериментальные данные, поэтому невозможно предпочесть какую-либо одну из них [33].

Роль апоптоза в формировании АО может быть двоякой. Во-первых, активация апоптотической гибели наиболее радиочувствительных клеток популяции малыми,

адаптирующими, дозами будет способствовать повышению радиорезистентности популяции клеток к последующему облучению в высоких дозах. Действительно, обнаружено увеличение после адаптирующего облучения количества апоптотически гибнущих клеток.

Во-вторых, апоптозу часто подвергаются клетки, неспособные преодолеть задержку клеточного цикла. Повышение способности преодолевать задержку клеточного цикла и снижение чувствительности к апоптозу может вовлекаться в процесс индукции радиорезистентности. Действительно, был обнаружен радиационно-индуцированный АО по критериям количества апоптозов, G_1- G_2- и S-задержек цикла [34].

На примере популяции стимулированных ФГА лимфоцитов было показано, что АО может возникать не за счёт уменьшения числа повреждённых клеток, а за счёт увеличения в популяции числа неповреждённых двуядерных клеток [30].

Один из механизмов, предполагает индукцию АО в результате повреждения ДНК (например, ДР). Возникновение повреждения приводит к активации ряда протеинкиназ. Эти протеинкиназы регулируют экспрессию ранних генов, функционирование которых приводит к активации поздних генов, продукции факторов роста и цитокинов, индукции репарации ДНК и регуляции прогрессии клеточного цикла [30].

Некоторые авторы, считают, что ключевым моментом в индукции адаптивного ответа является возникновение в клетке, подвергшейся воздействию адаптирующей дозы, условий благоприятствующих репарации двунитевых разрывов ДНК по механизму гомологичной рекомбинации.

Необходимое для данного типа репарации сближение гомологичных последовательностей подразумевает их движение в ядре клетки и соответственно включение

программы позволяющей его реализацию. Предполагается, что события, происходящие в течение нескольких часов после воздействия адаптирующей дозы, направлены на подготовку к репарации повреждений ДНК и в том числе двунитевых разрывов, и, следовательно, включают сближение соответствующих гомологичных последовательностей в пространстве ядра клетки. Кроме того, сам факт перемещения таких последовательностей в пространстве ядра клетки должен являться одним из существенных механизмов изменения экспрессии определённых генов.

Исследование дозовой зависимости смещения относительно центра ядра клетки центромерных локусов хромосом в интерфазных лимфоцитах человека через 2 ч. после рентгеновского облучения показало, что максимальное смещение имеет место в дозовом интервале 5–10 сГр. Большинство локусов при этом перемещались при облучении от периферии по направлению к центру ядра. Можно считать доказанным, что малые дозы инициируют направленное перемещение локусов в пространстве ядра клетки [35].

Связь АО со стимуляцией репаративных процессов отмечается во многих работах. Однако имеются и сведения, противоречащие данному утверждению. Так, было показано отсутствие связи между уровнем АО, радиочувствительностью и склонностью к злокачественной трансформации для шести клеточных линий. При наличии такой связи можно было бы предполагать слабый АО в радиочувствительных клетках, обладающих сниженными показателями репарации ДНК.

Показано так же, что некоторые виды репарационно-дефектных клеток (клетки больных с синдромом Блюма) не отличаются от нормальных по способности формировать АО. В то же время, в других дефектных по репарации

клетках (клетках больных с пигментной ксеродермой и гомоцистинурией) АО отсутствовал. Не отмечалось АО и в характеризующихся повышенной радиочувствительностью клетках больных с синромом Дауна [31,36].

Косвенным показателем отсутствия связи между репарацией и АО могут служить данные, об отсутствии АО в лимфоцитах детей из Чернобыльского региона при повреждающем действии γ-радиации, но нормальный уровень АО, если лимфоциты обрабатывали радиомиметиком блеомицином.

Опыты с тяжёлыми металлами показали, что практически нерепарируемые разрывы ДНК, индуцированные $CdCl_2$, трансформируются в репарабильные в условиях формирования АО. Аналогичные данные были получены с соединениями хрома [31].

Не ясна природа чувствительной мишени, повреждение которой запускает АО. Как уже упоминалось, такими инициирующими событиями могут быть повреждения ДНК. Однако существует и гипотеза инициации АО повреждениями клеточных мембран [27,33]. Согласно этой гипотезе, активация защитных систем клетки или их ингибирование, определяющие способность клетки формировать АО, определяются изменениями проницаемости клеточных мембран. В результате изменения мембранной проницаемости, например, может измениться ионный состав внутриядерной среды, что может изменить укладку хроматина в ядре и повлиять на экспрессию различных генов, в том числе генов, кодирующих репаративные ферменты [27].

В работах [33] и [34] предпринята попытка сформулировать гипотезу, объединяющую основные предполагаемые механизмы индукции АО. В качестве события инициирующего АО в данной гипотезе рассматривается модификация

рецепторов факторов роста на поверхности клеток. Такой модификацией является димеризация гомологичных субъединиц рецептора, которая обычно сопровождает активацию рецепторов с соответствующим лигандом. В случае воздействия ионизирующего излучения димеризация может быть обусловлена образованием межбелковых сшивок или увеличением микровязкости мембраны.

Поскольку пусковым механизмом АО может быть активация рецепторов факторов роста, возможно, что и в последующих процессах, приводящих к индукции радиорезистентности, участвуют компоненты пути передачи митогенного сигнала. Они осуществляют посттрансляционную модификацию ферментов, участвующих в метаболизме ДНК, и транскрипционных факторов c-Jun/AP-1 и p53. Среди мишеней c-Jun/AP-1 и p53 есть гены, принимающие участие в апоптозе и эксцизионной репарации ДНК, в которой на этапе узнавания повреждений c-Jun/AP-1 и p53 могут участвовать непосредственно. Предложенная схема событий объединяет в себе механизмы реализации АО путём индукции репарации и путём клеточной селекции.

Предполагается, что в случае гетерогенной по радиочувствительности клеточной популяции более радиочувствительные клетки подвергаются апоптозу после первого, адаптирующего облучения. В оставшейся субпопуляции клеток активация рецепторов факторов роста способствует увеличению репаративной способности клеток [33,34].

Несмотря на существование множества гипотез описывающих механизмы инициации и реализации адаптивного ответа, в феномене АО по-прежнему остаётся много неясного. Очевидно, что норма реакции генотипа и стабильность клеточного генома зависят от огромного числа функционирующих клеточных систем. Однако координа-

ция их действий ещё не вполне выяснена [31]. Очевидно, что воздействие, малых доз вызывающее АО, приводит к изменению функционального состояния защитных систем стимуляции или подавлению их деятельности, меняя, таким образом, функциональное состояние клетки в целом.

К примеру, упоминавшееся выше, перемещение локусов хромосом в ядерном пространстве облучённых в малых дозах G_0- лимфоцитов, подобно тому, которое осуществляется в этих же клетках в поздней S- и G_2 – фазах в процессе их нормального деления. Следовательно, воздействие адаптирующих доз вызывает в облучённых клетках некоторые процессы, характерные для делящихся клеток. Вместе с тем, если функцией дифференцированных клеток не является собственно деление, то их функционирование осуществляется только в покое, т.е. в отсутствие деления. Если клетки стимулировать к делению, то эти их функции гаснут, затухают, поскольку клетка начинает осуществлять новую функцию – деление.

Авторами обзора [35] высказано предположение, что именно с таким изменением функционирования клеток связан ряд заболеваний (сердечно-сосудистых и др.), наблюдаемых у людей, подвергнутых радиационному воздействию. Следует отметить, что возникновение патологического состояния, связанного с потерей функциональной активности клеток, подразумевает длительность воздействия (хроническое облучение), а количество клеток должно быть значимым. В этом плане речь будет идти о нестохастических процессах.

Таким образом, предполагается, что наиболее существенные изменения, которые вносят низкие дозы радиации и которые в конечном итоге могут быть связаны со здоровьем индивидов, обусловлены индуцируемыми в указанном диапа-

зоне доз функциональными изменениями клеток. Особенно важно, что это происходит в результате нормальной адаптивной реакции клеток на излучение, однако при длительном воздействии, если в зависимости от дозы такая нормальная реакция осуществляется в значительном количестве клеток, последствия могут быть небезразличны для организма [35].

ЛИТЕРАТУРА

1. Газиев А.И. Повреждение ДНК в клетках под действием ионизирующей радиации // Радиационная биология. Радиоэкология, 1999, т. 39, № 6.
2. Жестяников В.Д. Репарация ДНК и её биологическое значение, Л., 1979.
3. Тарасов В.А. Молекулярные механизмы репарации и мутагенеза, М., 1982.
4. Шарова Н.П. Как клетка восстанавливает повреждённую ДНК? // Биохимия, 2005, т. 70, вып. 3.
5. Пелевина И.И. и др. Выживаемость облучённых клеток млекопитающих и репарация ДНК, М., 1985.
6. Millikan R. C., Player J. S., deCotret A. R., Tse C., and Keku T. Polymorphisms in DNA Repair Genes, Medical Exposure to Ionizing Radiation, and Breast Cancer Risk//Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev., 2005;14 (10). October 2005.
7. Risinger M. A. and Groden J. Crosslinks and crosstalk: Human cancer syndromes and DNA repair defects//Cancer cell, December 2004, vol. 6.
8. Wilding C.S., Relton C.L., Rees G.S., Tarone R.E., Whitehouse C.A., Tawn E.J. DNA repair gene polymorphisms in relation to chromosome aberration frequencies in retired radiation workers// Mutation Research. 570 (2005), 137–145.
9. Коггл Дж. Биологические эффекты радиации, М.,1986.
10. Эйдус Л.Х. О механизме индукции репарации повреждений ДНК при действии ионизирующего излучения на клетки // Радиационная биология. Радиоэкология, 2000, т. 40, №6, с. 674-677.

11. Семов А.Б. и др. Особенности репарации ДНК при хроническом воздействии мутагенных факторов // Радиационная биология. Радиоэкология, 1997, т. 37, вып. 4, с. 565-568.
12. Wang Y., Spitz M. R., Zhu Y., Dong Q., Shete S., Wu X. From genotype to phenotype: correlating XRCC1 polymorphisms with mutagen sensitivity // DNA Repair 2 (2003), 901–908.
13. Рябченко Н.И. Радиация и ДНК, М., 1979.
14. Mohrenweiser H. W., Wilson D. M. III, Jones I. M. Challenges and complexities in estimating both the functional impact and the disease risk associated with the extensive genetic variation in human DNA repair genes // Mutation Research, 526 (2003), 93–125.
15. Глазунов А.В. Роль репарации двунитевых разрывов ДНК в радиорезистентности дрожжевых клеток // Радиобиология, 1990, т. 30, вып. 1.
16. Никанорова Е.А. и др. Изучение репаративного синтеза ДНК в лимфоцитах профессионалов-атомщиков // Радиационная биология. Радиоэкология, 2002, т. 42, № 6, с. 759-764.
17. Корыстов Ю.Н. и др. Сигнализация при радиационном апоптозе тимоцитов // Известия АН. Серия биологическая, 1998, № 2, с. 200-203.
18. Хансон К.П. Апоптоз: современное состояние проблемы // Известия АН. Серия биологическая, 1998, № 2, с. 134-141.
19. Гордеева А.В. и др. Апоптоз одноклеточных организмов: механизмы и эволюция // Биохимия, 2004, т. 69, вып. 10, с. 1301-1313.
20. Попов Л.С., Корочкин Л.И. Генетически программированная смерть клеток (апоптоз) // Генетика, 2004, т. 40, № 2, с. 149-166.
21. Самуилов В.Д. и др. Программируемая клеточная смерть // http://evolution.atheism.ru/library/apoptosis1.htm
22. Разин С.В., Юдинкова Е.Ю. Крупномасштабная фрагментация ДНК при апоптозе: разрезается ли геном по границам топологических доменов? // Известия АН. Серия биологическая, 1998, № 2, с. 167-171.
23. Тронов В.А. и др. Репарация ДНК и апоптоз // Цитология, 1999, т. 41, №.5, с.405-411.

24. Тронов В.А. и др. Роль эксцизионных механизмов репарации в индукции апоптоза // Биохимия, 2002, т. 67, вып. 7, с. 882-889.
25. Власов П.А., Квачёва Ю.Е. Апоптоз клеток гемопоэтической ткани костного мозга при остром радиационном поражении человека и экспериментальных животных // Известия АН. Серия биологическая, 1998, № 2, с. 220-224.
26. Квачёва Ю.Е. Морфологические типы радиационно-индуцированной гибели клеток кроветворной ткани, её биологическая суть и значимость на различных этапах развития острого радиационного поражения// Радиационная биология. Радиоэкология, 2002, т. 42, № 3, с. 287-292.
27. Эйдус Л.Х. О проблеме экстраполяции дозовой зависимости цитогенетических повреждений от больших доз к малым // Радиационная биология. Радиоэкология, 1999, т. 39, № 1, с. 177-180.
28. Севанькаев А.В. Современное состояние вопроса количественной оценки цитогенетических эффектов в области низких доз радиации // Радиобиология, 1991, т. 31, вып. 4, с. 600-605.
29. Зайнуллин В.Г. Генетические эффекты хронического облучения низкой интенсивности//Радиационная биология. Радиоэкология, 1997, т.37, вып.4, с. 555-559.
30. Пелевина И.И. и др. Реакция популяции клеток на облучение в малых дозах // Радиационная биология. Радиоэкология, 2003, т. 43, № 2, с. 161-166.
31. Засухина Г.Д. Механизмы защиты клеток человека, связанные с генетическим полиморфизмом // Радиационная биология. Радиоэкология, 2005, т. 45, № 4, с. 520-535.
32. Македонов Г.П. и др. Радиоадаптивный ответ в лимфоцитах детей, проживающих на территориях, загрязнённых радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология, 1997, т. 37, вып. 4, с. 640-644.
33. Бондарчук И.А. Гипотеза о механизме индукции адаптивного ответа при облучении клеток млекопитающих в малых дозах // Радиационная биология. Радиоэкология, 2002, т. 42, № 1, с. 36-43.

34. Бондарчук И.А. Анализ роли репарации ДНК, регуляции клеточного цикла и апоптоза в радиационно-индуцированном адаптивном ответе клеток млекопитающих // Радиационная биология. Радиоэкология, 2003, т. 43, № 1, с. 19-28.
35. Спитковский Д.М., Кузьмина И.В. Теоретические и экспериментальные подходы к проблеме индуцируемых адаптирующими дозами ионизирующей радиации измененеий функциональных возможностей клеток // Радиационная биология. Радиоэкология, 2001, т. 41, № 5, с. 599-605.
36. Засухина Г.Д. Радиоадаптивный ответ в клетках человека, различающихся по репарации ДНК // Радиационная биология. Радиоэкология, 1999, т. 39, № 1, с. 58-63.

ОСНОВНЫЕ ИТОГИ РЕАЛИЗАЦИИ ТЕРРИТОРИАЛЬНОЙ ПРОГРАММЫ «ОБЕСПЕЧЕНИЕ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА НА 2001-2006 ГОДЫ»

В.И. Мигунов, А.В. Жилкевич, Я.Г. Чубаров, С.Г. Ситникова

Департамент гражданской защиты населения Ханты-Мансийского автономного округа – Югры, г. Ханты-Мансийск

В 2000-2001 годах во исполнение федеральных и окружных нормативных правовых актов в области обеспечения радиационной безопасности [1, 2] в Ханты-Мансийском автономном округе была разработана территориальная программа «Обеспечение радиационной безопасности населения Ханты-Мансийского автономного округа на 2001-2006 годы» (далее по тексту – Программа). Принятие Программы в статусе Закона Ханты-Мансийского автономного округа [3] позволило начать и поэтапно реализовать целый комплекс мероприятий радиационно-гигиенической и радиоэкологической направленности.

Главной целью Программы являлось комплексное решение проблемы обеспечения радиационной безопасности населения Ханты-Мансийского автономного округа, направленное на снижение до приемлемого уровня риска радиационного воздействия на человека и среду его обитания источников ионизирующего излучения техногенного и природного происхождения.

Учитывая специфические особенности территории Ханты-Мансийского автономного округа, приоритетными были выбраны следующие направления:

1. Комплексное обследование мест проведения подземных ядерных взрывов и организация в их ареалах зон наблюдения.
2. Паспортизация скважин с «захороненными» в них радионуклидными источниками.
3. Улучшение радиационной обстановки и ограничение загрязнения почвы и грунтовых вод на предприятиях нефтегазодобычи.
4. Индивидуальный дозиметрический контроль персонала и пациентов при проведении рентгенорадиологических исследований.
5. Радиационный контроль отводимых под застройку участков и сдаваемых в эксплуатацию жилых и общественных зданий.
6. Разработка и реализация программы радиационного мониторинга на территории Ханты-Мансийского автономного округа в 2001-2006 годах.
7. Создание региональной системы контроля и учёта индивидуальных доз облучения жителей (далее - РСКД) как части Единой государственной системы контроля и учёта индивидуальных доз облучения граждан (далее – ЕСКИД).
8. Комплексная оценка доз облучения и состояния здоровья критических групп населения Ханты-Мансийского автономного округа.
9. Региональная система учёта радиоактивных источников и страхование радиационных рисков.
10. Региональная система обучения и воспитания населения и персонала в области радиационной безопасности.

Ниже приводятся основные итоги реализации Программы по направлениям.

1. Комплексное обследование мест проведения подземных ядерных взрывов и организация в их ареалах зон наблюдения

Одной из специфических особенностей Ханты-Мансийского автономного округа – Югры является наличие на его территории 5 объектов, образовавшихся в результате проведения подземных ядерных взрывов в мирных целях (ОПЯВ). На момент начала работ по Программе Правительство автономного округа не располагало достаточной информацией по ним, что не позволяло в должном объёме владеть обстановкой, а, следовательно, и оценивать значимость этой проблемы в принятии решений по обеспечению радиационной безопасности населения и территории.

За годы реализации работ по Программе специалистами Федерального радиологического центра при Санкт-Петербургском НИИ радиационной гигиены им. профессора П.В. Рамзаева, Югорского государственного университета были выполнены радиоэкологические исследования вблизи ОПЯВ «Кварц-3» на территории Сургутского района, ОПЯВ «Бензол» и ОПЯВ «Кимберлит-1» на территории Нефтеюганского района, ОПЯВ «Ангара» на территории Октябрьского района, ОПЯВ «Кратон-1» на территории Берёзовского района. В 2002 году было произведено повторное обследование объекта «Ангара», связанное с тем, что в зимний период на этом объекте производились изоляционно-ликвидационные работы. В 2005 году повторно было проведено комплексное радиационное обследование ОПЯВ «Кратон-1».

В ходе выполнения работ на перечисленных объектах было произведено не менее 2000 измерений мощности дозы гамма-излучения, отобрано не менее 300 проб почвы, воды (в том числе для определения концентрации трития), дико-

росов (грибов, ягод), выполнены гамма-спектрометрические исследования территорий, прилегающих к устью скважин ОПЯВ, отобраны пробы продуктов питания в 15 населённых пунктах, оценены основные параметры радиационной обстановки и дозы облучения населения за счёт ОПЯВ. Анализ полученных данных показал, что радиационная обстановка в местах проведения подземных ядерных взрывов в настоящее время нормальная.

2. Паспортизация скважин с «захороненными» в них радионуклидными источниками

Ещё одной специфической особенностью Ханты-Мансийского автономного округа – Югры является то, что на его территории находится значительное количество разведочных и эксплуатационных скважин, в которых в процессе каротажных работ были оборваны, а затем оставлены радионуклидные источники. В настоящее время в автономном округе имеется более 220 таких скважин, число которых, к сожалению, ежегодно увеличивается. В 2001 году было зафиксировано 4 случая оставления радиационных источников в скважинах, в 2002 г. – 3, в 2003 г. – 4, в 2004 г. – 3, в 2005 г. – 1, в 2006 г. – 2. Данные источники, как правило, локализованы в местах интенсивной нефтедобычи.

Опыт работы, накопленный в рамках реализации программных мероприятий по паспортизации скважин с «захороненными» в них радионуклидными источниками, послужил основой для разработки и последующего введения в действие санитарных правил и нормативов «Гигиенические требования к использованию закрытых радионуклидных источников ионизирующего излучения при геофизических работах на буровых скважинах. СанПиН 2.6.1.1202-03» [4].

Правилами была определена обязательная процедура по представлению информации о "захороненных" источниках в исполнительные органы государственной власти субъектов Российской Федерации и в надзорные органы. Разработана и утверждена форма представления такой информации – радиационный паспорт скважины с захороненным радионуклидным источником, которая обеспечивает возможность оперативного получения достоверной и полной информации об источнике и скважине, в которой он захоронен. Наряду с этим проведена работа по сбору информации о радионуклидных источниках, оставленных ранее. Это позволило сформировать базу данных, содержащую полную информацию о расположении и степени потенциальной радиационной опасности радионуклидных источников на территории Ханты-Мансийского автономного округа, достаточную для решения вопросов и выработки мероприятий, необходимых для гарантированного обеспечения радиационной безопасности населения и территории. В рамках Программы был составлен долгосрочный прогноз поведения захороненных в скважинах источников (в первую очередь, плутониевых) на долгосрочный период и была дана оценка вероятности попадания радиоактивных веществ в водные горизонты.

3. Улучшение радиационной обстановки и ограничение загрязнения почвы и грунтовых вод на предприятиях нефтегазодобычи

В рамках работ по Программе были разработаны санитарные правила и нормативы «Обеспечение радиационной безопасности при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов на объектах нефтегазового комплекса Российской

Федерации. СанПиН 2.6.6.1169-02», регулирующие вопросы обеспечения радиационной безопасности на предприятиях нефтедобычи, а также при обращении с образующимися на них промышленными отходами, содержащими повышенные концентрации природных радионуклидов [5]. Проведён ряд семинаров по обсуждению этих документов с заинтересованными организациями. Например, в 2003 году было проведено комплексное радиационное обследование объектов нефтегазового комплекса в Кондинском районе на нефтяных месторождениях ТПП «Урайнефтегаз» ООО «ЛУКойл - Западная Сибирь». Оценка радиационной обстановки осуществлялась с целью установления уровней облучения работников и населения, а также загрязнения среды обитания людей при обращении с материалами и производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов, образующихся в результате деятельности организаций нефтегазового комплекса. В результате выполненных работ было установлено, что индивидуальная годовая эффективная доза производственного облучения работников за счёт всех природных источников излучения при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов не превышала 5 мЗв/год. Общее суммарное значение эффективной активности природных радионуклидов в грунтах, нефтешламе и солевых отложениях во всех отобранных образцах значительно ниже нормируемых значений. Текущий уровень загрязнения грунтов и отходов не вызывает опасений, однако несоблюдение правил обращения с отходами, многократное повторное загрязнение грунтов нефтепродуктами в будущем может привести к ситуациям повышенного радиоактивного загрязнения их природными радионуклидами. К настоящему времени первичные (периодические) обследования проведены

(проводятся) на всех нефтедобывающих предприятиях Ханты-Мансийского автономного округа - Югры. Например, в 2006 году на 26 предприятиях нефтегазового комплекса осуществлялись комплексные радиационные обследования, на проведение которых нефтяными компаниями было затрачено 11342,195 тыс. рублей.

4. Индивидуальный дозиметрический контроль персонала и пациентов при проведении рентгенорадиологических исследований

Общеизвестно, что в соответствии с Федеральным законом «О радиационной безопасности населения» [1] по требованию пациента ему должна предоставляться полная информация о дозе, полученной при проведении рентгенорадиологического исследования. В функционирующей в Российской Федерации с 2000 года Единой государственной системе учёта и контроля индивидуальных доз облучения граждан наряду с другими видами контроля внедрён и продолжает совершенствоваться индивидуальный дозиметрический контроль пациентов. Актуальность этой проблемы определяется тем, что до 30% годовой коллективной дозы население различных субъектов России получает за счёт медицинских источников [6].

В рамках работ по Программе проведена радиационно-гигиеническая паспортизация рентгенодиагностических аппаратов (РДА), имевшихся на балансе лечебно-профилактических учреждений (ЛПУ) окружной системы здравоохранения на момент начала работ по данному направлению. Обследовано в общей сложности более 330 рентгеновских аппаратов, что составило около 90% от числа всех РДА. Для всех обследованных рентгеновских аппаратов было

определено значение радиационного выхода рентгеновских излучателей, необходимое для оценки индивидуальных доз облучения пациентов. Выявлены 12 рентгеновских аппаратов, для которых требовалось проведение настройки или ремонта. Эксплуатация их была приостановлена до устранения неисправностей, информация по ним была передана в Департамент здравоохранения автономного округа и в органы Госсанэпиднадзора.

Проведённая паспортизация рентгенодиагностических аппаратов позволила:

- достоверно оценить состояние парка РДА;
- наметить пути по своевременной обоснованной замене устаревших РДА;
- наладить действенный контроль состояния медицинских рентгеновских кабинетов и средств индивидуальной защиты пациентов и персонала.

Также в ходе реализации данного направления было разработано программное обеспечение для оценки и организации учёта индивидуальных доз облучения пациентов при рентгенорадиологических исследованиях и осуществлено его внедрение в лечебные учреждения автономного округа. Налажен индивидуальный дозиметрический контроль персонала рентгеновских кабинетов. ЛПУ были оснащены компьютерной техникой, рентгеновские аппараты в 9-ти медицинских рентгеновских кабинетах были оснащены приборами определения индивидуальных доз облучения пациентов. В ГУ Ханты-Мансийского автономного округа - Югры «Югорская медицинская техника» была создана группа радиационного контроля, закуплена необходимая измерительная аппаратура, устройство контроля рентгенаппаратов. С целью повышения уровня знаний основ радиационной безопасности, методов и средств обеспечения

радиационной безопасности в 2004 году на базе Окружной клинической больницы был проведён учебно-практический семинар «Контроль эффективных доз облучения пациентов при медицинских рентгенологических исследованиях», в котором приняли участие специалисты из числа персонала рентгеновских кабинетов ЛПУ автономного округа.

5. Радиационный контроль отводимых под застройку участков и сдаваемых в эксплуатацию жилых и общественных зданий

На момент начала работ по Программе в Ханты-Мансийском автономном округе - Югре процент сдаваемых в эксплуатацию жилых и общественных зданий, в помещениях которых проводился бы радиационный контроль, был очень мал, хотя это являлось обязательным элементом процедуры их приёмки в эксплуатацию.

Для организации такого контроля в автономном округе в рамках мероприятий по Программе были разработаны рекомендации по оснащению окружного и территориальных Центров государственного санитарно-эпидемиологического надзора (ЦГСЭН) приборами радиационного контроля для проведения радиационно-гигиенического обследования отводимых под застройку участков территорий, а также сдаваемых в эксплуатацию жилых и общественных зданий, и начато оснащение ЦГСЭН необходимой аппаратурой. Проводилось обучение специалистов окружного ЦГСЭН методам радиационного контроля отводимых под застройку участков территорий и сдаваемых в эксплуатацию жилых и общественных зданий. Обучение также проводилось в процессе выборочных радиационных обследований эксплуатируемых зданий, осуществляемых совместно со специалистами Федерального радиологического центра.

За 6 лет выполнения работ по Программе обследованием уровней облучения жителей природными источниками были охвачены 64 населённых пункта, в которых проживает более 90% жителей округа. Таким образом, необследованными остались населённые пункты с числом жителей, не превышающим 10% населения автономного округа.

Для оценки структуры доз облучения жителей природными источниками ионизирующего излучения (ИИИ) были выполнены следующие виды измерений:

- измерения эквивалентной равновесной объёмной активности (ЭРОА) изотопов радона в воздухе закрытых помещений эксплуатируемых жилых и общественных зданий;
- измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) гамма-излучения в жилых и общественных зданиях и на открытой местности населённых пунктов;
- измерения содержания радона в источниках питьевого водоснабжения;
- измерения суммарной удельной бета-активности атмосферного воздуха на территории населённых пунктов.

Кроме того, в рамках Программы были выполнены специальные измерения мощности дозы гамма-излучения на открытой местности населённых пунктов.

В итоге выполненных исследований получена достаточно представительная выборка результатов измерений по величине каждого из компонент природного облучения жителей округа, на основе которых оценена структура доз облучения жителей обследованных населённых пунктов, выявлены характеристики основных признаков жилых и общественных зданий, в которых уровни облучения проживающего населения являются повышенными. Определён удельный вклад каждого из природных источников в суммарные дозы облучения населения округа.

Анализ полученных в 2001-2006 гг. данных по оценке структуры облучения и суммарных эффективных доз облучения жителей автономного округа природными источниками позволил сформулировать следующий вывод. Основной вклад (около 80% от суммарной дозы) в облучение жителей Ханты-Мансийского автономного округа – Югры природными источниками вносят регулируемые источники излучения. При этом на долю двух компонентов природного излучения – изотопов радона в воздухе помещений и гамма-излучения в помещениях и на открытой местности – приходится свыше 70% дозы облучения за счёт всех природных источников, что характерно и для общемировых показателей.

На основании полученных данных ежегодно производился расчёт доз облучения жителей автономного округа от всех природных источников излучения, необходимых для составления радиационно-гигиенического паспорта территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры за отчётный год.

6. Разработка и реализация программы радиационного мониторинга на территории Ханты-Мансийского автономного округа - Югры

Одной из задач радиационно-гигиенической паспортизации территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры является обеспечение исполнительных органов государственной власти автономного округа достоверной и полной информацией обо всех существенных параметрах радиационной обстановки, характеризующих радиационную безопасность населения.

Действовавшая в Ханты-Мансийском автономном округе до 2001 года система радиационного мониторинга

не обеспечивала полноценного решения этой задачи. Проводимые измерения позволяли получать отдельные результаты по содержанию радионуклидов в продуктах питания, питьевой воде, стройматериалах, а также информацию о величине гамма-фона. Совершенно не изучались характеристики радиационного загрязнения таких объектов окружающей среды как почва, атмосферный воздух, поверхностные воды, что не позволяло получать полную картину радиационной обстановки и полноценно отражать её в радиационно-гигиеническом паспорте территории автономного округа.

В рамках Программы был развернут серьёзный радиационный мониторинг, который, в частности, включал значительный объём исследований содержания техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах, в пробах почвы, питьевой воды источников питьевого водоснабжения и воды поверхностных водоёмов.

В 2001-2006 гг. обследования проводились во всех городских округах и муниципальных районах автономного округа. В рамках проведённых в этот период исследований были выполнены следующие работы:

- выполнены радиохимические анализы 150 проб питьевой воды на содержание в них природных радионуклидов, 1191 проб пищевых продуктов и объектов окружающей среды (естественные травы, мхи, лишайники);

- определены уровни суммарной альфа- и бета-активности в 150 пробах питьевой воды;

- определена удельная активность ^{137}Cs в 1070 пробах пищевых продуктов и ^{90}Sr – в 769 пробах;

- определена удельная активность ^{137}Cs и природного радионуклида ^{226}Ra в 76 пробах почвы. В 20 пробах почвы определены удельные активности ^{90}Sr, а также природных радионуклидов – ^{40}K, ^{238}U, ^{232}Th и дочерних продуктов их распада;

- выполнены расчёты по оценке эффективных доз внутреннего облучения населения Ханты-Мансийского автономного округа – Югры техногенными радионуклидами за счёт потребления пищевых продуктов и природными радионуклидами за счёт потребления питьевой воды;

- создана радиохимическая лаборатория на базе ЦГСЭН в г. Нижневартовске и Нижневартовском районе.

Для дозовых оценок наибольший интерес представляли продукты местного происхождения. Во всех исследованных пробах удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr многократно ниже допустимых уровней содержания этих радионуклидов в пищевых продуктах, регламентированных санитарными правилами и нормативами [7].

В течение всего периода исследований в единичных случаях отмечалось превышение уровня суммарной альфа-активности природных радионуклидов в пробах питьевой воды, однако нарушения условия $\sum (A_i / УВ_i) \leq 1$, регламентированного НРБ-99 [8], не выявлено. Численные значения удельной суммарной бета-активности A_β в питьевой воде из артезианских скважин не превышали 0,9 Бк/л, составляя в среднем 0,16 Бк/л, т.е. ниже «контрольного уровня», регламентированного НРБ-99 (1 Бк/л).

Установлено, что средние значения плотности загрязнения почвы цезием-137 не превышали фоновых показателей, характерных для равнинных территорий России. Радиохимические исследования проб почвы, отобранных в различных населённых пунктах автономного округа в 2003-2006 гг., показали, что суммарная удельная активность природных радионуклидов (^{226}Ra, ^{40}K) существенно выше, чем техногенных (^{137}Cs), причём основной вклад в природную компоненту радиоактивного загрязнения вносит ^{40}K. Радионуклиды уранового и ториевого рядов находятся в радио-

активном равновесии (с учётом погрешности определения их удельной активности). Их содержание в почвах варьирует в пределах, типичных для почв нечерноземной зоны Российской Федерации. Также не установлено дополнительного, кроме глобальных выпадений, техногенного загрязнения территорий обследованных районов автономного округа.

Уровни объёмной активности радиоактивных веществ в атмосферном воздухе на несколько порядков ниже допустимой среднегодовой объёмной активности для населения по НРБ-99 [8]. Однако полученные данные не могут не настораживать специалистов. Так, исследованиями 2006 года установлено, что при суммарной запылённости атмосферного воздуха на территории населённых пунктов в пределах 0,05-0,15 мг/м^3 удельная бета-активность пыли составила около 10000 Бк/кг. Очевидно, что почва на территории округа не может быть источником таких уровней данного фактора, поскольку удельная активность природных радионуклидов в ней минимум на 2 порядка ниже. По мнению специалистов, причиной столь высокой активности долгоживущих природных радионуклидов в атмосферном воздухе может быть только вынос больших количеств природных радионуклидов с добываемым углеводородным сырьём, обусловленный высокой плотностью нефтегазодобывающих и перерабатывающих предприятий с установившейся структурой хозяйственной деятельности. Не исключено, что в дальнейшем показатель активности радиоактивных веществ в атмосферном воздухе может рассматриваться как интегральный фактор благополучия экологической обстановки на территории автономного округа.

Основным дозообразующим фактором по внутреннему облучению жителей Ханты-Мансийского автономного округа – Югры являются содержащиеся в питьевой воде

природные радионуклиды, а также загрязнение пищевых продуктов радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr. По данным радиохимических анализов проб воды, отобранных в различных населённых пунктах обследованных районов автономного округа, были оценены дозы внутреннего облучения жителей природными радионуклидами за счёт потребления питьевой воды, которые составили от 10 до 70 мкЗв/год при среднем значении 20 мкЗв/год, что значительно меньше уровня вмешательства (100 мкЗв).

По результатам выполненных в 2001-2006 гг. работ построены 12 информационных карт Ханты-Мансийского автономного округа – Югры с размещением на них данных радиационного мониторинга почвы, атмосферного воздуха, пищевых продуктов и воды, результатов проведённых измерений гамма-фона на открытой местности, обследований радиационной обстановки в жилых и общественных зданиях, а также оценки доз облучения населения за счёт природных источников и за счёт потребления пищевых продуктов и питьевой воды.

В 2004-2006 гг. проводились радиоэкологические исследования воды рек Иртыш и Обь в пределах Ханты-Мансийского автономного округа – Югры. Изучались уровни загрязнения долгоживущими радионуклидами компонентов Обь-Иртышской речной системы, годовая динамика изменения основных техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях, осуществлялся анализ тенденций, вероятных причин и последствий их изменения, а также определялась потенциальная опасность радиационного фактора на Обь-Иртышскую речную систему.

В качестве точек наблюдения были выбраны створы рек Обь и Иртыш, находящиеся вблизи города Ханты-Мансийска и административных границ автономного округа.

В точках наблюдения были выполнены измерения мощности экспозиционной дозы и сделана привязка координат GPS-приемником, определены объёмные концентрации радионуклидов в воде исследованных створов и представлены регрессионные зависимости их изменения вдоль русла рек.

Динамика ^{137}Cs и ^{90}Sr в 2004-2006 гг. указывает на устойчивый рост содержания указанных радионуклидов в большинстве исследованных створов рек. Например, в 2006 году произошло общее увеличение концентрации ^{137}Cs в воде рек почти на порядок по сравнению с 2005 годом и в несколько десятков раз по сравнению с 2004 г. Объёмные концентрации радионуклидов в воде рек близки к величинам объёмной активности воды в осадках на территории Ханты-Мансийского автономного округа - Югры и по обоим радионуклидам на 2-3 порядка ниже установленного уровня вмешательства.

Всегда считалось, что основным источником загрязнения реки Оби техногенными радионуклидами является речная система Теча – Исеть – Тобол – Иртыш. Однако расчёт 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 Ханты-Мансийского автономного округа - Югры по реке Обь составляет 480 ГБк, что почти в 13 раз превышает таковое со стороны реки Иртыш, равное 39 ГБк. По ^{90}Sr аналогичные параметры равны соответственно 5480 ГБк и 920 ГБк с соотношением величин около шести. Это свидетельствует о потенциальной опасности загрязнения искусственными радионуклидами реки Обь в границах Ханты-Мансийского автономного округа – Югры со стороны Томской области (на площади водосбора реки Томь, впадающей в Обь,

находится крупный ядерный объект – Сибирский химический комбинат).

Отмеченные изменения концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде исследованных рек хотя и не внушают опасения с позиций норм безопасности, тем не менее, настораживают с точки зрения отрицательной динамики в сторону ухудшения общего радиоэкологического состояния рек. В связи с этим рассматривается целесообразность организации постоянного мониторинга за состоянием водных экосистем на территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры.

7. Создание РСКД как части ЕСКИД

Контроль и учёт индивидуальных доз облучения граждан, осуществляемый в рамках ЕСКИД, является конечным звеном контроля радиационной обстановки, осуществляемым для информационной поддержки и обоснования мероприятий органов исполнительной власти, направленных на обеспечение радиационной безопасности населения.

Основой ЕСКИД являются региональные системы контроля индивидуальных доз облучения граждан, которые обеспечивают сбор, обработку и передачу всей необходимой информации о дозах органам исполнительной власти регионов и в федеральные банки данных.

В рамках данного направления Программы была проведена работа по разработке и опытному внедрению программного обеспечения для организации в медицинских рентгеновских кабинетах ЛПУ автономного округа учёта индивидуальных доз облучения пациентов БД-УДП. С учётом опытной эксплуатации первой версии программного обеспечения в него были внесены существенные доработки. Для удобства пользователей был введён блок расчёта

эффективных доз облучения пациентов, разработанный на основе утверждённых Минздравом России 16 декабря 2003 г. и введённых в действие с 1 марта 2004 г. методических указаний «Контроль эффективных доз облучения пациентов при медицинских рентгенологических исследованиях. МУК 2.6.1.1797-03», и поэтому опытное внедрение проведено только в ЦРКБ Сургутского района.

Кроме того, для организации в медицинских рентгеновских кабинетах ЛПУ автономного округа учёта индивидуальных доз облучения пациентов были приобретены приборы контроля индивидуальных доз облучения, а также необходимая вычислительная техника.

8. Комплексная оценка доз облучения и состояния здоровья критических групп населения Ханты-Мансийского автономного округа-Югры

В рамках работ по Программе проведено комплексное радиационное обследование на территории г. Ханты-Мансийска и в местах компактного проживания коренных народов автономного округа и оценены уровни облучения жителей за счёт природных источников. На территории 30 населённых пунктов (города и поселки) автономного округа выполнены следующие виды измерений:

- определение суммарной удельной активности радионуклидов в атмосферном воздухе - 59 проб;
- контроль содержания радона-222 в источниках питьевого водоснабжения – 60 проб;
- выборочное обследование жилых и общественных зданий с оценкой среднегодовых значений ЭРОА изотопов радона в воздухе - 1097 точек измерения;

- мощность дозы гамма-излучения в жилых и общественных зданиях и на открытой территории населённых пунктов – 1210 точек.

Дозиметрические исследования дополнялись эпидемиологическими исследованиями состояния здоровья населения. Получена достоверная информация о структуре доз облучения коренного населения, выявившая нормальную радиационную обстановку.

9. Региональная система учёта радиоактивных источников и страхование радиационных рисков

В рамках работ по Программе был разработан перечень документов, необходимых для организации страхования радиационных рисков в Ханты-Мансийском автономном округе. Эта система может стать эффективным финансовым регулятором оптимизации обращения с ИИИ в автономном округе. Также был подготовлен перечень объектов, подлежащих обязательному страхованию радиационных рисков.

Необходимо отметить, что транзит ИИИ по территории автономного округа осуществляется постоянно, и контроль над их перемещением является неотъемлемой частью обеспечения радиационной безопасности населения.

Во исполнение решения региональной антитеррористической комиссии при Правительстве Ханты-Мансийского автономного округа – Югры от 14 апреля 2003 г., распоряжения Правительства автономного округа от 29 мая 2003 года № 411-рп «Об организации радиационного контроля на контрольно-пропускном пункте п. «Салым» в рамках Программы была приобретена, установлена и введена в эксплуатацию стационарная система радиационного контроля «Янтарь-2Л».

Большинство случаев срабатывания установки не связаны с грубыми нарушениями перевозки ИИИ, в основном везут различные строительные материалы с повышенным радиационным фоном. Но были выявлены и предотвращены случаи грубого нарушения установленных правил транспортирования радиационных источников рядом предприятий, использующих их в своей деятельности.

Размещение установки радиационного контроля «Янтарь-2Л» на въезде в административные границы Ханты-Мансийского автономного округа - Югры позволяет предотвратить несанкционированный ввоз на территорию автономного округа радиоактивных веществ и радиоактивных отходов. В ближайшей перспективе планируется приобретение ещё двух систем радиационного контроля с последующим объединением всех установок в единую систему мониторинга и контроля над перемещением ИИИ.

10. Региональная система обучения и воспитания населения и персонала в области радиационной безопасности

Обеспечить благоприятную ситуацию в сфере радиационной безопасности невозможно без активно действующей системы обучения, воспитания и просвещения населения.

В рамках Программы проводился широкий спектр мероприятий в этой области: от выступлений по радио и телевидению специалистов профильных федеральных учреждений и окружных структур, отвечающих за обеспечение радиационной безопасности, до проведения межрегиональных семинаров по обучению специалистов по различным аспектам обеспечения радиационной безопасности.

В период реализации мероприятий Программы проведены:

- окружные семинары по проблемам организации и проведения радиационно-гигиенической паспортизации и учёта доз облучения населения – 3;
- межрегиональные семинары по обучению специалистов округа по различным аспектам обеспечения радиационной безопасности населения –2;
- тематические семинары по радиационному терроризму, по обеспечению радиационной безопасности в нефтедобывающей отрасли – 2.

На страницах газет «Югорское время», «Новости Югры» было опубликовано свыше 50 журналистских и информационных материалов по вопросам обеспечения радиационной безопасности в Ханты-Мансийском автономном округе – Югре, интервью со специалистами, учёными из ведущих научных центров страны в области обеспечения радиационной безопасности. Налажен регулярный выпуск вестника Программы «Обеспечение радиационной безопасности населения Ханты-Мансийского автономного округа на 2001-2006 годы», знакомящего население с ходом её реализации. Издано 5 номеров вестника.

Подготовлен и издан учебник «Радиационная экология», которому был присвоен гриф «Допущено Учебно-методическим Объединением по классическому университетскому образованию РФ в качестве учебного пособия для студентов высших учебных заведений, обучающихся по экологическим и географическим специальностям». В Российской Федерации аналогов такому учебнику нет.

С целью освещения актуальных вопросов в области радиоэкологии, ознакомления общественности с передовыми научными идеями, обобщения и распространения опыта

ведущих радиоэкологов подготовлено и опубликовано 5 выпусков сборника «Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин», который может быть использован учреждениями специального профиля и для подготовки студентов.

Заключение

Основным результатом реализации мероприятий территориальной программы явилось сформировавшееся целостное представление о радиационной обстановке на территории Ханты-Мансийского автономного округа - Югры, позволяющее в настоящее время исполнительным органам государственной власти проводить при необходимости своевременные и обоснованные защитные мероприятия, направленные на сохранение здоровья и увеличение продолжительности жизни населения, а также исключающее возможность развития радиофобии у населения вследствие недобросовестного информирования. Большой объём достоверной информации, полученной в ходе выполнения программных мероприятий, стал основой для заполнения главного документа, характеризующего состояние радиационной безопасности, – радиационно-гигиенического паспорта Ханты-Мансийского автономного округа - Югры. По оценке специалистов Федерального радиологического центра радиационно-гигиенический паспорт территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры на протяжении ряда лет является одним из лучших в Российской Федерации.

Логическим продолжением комплекса работ по обеспечению радиационной безопасности населения автономного округа в последующих годах представляются следующие направления:

1. В отношении мониторинга содержания техногенных радионуклидов в пищевых продуктах и питьевой воде необходимо продолжать эти исследования. Целесообразно организовать постоянный мониторинг содержания техногенных радионуклидов в воде рек и озёр автономного округа и, в первую очередь, на реках Обь и Иртыш с целью оперативного отслеживания динамики поступления техногенных радионуклидов от объектов Росатома, расположенных в бассейнах этих рек.

2. Необходимо продолжить развитие региональной системы контроля и учёта радиоактивных веществ и радиоактивных отходов, тесно увязав её с системой радиационно-гигиенической паспортизации. Кроме того, очень важно дополнить её системой инструментального контроля над ввозом источников на территорию автономного округа. С учётом ограниченного количества путей возможного ввоза в автономный округ таких источников эта система может быть достаточно компактной и эффективной. Она позволит исключить возможность несанкционированного ввоза и транзита радиоактивных источников по территории автономного округа. При создании такой системы целесообразно использовать для неё универсальные средства контроля, позволяющие обнаруживать и иные опасные грузы, такие как взрывчатые и наркотические вещества, что также позволит повысить эффективность системы и комплексно решать проблему обеспечения безопасности населения автономного округа.

3. Детальное обследование ряда населённых пунктов, в которых установлены наиболее высокие уровни облучения жителей за счёт природных источников излучения, с применением квазиинтегральных и интегральных методов для выявления зданий с высоким содержанием радона в воздухе

с одновременным уточнением признаков потенциальной радоноопаности зданий на территории автономного округа.

4. Обследование детских дошкольных и школьных учреждений в крупных городах и населённых пунктах с потенциально повышенным содержанием радона в воздухе с применением квазиинтегральных и интегральных методов.

Список литературы

1. Федеральный закон «О радиационной безопасности населения» от 09.01.1996 г. № 3-ФЗ / Собрание законодательства Российской Федерации, 1996, № 3, ст. 141; 2004, № 35, ст. 3607.
2. Закон Ханты-Мансийского автономного округа «О радиационной безопасности» от 05.01.1999 г. № 3-оз / Собрание законодательства Ханты-Мансийского автономного округа, 1999, № 12, ст. 956; 2001, № 12, ст. 1070; 2001, № 9, ст. 1127; Собрание законодательства Ханты-Мансийского автономного округа-Югры, 2004, № 6, ст. 818; 2005, № 4, ст. 333; 2006, № 2, ст. 68; № 4, ст. 261.
3. Закон Ханты-Мансийского автономного округа «О территориальной программе «Обеспечение радиационной безопасности населения Ханты-Мансийского автономного округа на 2001-2006 годы» от 20.06.2001 г. № 54-оз / Собрание законодательства Ханты-Мансийского автономного округа, 2001, № 6, ст. 688.
4. Санитарные правила и нормативы. Гигиенические требования к использованию закрытых радионуклидных источников ионизирующего излучения при геофизических работах на буровых скважинах. СанПиН 2.6.1.1202-03. – М.: Минздрав России, 2003.
5. Санитарные правила и нормативы. Обеспечение радиационной безопасности при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов

на объектах нефтегазового комплекса Российской Федерации. СанПиН 2.6.6.1169-02. – М.: Минздрав России, 2003.
6. Дозы облучения населения Российской Федерации в 2005 году. Справочник/Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. ФГУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены им. профессора П.В. Рамзаева». – СПб, 2006. – 60 с.
7. Санитарные правила и нормативы. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. СанПиН 2.3.2.1078-01. – М.: Минздрав России, 2002.
8. Санитарные правила. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99 – М.: Минздрав России, 1999. – 116 с.

АНАЛИЗ ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ КАК СИСТЕМЫ ДЕПОНИРОВАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

В.А. Костюченко[1], А.В. Аклеев[1], А.В. Трапезников[2], И.Я. Попова[1], Л.М. Перемыслова[1]

[1]Уральский научно-практический центр радиационной медицины, г. Челябинск
[2]Институт экологии растений и животных Уральского отделения РАН, г. Екатеринбург

Возникновение Теченского каскада водоемов (ТКВ) было связано с необходимостью хранения низкоактивных жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк». Каскад водоемов включает в себя водоемы №3 (Кокшаров пруд), № 4 (Метлинский пруд), №10 и №11. Верхние три водоема 3, 4, и 10 эксплуатируются в слабопроточном режиме. Водоем 11 является замыкающим в системе ТКВ и эксплуатируется в бессточном режиме с момента его создания в 1964-65 гг. (рисунок 1).

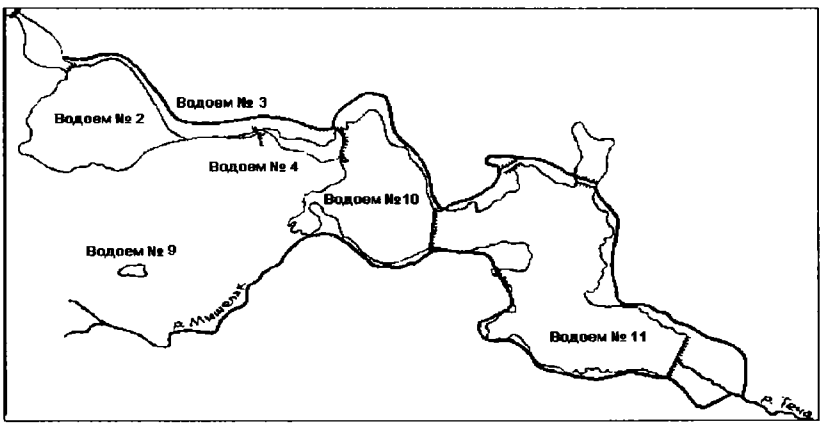


Рисунок 1. Схема Теченского каскада водоемов

В настоящее время, по данным Ю.В. Глаголенко и др. [1], общие ежегодные фильтрационные потери из конечного водоема №11 могут достигать 10-15 млн. $м^3$, с фильтратом из водоема уходит ~ 400-600 Ки ^{90}Sr. Динамика данных потерь говорит об ухудшении ситуации особенно в последние пять лет, что, по мнению авторов, связано с увеличением водности данного периода.

По данным [2] на 1996 г. суммарная активность радиоактивных сбросов в водоемы 3 и 4 составляла 2-4 кКи·$год^{-1}$, что составляет менее 1% от общего запаса в ТКВ. Естественный радиоактивный распад снижает активность примерно на 2 % от запаса радионуклидов (5 кКи). За время деятельности ПО «Маяк» в ТКВ спущено примерно 180 кКи радионуклидов, большая часть которых сосредоточена в водоеме №10. В соответствии с документом [3] к 1990 г. в каскаде водоемов №3, 4, 10 и 11 было депонировано около 2 МКи активности.

Многочисленные работы, посвященные изучению поведения радионуклидов в водоемах, показывают, что основным депо радионуклидов в пресноводных биогеоценозах являются донные отложения водоема, которые поглощают более 80% радионуклидов. На долю водной компоненты приходится ~ 18-19 %, остальное - на гидробионты (менее 1 %) [4]. Кутлахметов Ю.А. с соавторами оценивает радиоёмкость в прямой зависимости от толщины основного сорбирующего слоя донных отложений и обратной - от глубины водоема [5].

Водоемы ТКВ весьма отличаются по размерам и содержанию радиоактивных веществ. Одной из важных характеристик ТКВ является их средняя глубина, которую можно вычислить по отношению объема водоемов к их площади (таблица 1).

Таблица 1.

Характеристика размеров ТКВ [2, 6, 7]

№ водоема	Площадь, км^2	Объем, млн. м^3	Средняя глубина, м
3	0,5-0,8	0,75-0,8	1
4	1,3	3,8-4,1	3,2
10	17-19	76-80	4,2
11	44-47	217-260	5,5

Как видно в каждом последующем водоеме увеличиваются площадь, объем воды и показатель средней глубины. Наибольшее количество активности (таблица 2) накоплено в 10-м водоеме. Отношение суммарной активности радионуклидов в донных отложениях и воде наибольшее (лучшее) в водоеме №3, где в донных отложениях радионуклидов в 10 раз больше, чем в воде. В водоеме №11 в воде и донных отложениях содержится примерно одинаковое количество радионуклидов.

Таблица 2.

Содержание активности в воде и донных отложениях ТКВ, кКи [2, 7, 8]

№ п/п	Компоненты водоема	водоем			
		3	4	10	11
1	Вода	0,45-2,6	0,6-1,7	20-50	14-24
2	Донные отложения (ДО)	15,4	4,2	60-250	15-25
3	Отношение ДО/вода	10,1	3,6	4,4	1,0

Наглядно соотношение радионуклидов в воде и донных отложениях представлено на рисунке 1. Как видно во всех водоемах, кроме водоема № 11, содержание радионуклидов в воде меньше, чем содержание в донных отложениях.

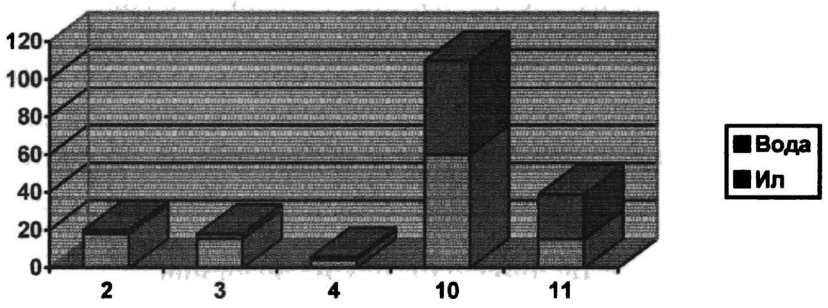


Рисунок 1. Содержание радионуклидов в воде и донных отложениях 2, 3, 4, 10 и 11 водоемов-хранилищ, кКи

Таблица 3.

Концентрация радионуклидов в донных отложениях водоемов №10 и 11, Ки·км$^{-2}$

Показатель	Водоем №10	Водоем №11
Плотность загрязнения донных отложений ^{90}Sr		
• В старом речном русле	$3{,}2\cdot10^4$	$1{,}1\cdot10^3$
• В старой речной пойме	$1{,}5\cdot10^3$	480
• В затопленной части прибрежной полосы	400	140
Плотность загрязнения донных отложений ^{137}Cs		
• В старом речном русле	$3{,}5\cdot10^4$	$5{,}1\cdot10^3$
• В старой речной пойме	$7{,}5\cdot10^3$	$1{,}8\cdot10^3$
• В затопленной части прибрежной полосы	$4{,}3\cdot10^3$	40

Исследования, проведенные Базылевым В.В. с соавторами в 2001 г. показали, что в реальности отмечается значительная неравномерность загрязнения донных отложений (таблица 3) [7]. В наибольшей степени загрязнено бывшее русло реки Теча, что произошло в ранние сроки работы предприятия (в 1951 г.).

Сопоставление некоторых параметров водоемов ТКВ (таблица 4) позволяет выявить особенности процессов сорбции радионуклидов донными отложениями из воды (таблица 5).

Таблица 4.

Усредненные параметры водоемов и содержания в них радионуклидов

Параметры водоема	№ водоема			
	3	4	10	11
Средняя глубина, м	1	3,2	4,2	5,2
Удельная активность ^{90}Sr в илах, кБк·кг$^{-1}$	1000	700	85	17
Удельная активность ^{90}Sr в воде, кБк·л$^{-1}$	5,88	1,6	3,52	1,56
Удельная активность ^{137}Cs в илах, кБк·кг$^{-1}$	$1,2 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^3$	85	2,2
Удельная активность ^{137}Cs в воде, кБк·л$^{-1}$	1,47	0,047	0,052	0,005

Для этого были рассчитаны отношения удельной активности ^{90}Sr илов к удельной активности ^{90}Sr воды, удельной активности ^{137}Cs илов к удельной активности ^{137}Cs воды, содержания ^{90}Sr в воде к 1м^2 дна, содержания ^{137}Cs в воде к 1 м^2 дна.

Таблица 5.

Отношение концентраций радионуклидов в системе ил/вода в различных водоемах

№ водоема	3	4	10	11
Уд. акт. ^{90}Sr илов/ уд. акт. ^{90}Sr воды	170	438	24	11
Уд. акт. ^{137}Cs илов/ уд. акт. ^{137}Cs воды	81632	2978	1635	440
Содержание ^{90}Sr в воде, кБк /1м^2 дна	5,9	5,2	14,8	8,6
Содержание ^{137}Cs в воде, кБк /1м^2 дна	1,5	0,15	0,22	0,028

Данные отношения показывают, что условия сорбции радионуклидов в каждом нижележащем водоеме ухудшаются, отношение удельной активности радионуклида в донных отложениях к его содержанию в воде снижается от 3 к 11 водоему в среднем в 200 – 15 раз. Очевидно, что ^{137}Cs сорбируется донными отложениями лучше, чем ^{90}Sr.

Были рассчитаны ранговые корреляции (по Спирмену) зависимостей накопления радионуклидов в донных отложениях от факторов, исследуемых в данных отношениях. Отмечается достоверная корреляция между концентрацией ^{137}Cs в донных отложениях и воде водоемов, аналогичная зависимость для ^{90}Sr менее выражена и недостоверна. Однако если рассматривать корреляционную зависимость между концентрацией ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях и показателями глубины водоемов, то она в обоих случаях обратная и достоверная (таблица 6). Из этого следует, что для усиления сорбции ^{90}Sr донными отложениями необходимо уменьшать толщину слоя воды над донными отложениями (улучшать контакт с сорбционным слоем).

Таблица 6.

Уровень корреляционных отношений, сложившихся в системе ТКВ

Коррелирующие факторы	Величина коэффициента корреляции	Уровень достоверности коэффициента
^{90}Sr – Концентрация в донном грунте / концентрация в воде	0,8	>0,05
^{137}Cs - Концентрация в донном грунте / концентрация в воде	1,0	<0,05
Концентрация ^{90}Sr в донном грунте / средняя глубина	- 1,0	<0,05
Концентрация ^{137}Cs в донном грунте / средняя глубина	- 1,0	<0,05
Содержание радионуклидов в донном грунте / Содержание радионуклидов в воде	1,0	<0,05

Известно, что идея очистки радиоактивно загрязненных вод с помощью каскада прудов-охладителей принадлежит Н.В. Тимофееву-Ресовскому и представителям его научной школы [9, 10]. Уменьшить глубину водоемов можно путем их разбивки на ряд более мелких и превратив их в каскад водоемов с разным уровнем водной поверхности (рис. 2).

По мере отсыпки промежуточных плотин, которые будут нести функции регуляторов стока и дополнительно выполнять функции фильтрующих элементов, предполагается снижение удельной активности ^{90}Sr в воде каждого последующего водоема. Из таблиц 4 и 5 видно, что повысив величину удельной активности ^{90}Sr в донных отложениях,

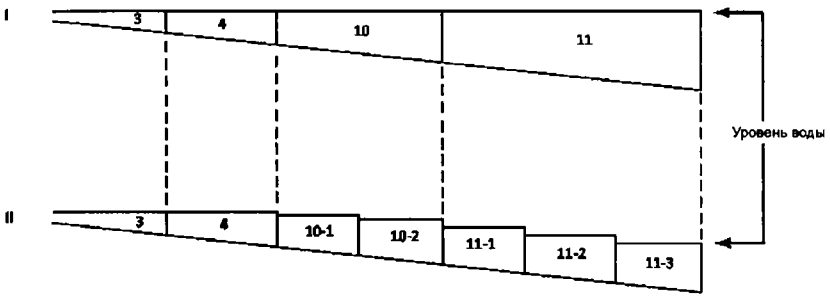


Рисунок 2. Схема существующих водоемов (№3, 4, 10, 11) – (I) и предлагаемая схема их реконструкции (водоемы №3, 4, 10-1, 10-2, 11-1, 11-2, 11-3) – (II)

тем самым можно пропорционально уменьшить концентрацию радионуклида в воде. Это отношение в водоемах №3 и №4 составляет 169-437 раз. Если это отношение сохранится во вновь образованных водоемах, тем самым имеется предпосылка для уменьшения в аналогичном масштабе концентрации в воде нижележащих водоемов. Величина удельной концентрации ^{90}Sr в воде водоемов, образованных на месте 10 водоема и 11 водоемов может составить (ориентировочно) десятки Беккерелей на литр. При таких концентрациях конечная плотина ТКВ должна представлять устройство для регулированного сброса воды в реку Теча.

Таким образом, возникшая на Теченском каскаде водоемов необходимость улучшения очистки воды от радионуклидов рентабельно может быть решена при помощи естественных природных процессов. Основным механизмом очищения загрязненной радионуклидами воды является сорбция их донными грунтами, данный механизм поглощения радионуклидами почвой является основным при всех радиационных авариях. Для усиления сорбции ^{90}Sr донны-

ми отложениями необходимо уменьшать глубину воды над донными отложениями.

В целом эффективность работы ТВК можно повысить:

- уменьшив толщину водного слоя в водоемах, разделив 10 и 11 водоемы на несколько дополнительных камер,
- прекратив сброс в систему ТКВ среднеактивных отходов и уменьшив количество исходных растворов,
- создав проточный режим.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Особенности формирования радиоактивного загрязнения р. Теча // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 2. – С. 27-36.
2. Глаголенко Ю.В., Дзекун Е.Г., Дрожко Е.Г., Медведев Г.М., и др. Стратегия обращения с радиоактивными отходами на ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 1996. – № 2. – С. 3-10.
3. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности ПО «Маяк» Минатомэнергопрома СССР, организованной распоряжением Президиума АН СССР № 1140-501 от 12.0.90 г.
4. Трапезникова В.Н., Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных систем как научная дисциплина // Вопросы радиационной безопасности. – 2006. – № 1. – С. 35-57.
5. Кутлахметов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Корогодин В.И., Кутлахметова-Вишнякова В.Ю. Методология и методы исследования радионуклидов и других техногенных загрязнителей в наземных и водных экосистемах. - Киев: Медэкол, Укр. РНПФ. Медицина-Экология, 1997. – 44 с.
6. Садовников В.И., Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г., Стукалов П.М. Современное состояние и решение проблем Теченского каскада водоемов // Вопросы радиационной безопасности. – 2002. – № 1. – С. 3-14.

7. Базылев В.В., Февралева Л.Т., Мартюшов В.В., Рубченков М.М., Мартюшов В.З. К вопросу потенциальной опасности оголения прибрежной полосы водоемов В-10 и В-11 // Вопросы радиационной безопасности. – 2001. – № 2. – С. 74-77.
8. Каскад промышленных водоемов // Экологический центр ПО «Маяк». – 1994. – Вып. 7.
9. Агафонов Б.М.. Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в сериях водоемов-бачков // Бюл. МОИП / Уральск. отд. – 1958. – Вып. 1. – С. 97-102.
10. Агре А.Л., Молчанова И.В., Тимофеев-Ресовский Н.В. Самоочищение воды в слабопроточных водоемах от цезия-137 при разных скоростях протока и объемах воды и концентрации в ней цезия // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 1964. – Т. 69, вып. 31. – С. 20-24.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ НА ТЕРРИТОРИИ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА

А.В. Трапезников[1], В.Н. Трапезникова[1], В.Н. Николкин[1], А.В. Коржавин[1], Р.В. Кузьмина[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.

В работе представлены результаты радиоэкологических исследований воды, донных и пойменных отложений на участках рек Обь и Иртыш общей протяженностью свыше 800 км, расположенных на территории Ханты-Мансийского автономного округа (ХМАО).

Обь и Иртыш являются основными реками на территории Ханты-Мансийского автономного округа с обширной гидрографической сетью притоков и пойменных водоемов. В бассейне Обь-Иртышской речной системы на территории Свердловской, Челябинской и Томской областей в настоящее время функционирует несколько атомных предприятий, являющихся источниками поступления техногенных радионуклидов в открытые водоемы. Среди них – ПО «МАЯК» (Челябинская область), производивший в период 1949-1951 гг. интенсивный сброс жидких радиоактивных отходов в р. Теча, и Сибирский химкомбинат (Томская область), значительная часть жидких радиоактивных отходов которого аккумулирована в естественных подземных хранилищах.

В бассейне Иртыша имеются протяженные ландшафты, загрязненные после крупномасштабных радиационных аварий на ПО «МАЯК» в 1957 и 1967 гг: Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) и территория, подвергшаяся ветровому разносу радиоактивных веществ со дна обмелевшего озера Карачай [1-3]. В бассейне Оби и ее притока р. Томь расположена территория, загрязненная после радиационной аварии на Сибирском химкомбинате в 1993 г. [4].

Таким образом, Обь и Иртыш являются магистральными реками региона, по водной системе которых осуществляется поступление радиоактивных веществ с сопредельных территорий, их депонирование в пойменных структурах и последующая миграция за границы округа. В настоящей работе представлены результаты экспедиционных радиоэкологических исследований Обь-Иртышской речной системы в границах Ханты-Мансийского автономного округа, проведенных в 2007 году, а также результаты мониторинга за период 2004-2007 гг. [5].

Объекты, методы исследования и используемое оборудование

В полевых условиях проведен отбор проб воды, пойменных грунтов, донных отложений и рыбы в шести постоянных створах и двух дополнительных створах на реках Обь и Иртыш. Все обследованные створы рек находились в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Место расположения створов на местности определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS. Расположение створов представлено на рисунке 1, а их краткое описание в таблице 1.

Пробы воды для спектрометрии подкисляли небольшим количеством соляной кислоты, предотвращая сорбцию

радионуклидов на стенках сосудов. В каждой из исследованных точек отбор проб воды проводился в двух параллелях по 40 л.

Пробы грунтов отбирали методом «рамки» 30х30 см, послойно по 5 см до глубины 40-50 см, разделяя каждый слой на три параллели. В лабораторных условиях пробы просушивали, перемалывали в шаровой мельнице и просеивали через сито с ячейкой 1 мм. Определение ^{137}Cs проводили на гамма-спектрометре «CANBERRA» (США) с охлаждаемым Ge-детектором. Содержание ^{90}Sr в воде определяли в образцах сухого остатка проб воды после выпаривания и в оксалатных концентратах из нативных проб грунтов на гамма-бета-спектрометре «ПРОГРЕСС-2000» со сцинтилляционным детектором. Минимально определяемые активности с учетом методов подготовки проб составили – 0,03 Бк/кг по ^{137}Cs и 0,6 Бк/кг по ^{90}Sr.

Рисунок 1. Расположение створов на реках Обь и Иртыш.

Таблица 1.

Характеристика исследуемых объектов на реках Обь и Иртыш.

Объект	Описание	координаты
Створ 1	Река Обь на ~20 км ниже по течению от места слияния Оби с Иртышем:	
точка 1	левый берег	61° 04,360′ N 68° 29,111′ E
точка 2	правый берег	61° 04,474′ N 68° 31,269′ E
Створ 2	Река Обь на ~20 км выше впадения Иртыша, левый берег	61° 10,558′ N 69° 02,265′ E
Створ 3	Река Иртыш, ~20 км до впадения в Обь, правый берег	60° 57,526′ N 68° 04,062′ E
Створ 4	Река Обь напротив Нижневартовска, левый берег	60° 49,716′ N 76° 39,263′ E
Створ 5	Река Обь в районе н.п. Соснино	60° 41,695′ N 77° 05,908′ E
Створ 6	Река Иртыш в районе населенного пункта Демьянское, правый берег	59° 36,162′ N 69° 16,444′ E
Створ 7	Река Обь, ~40 км ниже впадения Иртыша	61° 08,497′ N 68° 23,337′ E
Створ 8	Река Обь, ~65 км ниже впадения Иртыша	61° 25,001′ N 68° 18,301′ E

Результаты исследования, их анализ и обсуждение

Изменение содержания радионуклидов в воде исследуемых створов Оби и Иртыша приведено на рисунке 2. Представленные на рисунке данные иллюстрируют монотонный спад содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде по течению обеих рек, смоделированный экспоненциальными функциями. Показательно, что декремент спада для обоих радионуклидов примерно одинаков (наклон кривых подобен, показатели экспонент близки по значению), но для Иртыша примерно в два раза превышает величину такового для Оби.

Характерной особенностью концентрационного профиля, наблюдавшейся также и в исследованиях предыдущих лет, является увеличение объемной активности радионуклидов на небольшом удалении (20÷40 км) по течению вниз после слияния двух рек.

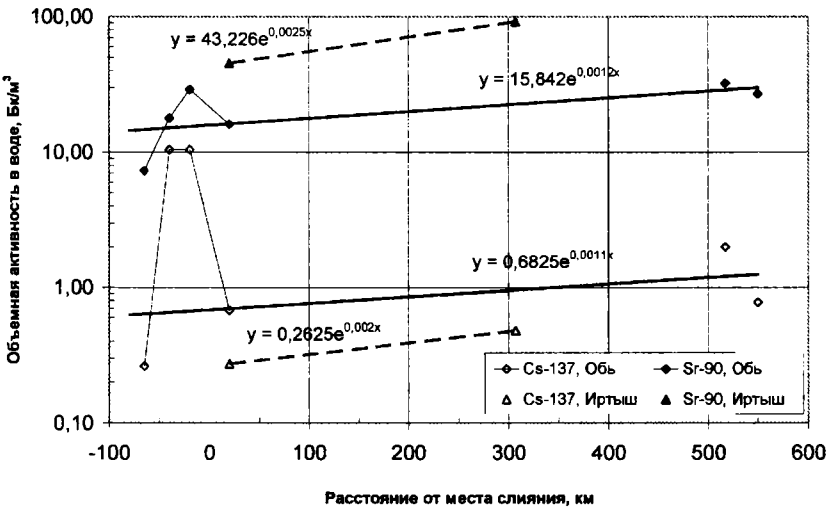


Рисунок 2. Содержание радионуклидов в воде исследованных створов Оби и Иртыша

Гидродинамика водных потоков в месте слияния двух рек имеет свои особенности, вызывая усиление аллювиальной активности, особенно в годы с повышенным водным стоком. В 2007 году такое увеличение содержания происходило с еще большим перепадом – более чем на порядок для ^{137}Cs и в полтора раза для ^{90}Sr, свидетельствуя о дренировании радионуклидов из поймы в месте слияния рек.

Интересным является тот факт, что наблюдаемые отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в пробах Иртышской воды (рис. 3) были значительно выше и находились в диапазоне от 168 (входной створ, Демьянское) до 194,5 (в створе 3 вблизи устья), в то время, как для проб Обской воды диапазон отношений $^{90}Sr/^{137}Cs$ составлял 1,7÷34,7, причем минимальные значения зафиксированны на расстояниях 20÷40 км после слияния рек.

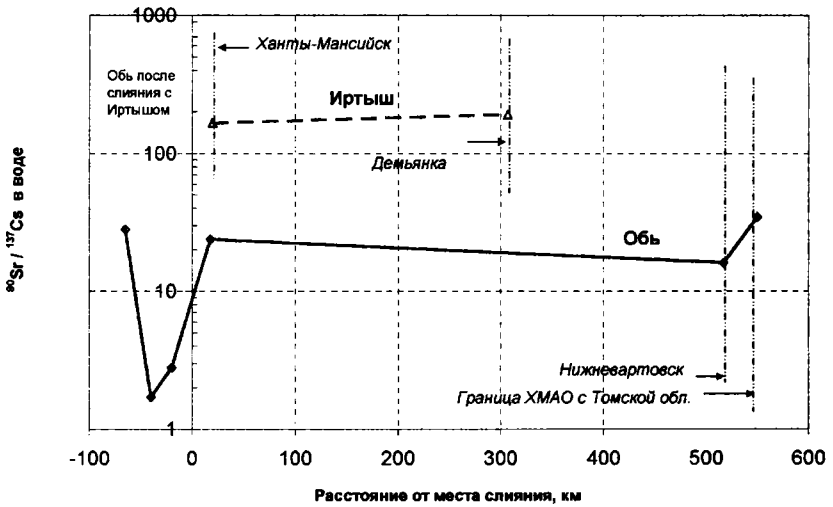


Рисунок 3. Отношение объемных активностей радионуклидов $^{90}Sr/^{137}Cs$ в пробах воды Оби и Иртыша

Известно, что ^{90}Sr, обладая более высокой миграционной подвижностью по сравнению с ^{137}Cs, в меньшей степени удерживается природными объектами вблизи мест сброса. Он способен перемещаться на более удаленные расстояния от источников загрязнения, вследствие чего в процессах трансграничного переноса радионуклидов является доминирующим компонентом среди радиоактивных загрязнителей воды. Цезий-137 легко захватывается илистыми частицами и взвесями, и, следовательно, значительная его часть вовлекается в процессы миграции в виде твердого стока, особенно в периоды активного движения водных потоков (например, в половодье или в сезон затяжных дождей). В условиях перемешивания водных потоков в месте слияния рек создаются условия для взмучивания донных и пойменных отложений и протекают явления диссипации запасенных в них радионуклидов. Этот процесс, являясь фактором вторичного загрязнения низлежащих пойменных территорий цезием-137, сопровождается локальным понижением концентрационного отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$.

Из диаграммы на рисунке 4, где приведены величины $^{90}Sr/^{137}Cs$, наблюдаемые в промежуток времени 2004-2007 гг., следует, что самые высокие значения этой характеристики отмечены в 2007 г.

Эти максимальные величины относятся к пробам воды в Иртыше как во входном, так и выходном створах. Можно отметить, что в створе №1 Оби (после слияния с Иртышом) приведенное отношение в течение рассматриваемого промежутка времени непрерывно уменьшалось. В других створах этот параметр варьировал, как правило, не выходя за верхний предел ~50.

Расчеты годовых стоков ^{137}Cs и ^{90}Sr в исследованных створах и баланса годовых стоков радионуклидов на участках Оби и Иртыша в 2007 г приведены в таблице 2.

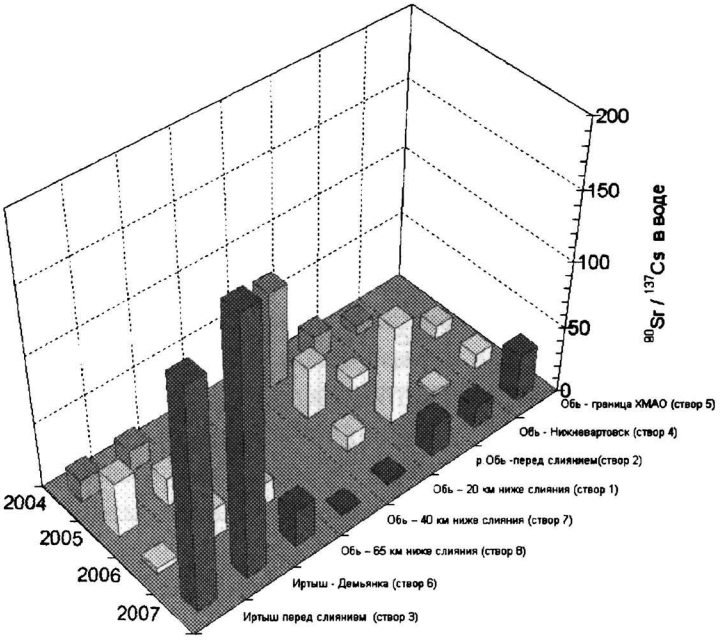


Рисунок 4. Изменение отношения объемных активностей радионуклидов $^{90}Sr/^{137}Cs$ в пробах воды Оби и Иртыша в период 2004-2007 гг.

Сравнительный анализ величин эмиссии радионуклидов в исследуемые участки Оби и Иртыша по данным 2007 г показывает близость годовых поступлений ^{90}Sr по входным створам обеих рек - $5{,}6 \cdot 10^{12}$ Бк и $4{,}2 \cdot 10^{12}$ Бк соответственно, в то время как по ^{137}Cs годовой сток на входном створе Оби более чем в семь раз превышает таковой в Иртыше – $1{,}6 \cdot 10^{11}$ Бк и $2{,}2 \cdot 10^{10}$ Бк. Вследствие более высоких значений концентраций во всех исследованных створах годовые стоки ^{90}Sr почти на порядок величин превышают значения годовых стоков ^{137}Cs.

Таблица 2.

Годовые стоки ^{137}Cs и ^{90}Sr в исследованных створах и их баланс на участках Оби и Иртыша в 2007 г.

Река, створ	Средний расход воды в створе, км^3/год	Годовой сток, Бк		Годовой баланс, Бк	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
р.Иртыш:					
створ №3 до слияния с Обью (перед Ханты-Мансийском)	57,3	$1,6 \cdot 10^{10}$	$2,6 \cdot 10^{12}$	$6,4 \cdot 10^{9}$	$1,6 \cdot 10^{12}$
створ №6 (Демьянское)	46,0	$2,2 \cdot 10^{10}$	$4,2 \cdot 10^{12}$		
р.Обь:					
створ №2 до слияния с Иртышом	261	$1,8 \cdot 10^{11}$	$4,2 \cdot 10^{12}$	$-1,4 \cdot 10^{10}$	$1,4 \cdot 10^{12}$
створ №5 (Соснино)	209	$1,6 \cdot 10^{11}$	$5,6 \cdot 10^{12}$		
р.Обь:					
створ № 1 после слияния с Иртышом	264,9	$2,8 \cdot 10^{12}$	$7,7 \cdot 10^{12}$		
Общий баланс годовых стоков в месте слияния рек (вх.ств. №5)$_{Обь}$ + (вх.ств. №6)$_{Ирт}$ – (ств. №1)$_{Обь'п.сл}$				$-2,9 \cdot 10^{12}$	$1,7 \cdot 10^{12}$

Расчет баланса годовых стоков радионуклидов в Иртыше показал положительный знак этой величины по обоим радионуклидам в 2007 г, что указывает на то, что поступление ^{137}Cs и ^{90}Sr по входному створу исследуемого участка Иртыша превышает их вынос в Объ, т.е. имеет место процесс аккумуляции последних в пойме реки. Абсолютная величина баланса годового стока по ^{90}Sr близка к оценке расчетной величины запасов в пойме Иртыша, полученной выше – $1,5 \cdot 10^{12}$ Бк, что может свидетельствовать также о заниженности полученной нами ранее оценки запасов в пойме. Основными причинами этого являются возможность миграции радионуклидов в более глубокие слои грунтов, не учтенные в общих запасах, и наличие локальных депо радионуклидов с содержанием, превышающим средние уровни.

Баланс годового стока ^{137}Cs на Обском участке между створами №№ 2 и 5 имеет отрицательное значение – $1,4 \cdot 10^{10}$, характеризуя превышение выноса цезия над его поступлением по входному створу Оби. Такой процесс характерен при интенсивном дренажном водном режиме реки и сопровождается естественным самоочищением поймы и донных отложений от радионуклидов. Следует отметить, что по абсолютной величине эта оценка достаточно низка, составляя менее 10% от объема годовых стоков во входных створах. По ^{90}Sr баланс годового стока для Оби положителен и близок к аналогичной характеристике для Иртыша.

Общий баланс годовых стоков радионуклидов, характеризующий разницу между их поступлением по входным створам рек и выносом через створ №1 после слияния Оби и Иртыша, также имеет отрицательную величину для ^{137}Cs – $2,9 \cdot 10^{12}$ Бк (т.е. вынос цезия превышает его поступление), но положительную величину для ^{90}Sr $1,7 \cdot 10^{12}$ Бк.

Таблица 3.

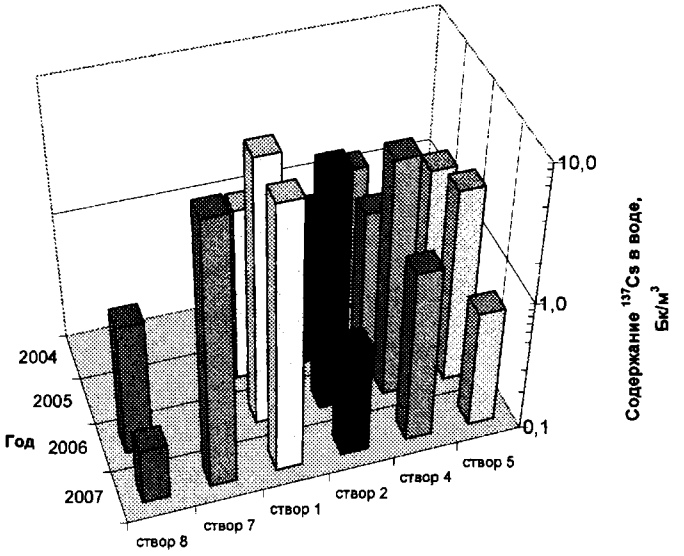
Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Оби и Иртыша в 2004-2007 годах, Бк/м^3

Створ		^{137}Cs				^{90}Sr			
		2004 г.	2005 г.	2006 г.	2007 г.	2004 г.	2005 г.	2006 г.	2007 г.
р. Иртыш	р.Иртыш - 19 км до слияния с Обью (створ 3)	0,62	1,3	10,6	0,3	10	54,5	44,2	45,4
	р.Иртыш - Демьянка (створ 6)	1,23	2,0	0,9	0,5	20	43,0	20,0	91,8
р. Обь	р.Обь – 65 км ниже слияния (створ 8)	-	-	1,0	0,3	-	-	16,5	7,3
	р.Обь – 40 км ниже слияния (створ 7)	-	-	-	10,4	-	-	-	17,9
	р.Обь – 20 км ниже слияния (створ 1)	0,17	2,1	10,6	10,4	12,5	83,5	110,5	29,1
	р.Обь -15 км до слияния с Иртышом (створ 2)	0,265	1,6	6,4	0,7	5	16,6	91,2	16,1
	р.Обь - Нижневартовск (створ 4)	1,315	1,3	-	2,0	10	27,0	-	32,0
	р.Обь - граница ХМАО (створ 5)	-	2,1	3,0	0,8	-	22,0	98,4	27,0

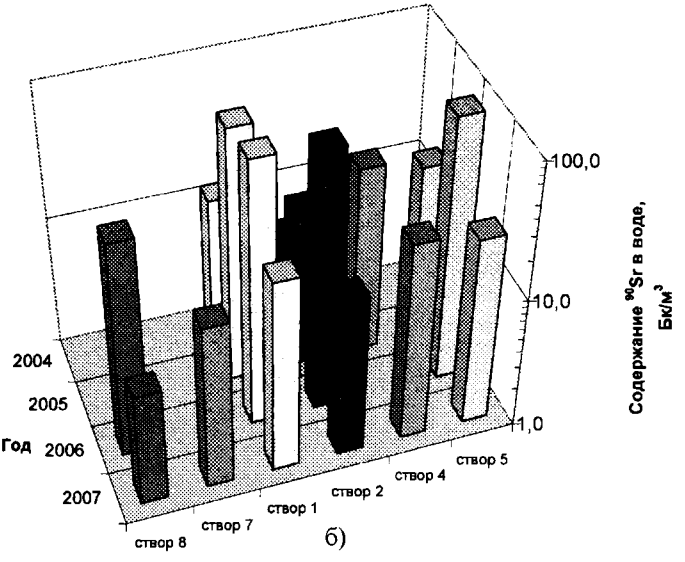
Последняя величина по сути равна годовому запасу стронция в поймах рек, так как избыток поступившего радионуклида депонируется в пойме.

Динамика содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде рек Обь и Иртыш в исследованных створах в период 2004-2007 гг. отражена в таблице 3 и представлена в виде диаграмм на рисунках 5-6.

Концентрации радионуклидов, как это следует из представленных графиков, в большинстве исследованных створов в течение 2004-2007 гг изменялась немонотонно, с характерным максимумом, приходящимся на 2005-2006 гг. Общей тенденцией поведения ^{90}Sr в Оби за эти годы (рис. 5 б) является уменьшение его содержания по течению реки на участке от входного створа №5 до места слияния с Иртышом (створ №2). Далее после слияния рек на отрезке русла 20-40 км отмечалось резкое увеличение содержания ^{90}Sr в воде с последующим уменьшением по течению Оби. Миграция ^{137}Cs не всегда подобным образом описывалась на всем протяжении исследуемого участка Оби, следуя небольшим вариациям в створах, но в створе № 1 после слияния рек ситуация повторялась по одному и тому же сценарию. Как уже ранее отмечалось, это указывает на наличие в поймах обеих рек в районе Ханты-Мансийска и следующих за ним участков, играющих роль накопителей радионуклидов и источников вторичного загрязнения водной системы Оби после слияния.

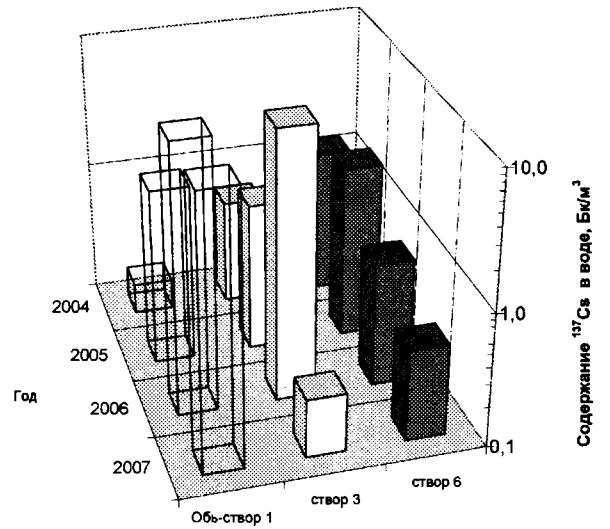


а)

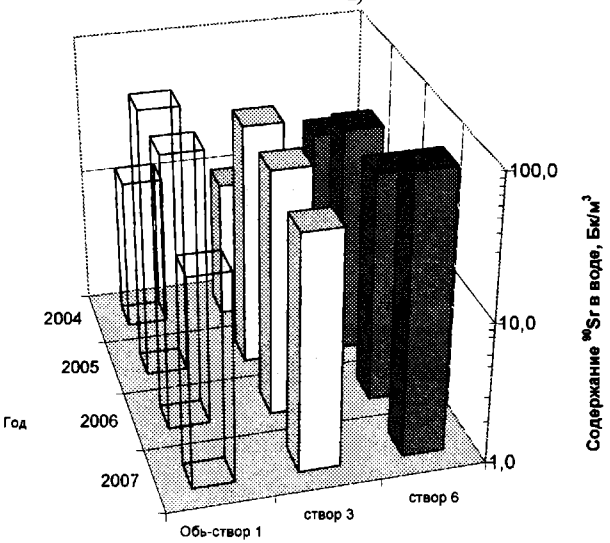


б)

Рисунок 5. Динамика содержания радионуклидов в воде исследованных створов Оби в период 2004-2007 гг.



а)



б)

Рисунок 6. Динамика содержания радионуклидов в воде исследованных створов Иртыша в период 2004-2007 гг.

Транзит ^{90}Sr в Иртыше по данным наблюдений 2004-2007 гг. (рис. 6 б) осуществлялся в установившемся режиме – содержание этого радионуклида в выходном створе Иртыша за три года 2005÷2007 практически оставалось на одном уровне в диапазоне 54÷44 Бк/м^3. Вместе с тем в 2007 г. отмечено увеличение в два раза объемной активности ^{90}Sr на входном створе Иртыша в н.п. Демьянском (створ № 3), никак не повлиявшее на концентрацию этого нуклида в воде выходного створа реки вблизи устья.

Объемы поступления ^{137}Cs в Иртыш на входном створе в Демьянском на протяжении 2005-2007 гг. монотонно уменьшались – почти в два раза с каждым годом, сопровождаясь снижением содержания цезия в воде с 2 до 0,5 Бк/м^3. Объемные активности этого нуклида в выходном створе Иртыша № 3 также уменьшились примерно наполовину (исключая 2006 г., когда было отмечено резкое увеличение содержания цезия в воде до 10,6 Бк/м^3). В противоположность этому, содержание ^{137}Cs в створе № 1 Оби после слияния рек все это время оставалось на значительно более высоком уровне ~10 Бк/м^3. И лишь в 2007 г. содержание ^{137}Cs в воде Иртыша существенно упало до величины 0,3 Бк/м^3, достигнув рекордно низкой величины среди показателей, наблюдавшихся нами во всех створах Обь-Иртышской системы в период исследований 2004-2007 гг.

Из приведенных выше данных следует, что по сравнению с результатами предыдущих исследований, проведенных в 2004-2006 году [2], отмечено следующее:

а) в 2007 году вследствие высокого половодья на Оби и Иртыше произошло общее снижение концентрации ^{137}Cs в воде во всех створах перед слиянием рек; одновременно высокие концентрации ^{137}Cs – 10,4 Бк/м^3 зафиксированы в створах Оби, расположенных ниже места слияния с Иртышом

на расстояниях 20÷40 км, куда и происходил частичный перенос этого радионуклида из пойм рек перед слиянием.

б) увеличение концентрации ^{90}Sr отмечено во входном створе Иртыша в Демьянском – с 20 до 91,8 Бк/м^3 и в створе Оби в Нижневартовском – с 16,3 до 32 Бк/м^3; во всех остальных створах Оби и Иртыша зафиксировано уменьшение содержания ^{90}Sr в воде. Увеличение объемной активности ^{90}Sr в воде Иртыша может быть связано с ухудшением радиоэкологической ситуации в Тече в последние годы и несанкционированными сбросами жидких радиоактивных отходов с ПО «Маяк».

в) резко выросло отношение объемных активностей $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде как на входном, так на выходном створах Иртыша, приближаясь к величине ~190, что обусловлено как увеличением содержания ^{90}Sr, так и уменьшением содержания ^{137}Cs.

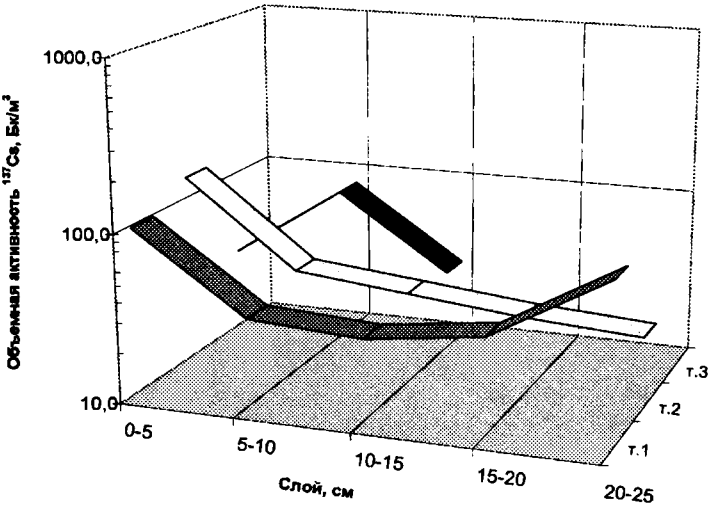
На рисунках 7-18 представлены диаграммы и модели вертикального профиля содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных грунтах исследованных створов Оби и Иртыша, полученные по результатам определения содержания указанных радионуклидов в нативных пробах пойменных грунтов. В тех случаях, когда квадрат коэффициента корреляции обеспечивал достаточно высокую достоверность аппроксимации (R^2>0,8), вертикальное распределение радионуклидов представлялось в виде простых аналитических функций – экспоненциальных или степенных. Если профиль вертикального распределения радионуклидов имел сложный немонотонный характер, моделирование вертикального распределения радионуклидов проводилось полиномами третьей или более высоких степеней. В большинстве случаев это обеспечивало достоверность аппроксимации с R^2 > 0,6-0,7. Ниже дана радиоэкологическая характеристика участков поймы в исследованных створах Оби и Иртыша.

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

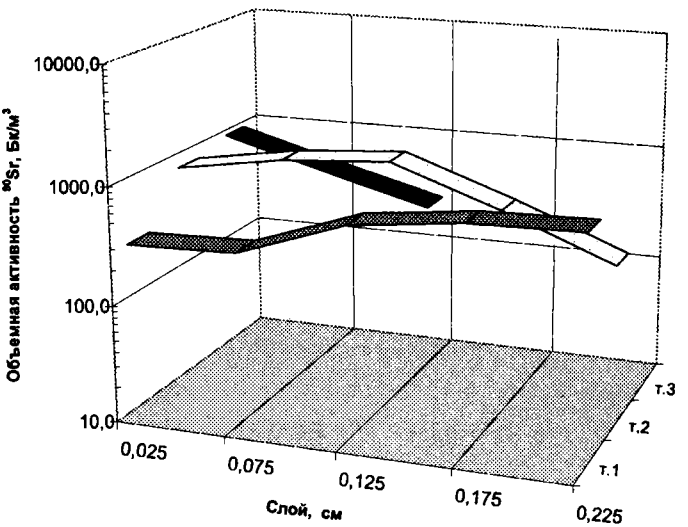
Вертикальное распределение радионуклидов в трех точках данного створа представлено на рисунке 7.

Модель вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях поймы по средним значениям содержания в трех точках створа приведена на рисунке 8.

Концентрация ^{137}Cs максимальна в верхнем слое грунтов 0-5 см, достигая значений объемной активности ~100 Бк/м^3. Вертикальное распределение ^{137}Cs характеризуется минимумом концентрации на глубине 15 см, в то время как содержание ^{90}Sr почти не изменяется по глубине. В целом содержание ^{90}Sr почти на порядок выше, чем ^{137}Cs.



а)



б)

Рисунок 7. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в пойменных грунтах Оби в различных точках створа 1

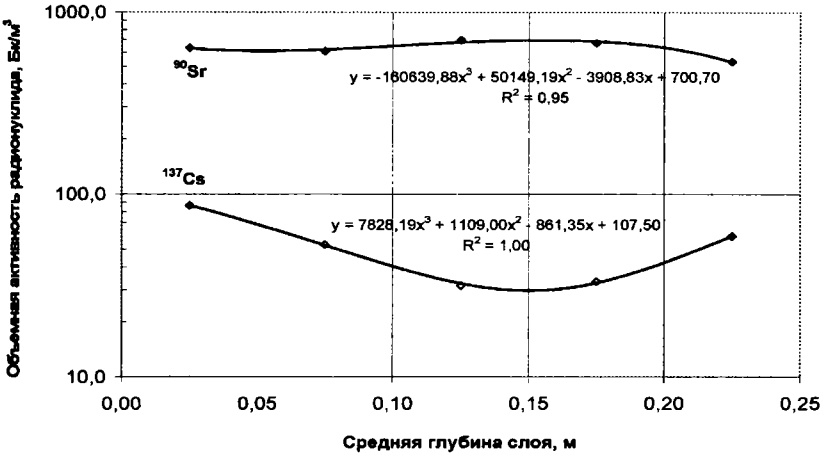


Рисунок 8. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби створа 1 (среднее по трем точкам в створе)

Вертикальное распределение радионуклидов в рассматриваемом створе с высоким коэффициентом детерминации R^2 описывается следующими регрессионными уравнениями:

[^{90}**Sr**, Бк/л] =-160639,88x³ + 50149,19x² - 3908,83x + 700,70; $R^2 = 0,95$

[^{137}**Cs**, Бк/л] = 7828,19 x³ + 1109,0 x² + 861,35 x + 107,5; $R^2 = 1,0$

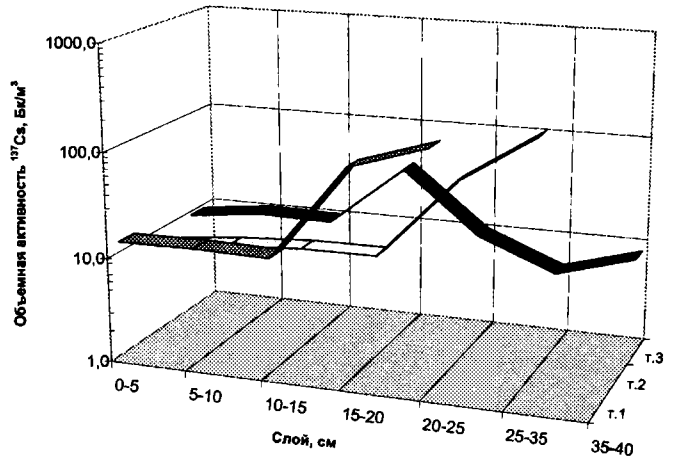
Плотность запасов радионуклидов в верхнем слое грунтов 0-0,3 м, соответствующая рассматриваемому распределению, найдена интегрированием с верхним пределом интегрирования, равным глубине слоя:

$$q\,[^{90}\mathrm{Sr}] = \int_0^{0.3} \left(-160639.88 \cdot \underline{x}^3 + 50149.19 \cdot \underline{x}^2 - 3908.83 \cdot \underline{x} + 700.7\right) d\underline{x} = 160.36 \quad \text{Бк/м}^2$$

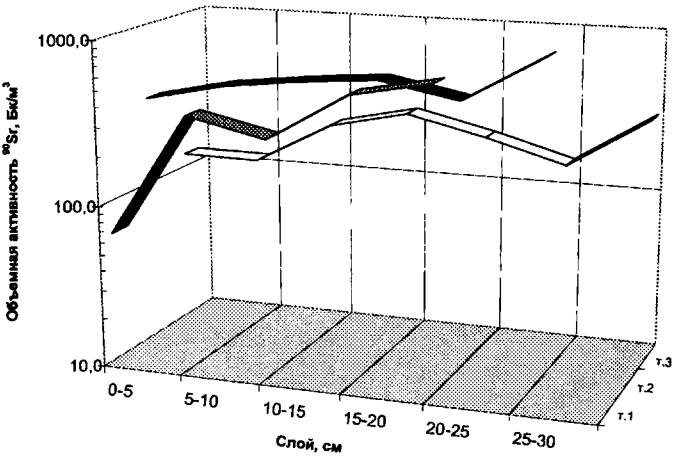
$$q[^{137}\mathrm{Cs}] = \int_0^{0.3} \left(7828.19 \cdot \underline{x}^3 + 1109.0 \cdot \underline{x}^2 - 861.35 \cdot \underline{x} + 107.5\right) d\underline{x} = 19.322 \quad \text{Бк/м}^2$$

Створ № 4: пойма р. Обь, ниже Нижневартовска

Вертикальное распределение радионуклидов в данном створе приведено на рисунке 9.



а)



б)

Рисунок 9. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в пойменных грунтах Оби в различных точках створа 4

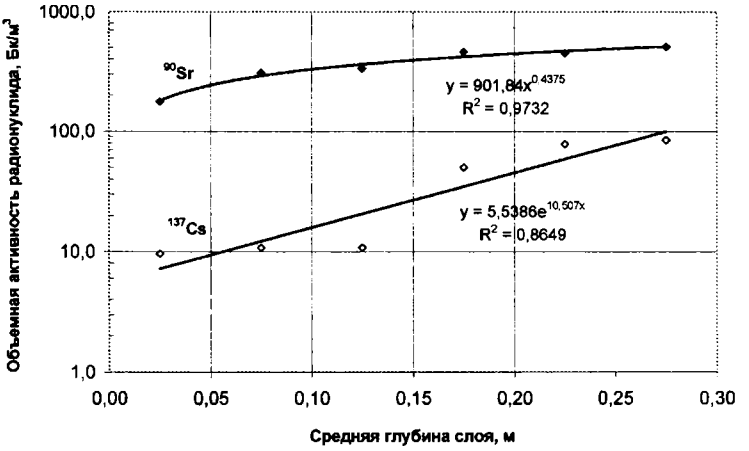


Рисунок 10. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби створа 4 (среднее по трем точкам в створе)

Представленное распределение хорошо описывается следующими математическими моделями:

$[^{90}\mathbf{Sr}, \text{Бк/м}^3] = 901{,}84 \cdot x^{0{,}44}$; $R^2 = 0{,}98$

$[^{137}\mathbf{Cs}, \text{Бк/м}^3] = 5{,}5386 \cdot e^{10{,}51x}$; $R^2 = 0{,}86$

Профили вертикального распределения обоих радионуклидов в данном створе характеризуются монотонным возрастанием содержания обоих радионуклидов в пределах исследованного слоя 0-0,3 м, причем градиент роста концентрации для ^{37}Cs наиболее крутой в нижних уровнях данного слоя.

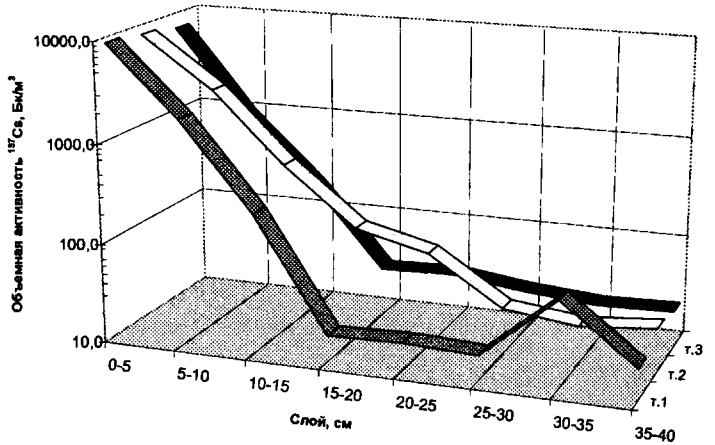
Интегрирование представленных функций дает следующие величины плотностей запасов радионуклидов в верхнем слое грунтов 0-0,3 м:

$$q\,[^{90}\mathbf{Sr}] = \int_0^{0.4} \left(901.84 \cdot \underline{\mathbf{x}}^{0.4375}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 168.067 \quad \text{Бк/м}^2$$

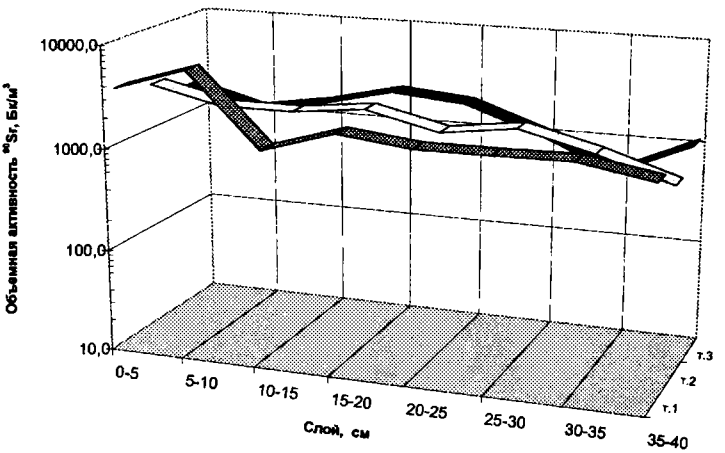
$$q[^{137}\mathbf{Cs}] = \int_0^{0.4} \left(5.5386 \cdot \underline{\mathbf{e}}^{10.507 \cdot \underline{\mathbf{x}}}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 34.724 \quad \text{Бк/м}^2$$

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

Профили вертикального распределения в различных точках створа приведены на рисунке 11.



а



б

Рисунок 11. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в пойменных грунтах Оби в различных точках створа 5

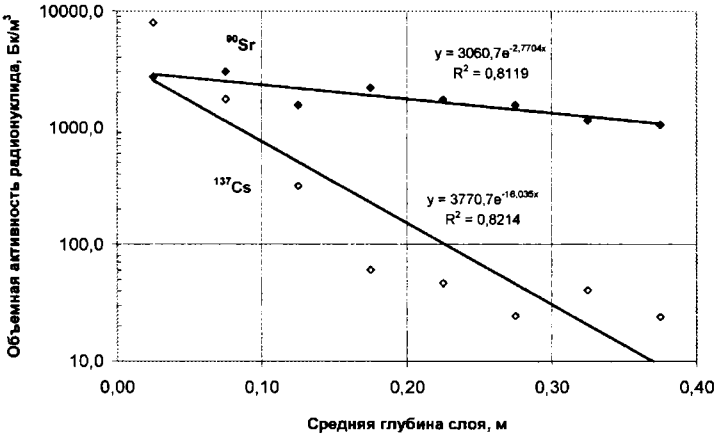


Рисунок 12. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби створа 5 (среднее по трем точкам в створе)

Содержание ^{90}Sr в исследуемом створе по высоте керна медленно снижается в диапазоне величин 3000-1000 Бк/м^3. Вероятно, определенная часть его запасов депонирована на глубинах более 40 см, где пробы не отбирались. Распределение ^{137}Cs описывается быстро спадающей экспонентой с декрементом спада около порядка величины активности на каждые 10 см глубины. Максимальные значения объемной активности обоих радионуклидов относятся к верхним слоям грунтов.

Уравнения регрессии, описывающие вертикальное распределение радионуклидов в данном створе, представлены спадающими экспоненциальными зависимостями:

$[^{90}\mathbf{Sr}$, Бк/м$^3] = 3060{,}7e^{-2{,}7704x}$; $R^2 = 0{,}81$

$[^{137}\mathbf{Cs}$, Бк/м$^3] = 3770{,}7e^{-16{,}035x}$; $R^2 = 0{,}82$

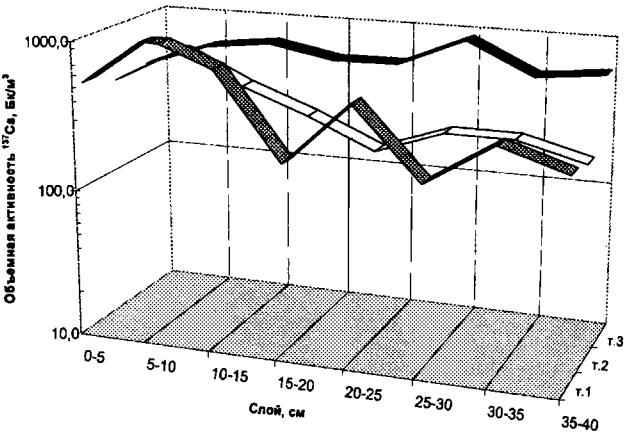
Соответственно, плотности запасов радионуклидов равны:

$$q\,[^{90}\mathrm{Sr}] = \int_0^{0.4} \left(3060.7 \cdot \underline{e}^{-2.7704 \cdot \underline{x}}\right) d\underline{x} = 740.024 \quad \text{Бк/м}^2$$

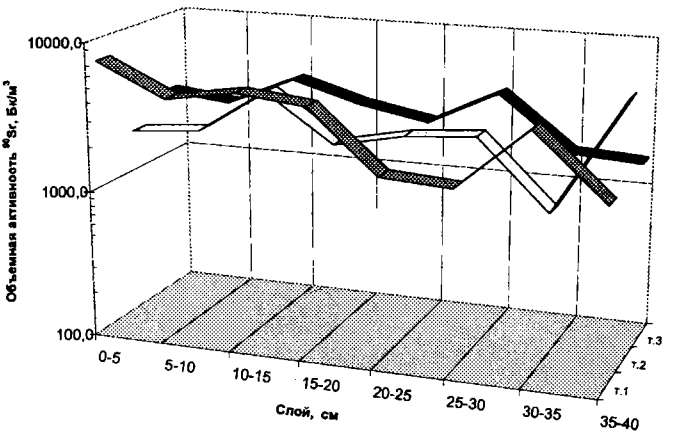
$$q[^{137}\mathrm{Cs}] = \int_0^{0.4} \left(3770.7 \cdot \underline{e}^{-16.035 \cdot \underline{x}}\right) d\underline{x} = 234.769 \quad \text{Бк/м}^2$$

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

Вертикальное распределение радионуклидов в створе приведено на рисунке 13.



а)



б)

Рисунок 13. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в пойменных грунтах Иртыша в различных точках створа 6

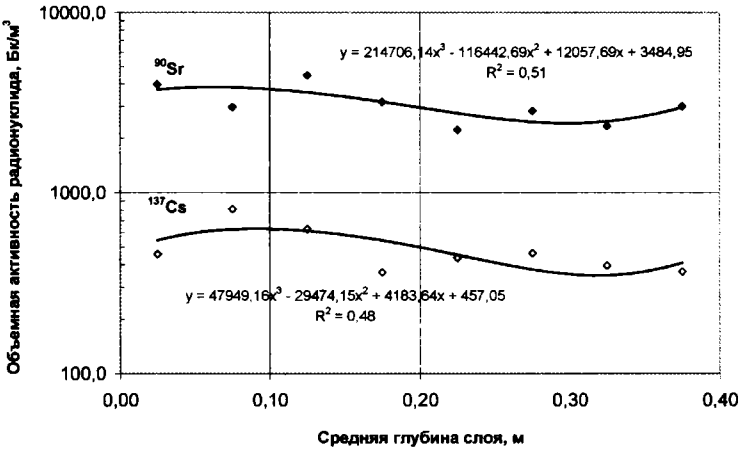


Рисунок 14. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби створа 5 (среднее по трем точкам в створе)

Створ характеризуется глубоким проникновением радионуклидов вглубь, что иллюстрируется практически постоянным содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr вплоть до глубины 40 см. Усредненный профиль вертикального распределения рассматриваемых радионуклидов в данном створе, представленный графиками на рисунке 14, описывается удовлетворительно следующими кубическими полиномами:

$$[^{90}\mathbf{Sr}, \text{Бк/м}^3] = 214706x^3 - 116443x^2 + 12058x + 3485; \quad R^2 = 0{,}51$$

$$[^{137}\mathbf{Cs}, \text{Бк/м}^3] = 47949x^3 - 29474x^2 + 4183{,}6x + 457{,}05; \quad R^2 = 0{,}48$$

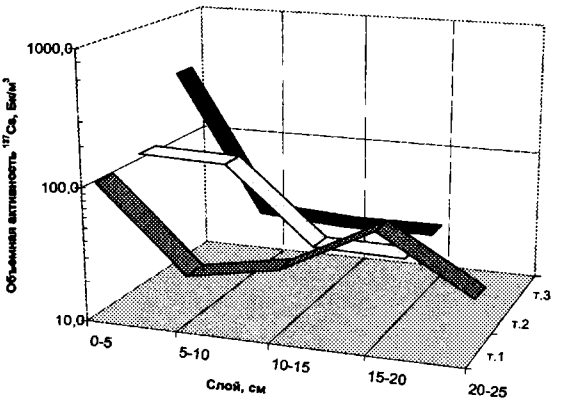
Плотности запасов радионуклидов, определенные интегрированием представленных уравнений, равны:

$$q\,[^{90}\mathrm{Sr}] = \int_0^{0.4} \left(214706.14 \cdot \underline{x}^3 - 116442.69 \cdot \underline{x}^2 + 12057.69 \cdot \underline{x} + 3484.95\right) d\underline{x} = 1.249 \times 10^3 \quad \text{Бк/м}^2$$

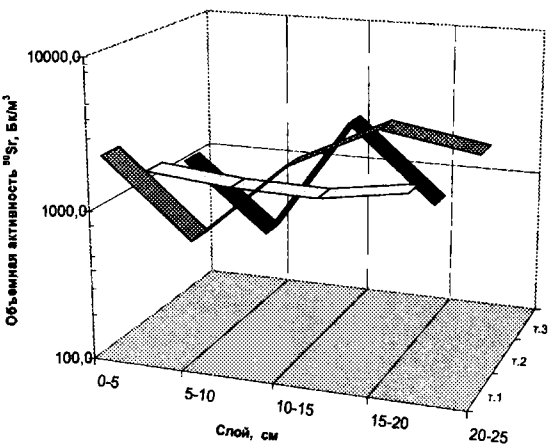
$$q[^{137}\mathrm{Cs}] = \int_0^{0.4} \left(47949.16 \cdot \underline{x}^3 - 29474.15 \cdot \underline{x}^2 + 4183.64 \cdot \underline{x} + 457.05\right) d\underline{x} = 195.604 \quad \text{Бк/м}^2$$

Створ № 7: пойма р. Объ, в 40 км ниже слияния с Иртышом

Вертикальные профили содержания радионуклидов в грунтах створа приведены на рисунке 15, а усредненное по всем точкам створа вертикальное распределение - на рисунке 16.



а)



б)

Рисунок 15. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в пойменных грунтах Оби в различных точках створа 7

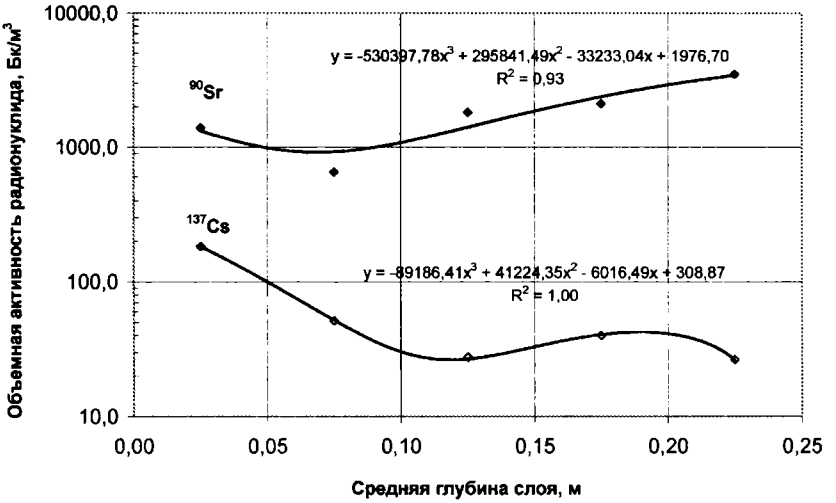


Рисунок 16. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби створа 7 (среднее по трем точкам в створе).

Средний профиль вертикального распределения радионуклидов в створе хорошо аппроксимируется кубическими полиномами:

$$[^{90}\mathbf{Sr}, \text{Бк/м}^3] = -530397{,}78x^3 + 295841{,}49x^2 - 33233{,}04x + 1976{,}70; \; R^2 = 0{,}93$$

$$[^{137}\mathbf{Cs}, \text{Бк/м}^3] = -89186{,}41x^3 + 41224{,}35x^2 - 6016{,}49x + 308{,}87; \quad R^2 = 1{,}0$$

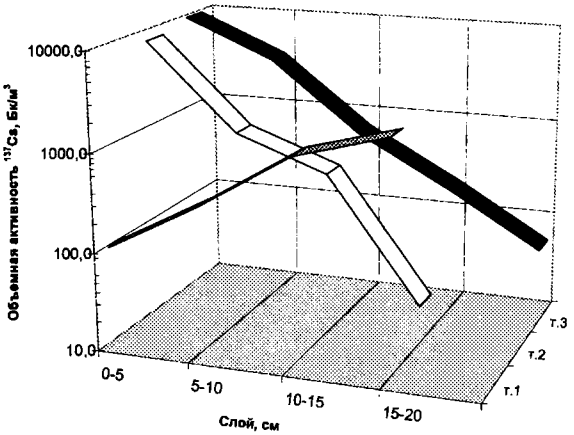
Величины плотности запасов, найденные с использованием интегрирования представленных зависимостей, равны:

$$q\,[^{90}\mathrm{Sr}] = \int_0^{0.25} \left(-530397.78 \cdot \underline{\mathbf{x}}^3 + 295841.49 \cdot \underline{\mathbf{x}}^2 - 33233.04 \cdot \underline{\mathbf{x}} + 1976.7\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 478.517 \quad \text{Бк/м}^2$$

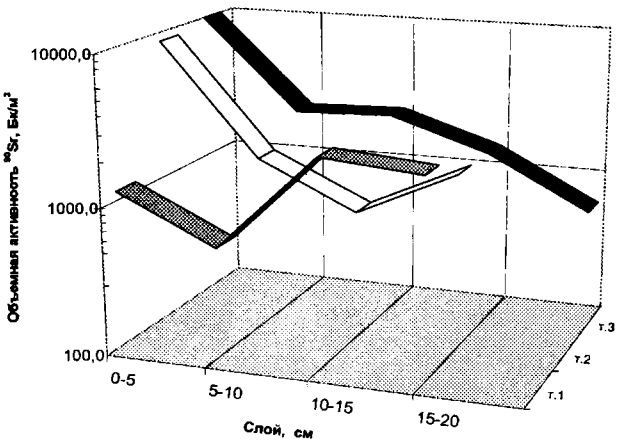
$$q[^{137}\mathrm{Cs}] = \int_0^{0.25} \left(-89186.41 \cdot \underline{\mathbf{x}}^3 + 41224.35 \cdot \underline{\mathbf{x}}^2 - 6016.49 \cdot \underline{\mathbf{x}} + 308.87\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 16.816 \quad \text{Бк/м}^2$$

Створ № 8: пойма р. Объ, в 65 км ниже слияния с Иртышом

Вертикальные профили содержания радионуклидов в пойменных грунтах самого нижнего из исследованных по течению Оби створа №8 приведено на рисунке 17.



а)



б)

Рисунок 17. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в пойменных грунтах Оби в различных точках створа 8

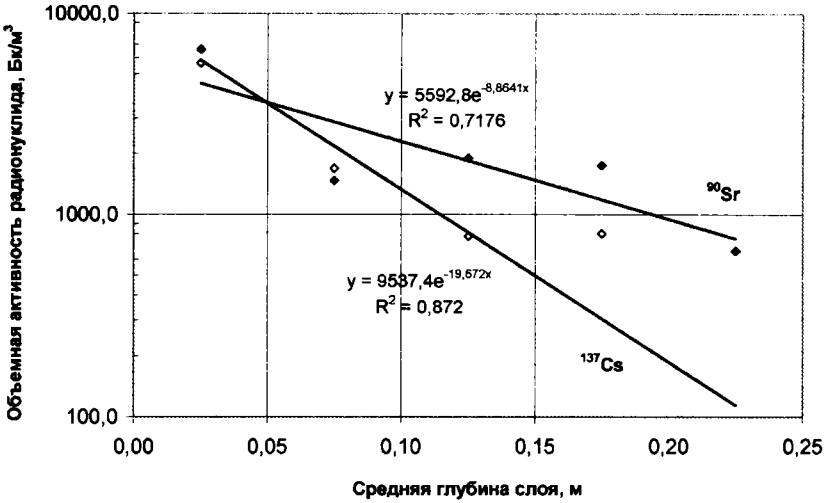


Рисунок 18. Вертикальное распределение радионуклидов в пойменных грунтах Оби створа 8 (среднее по трем точкам в створе)

Несмотря на то, что в одной из трех точек этого створа в противоположность двум другим наблюдалось возрастание содержания радионуклидов с глубиной, усредненное вертикальное распределение в створе в целом характеризуются монотонным снижением содержания обоих радионуклидов по глубине. Оно удовлетворительно описывается следующими экспоненциальными зависимостями:

$[^{90}\mathbf{Sr}, \text{Бк/м}^3] = 5592{,}8e^{-8{,}8641x}$; $R^2 = 0{,}62$

$[^{137}\mathbf{Cs}, \text{Бк/м}^3] = 9537{,}4e^{-19{,}672x}$; $R^2 = 0{,}70$

Как и в предыдущих створах, плотность запасов радионуклидов в верхнем слое грунтов 0-0,3 м определена интегрированием с верхней границей интегрирования, равной глубине слоя:

Таблица 4.

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

Река	Створ	Расстояние, км	^{137}Cs, Бк/м^2				^{90}Sr, Бк/м^2			
			2004	2005	2006	**2007**	2004	2005	2006	**2007**
Объ	8	-90 ÷ -65	-	-	1152,0	**481,3**	-	-	3022,0	**562,2**
	7	-40	-	-	-	**16,8**	-	-	-	**478,5**
	1	-20	1418,0	268,0	224,1	**19,3**	993,1	2647,0	928,4	**160,4**
	2	15	555,6	1032,0	1142,0	-	189,1	1742,0	2174,0	-
	4	508	1985,0	400,0	230,3	**34,7**	129,1	1246,0	1065,0	**168,1**
	5	538	-	459,0	425,0	**234,8**	-	1683,0	1939,0	**740,0**
Ир-тыш	3	18	245,4	1983,0	736,5	-	106,3	2433,0	3514,0	-
	6	295	2660,0	347,0	162,3	**195,6**	211,8	1702,0	1078,0	**1249,0**

$$q\,[^{90}\mathrm{Sr}] = \int_0^{0.25} \left(5592.8 \cdot \underline{e}^{-8.8641 \cdot \underline{x}}\right) d\underline{x} = 562.15 \quad \text{Бк/м}^2$$

$$q[^{137}\mathrm{Cs}] = \int_0^{0.25} \left(9537.4 \cdot \underline{e}^{-19.672 \cdot \underline{x}}\right) d\underline{x} = 481.275 \quad \text{Бк/м}^2$$

Локальные плотности запасов радионуклидов, определенные в каждом исследованном створе интегрированием по вертикальной координате регрессионных уравнений, моделирующих профиль вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в точках отбора проб, представлены в таблице 4. В таблице также приведены результаты оценок плотностей запасов за период 2004-2007 гг с использованием данных радиоэкологических исследований ИЭРиЖ УрО РАН в течение указанных лет [5].

Изменение локальных плотностей запасов радионуклидов в пойменных грунтах Оби и Иртыша по результатам измерений проб, отобранных в 2007 году, приведено на рисунке 19.

Распределение запасов радионуклидов в пойменных грунтах Оби по данным исследований 2007 года характеризуется чашеобразным профилем запасов на исследуемом участке Оби, с характерным обширным плато в центральной части участка Оби от Нижневартовска до Ханты-Мансийска. На входном и выходном створах рассматриваемого участка плотность запасов резко возрастает практически на порядок. Общий уровень определенных в 2007 г величин плотностей запасов в большинстве исследованных створов по сравнению с предыдущими годами заметно понизился.

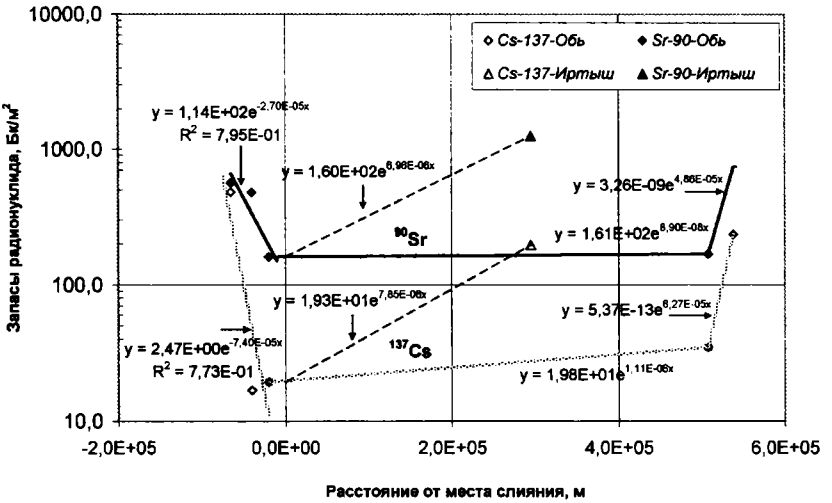
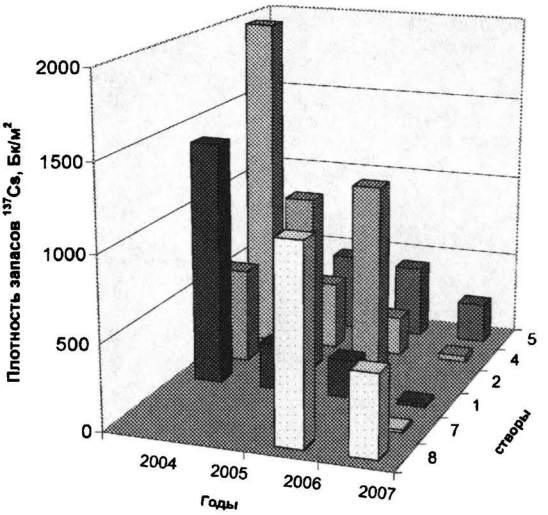


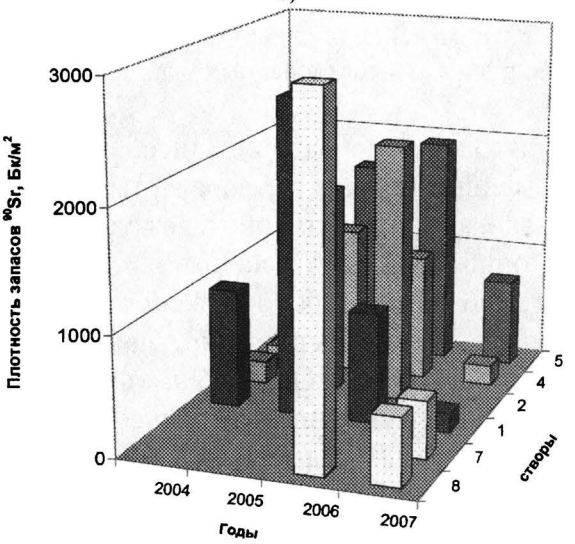
Рисунок 19. Изменение плотности запасов радионуклидов по течению в поймах исследованных участков Оби и Иртыша

Уровни содержания радионуклидов и плотность их запасов в пойменных грунтах в створе Иртыша в Демьянском по ^{137}Cs близки, а по ^{90}Sr примерно в два раза превышают таковые на входном створе Оби вблизи н.п. Соснино. Можно отметить, что по данным 2007 г. максимальное содержание ^{90}Sr отмечено на входном створе Иртыша в Демьянском, а ^{137}Cs – на выходном створе Оби в 65 км ниже по течению от места слияния Оби и Иртыша. Последнее также свидетельствует о том, что в 2007 г. наблюдался интенсивной вынос радионуклидов вниз по течению Оби.

Расчетные величины плотностей запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пойменных грунтах исследованных створов Оби, полученные за период наблюдений 2004-2007 гг., приведены на рисунке 20.



а)



б)

Рисунок 20. Оценки плотностей запасов ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в пойменных грунтах исследованных створов Оби по данным исследований 2004-2007 гг.

На представленных диаграммах во всех исследованных створах Оби прослеживается общая тенденция заметного снижения уровней загрязнения и связанных с ними величин плотностей запасов радионуклидов в пойменных грунтах в течение рассматриваемого периода времени. Такое снижение не всегда было строго монотонным. Например, в 2005-2006 гг. отмечался существенный рост содержания ^{137}Cs в пойменных грунтах в створах №№ 2 и 5, и ^{90}Sr в створах №№ 1, 2, 4, 5 и 8. Содержание радионуклидов, зафиксированное в 2007 году, оказалось минимальным за весь рассматриваемый период времени 2004-2007 г.

Отмеченная динамика указывает на протекание интенсивных процессов аллювиального выноса радионуклидов из рассматриваемого участка поймы Оби в нижележащие по течению реки. На возможность протекания такого процесса указывалось в предыдущих исследованиях, проведенных в 2005-2006 году, на основании полученных нами оценок отрицательного баланса стоков радионуклидов, в которых было показано, что расчетные интегральные стоки на выходных створах участков Оби и Иртыша превышают входные.

Изменение плотности запасов в пойме Оби на характерных участках представлено следующими экспоненциальными функциями:

Участок Оби:	Плотность запасов, Бк/м^2:
-65 км÷0 км:	$^{90}\mathbf{Sr} = 113{,}9\ e^{-2{,}7E-05x}$
	$^{137}\mathbf{Cs} = 2{,}466\ e^{-7{,}4E-05x}$
-0 км÷507 км:	$^{90}\mathbf{Sr} = 160{,}6\ e^{8{,}9E-08x}$
	$^{137}\mathbf{Cs} = 19{,}76\ e^{1{,}11E-06x}$
507 км÷537 км:	$^{90}\mathbf{Sr} = 3{,}26\ 10^{-9}\ e^{4{,}86E-05x}$
	$^{137}\mathbf{Cs} = 5{,}37\ 10^{-13}\ e^{6{,}27E-05x}$

Для поймы Иртыша плотности запасов радионуклидов аппроксимированы следующими регрессионными уравнениями:

^{90}**Sr** = 160 $e^{6,96E-06x}$ Бк/м^2

^{137}**Cs** = 19,3 $e^{7,85E-06x}$ Бк/м^2

Оценки интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в 10-километровой пойме исследуемых участков Оби приведены в таблице 5. Оценки получены интегрированием моделирующих функций распределения запасов на соответствующих участках рек.

Таблица 5.

Интегральные запасы ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах исследуемых участков Оби (2007 г.)

Участок Оби	Запасы, Бк
-65 км÷0 км:	$^{90}\mathbf{Sr} = 10000 \cdot \int_{-65000}^{0} \left(1.319 \cdot 10^{2} \cdot \underline{\mathbf{e}}^{-2.7 \cdot 10^{-5} \cdot \underline{\mathbf{x}}}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 2.337 \times 10^{11}$
	$^{137}\mathbf{Cs} = 10000 \cdot \int_{-65000}^{0} \left(2.466 \cdot \underline{\mathbf{e}}^{-7.402 \cdot 10^{-5} \cdot \underline{\mathbf{x}}}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 4.061 \times 10^{10}$
-0 км÷507 км:	$^{90}\mathbf{Sr} = 10000 \cdot \int_{0}^{507000} \left(1.606 \cdot 10^{2} \cdot \underline{\mathbf{e}}^{8.899 \cdot 10^{-8} \cdot \underline{\mathbf{x}}}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 8.329 \times 10^{11}$
	$^{137}\mathbf{Cs} = 10000 \cdot \int_{0}^{507000} \left(1.976 \cdot 10^{1} \cdot \underline{\mathbf{e}}^{1.111 \cdot 10^{-6} \cdot \underline{\mathbf{x}}}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 1.345 \times 10^{11}$
507 км÷537 км:	$^{90}\mathbf{Sr} = 10000 \cdot \int_{507000}^{537000} \left(3.263 \cdot 10^{-9} \cdot \underline{\mathbf{e}}^{4.860 \cdot 10^{-5} \cdot \underline{\mathbf{x}}}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 1.112 \times 10^{11}$
	$^{137}\mathbf{Cs} = 10000 \cdot \int_{507000}^{537000} \left(4.368 \cdot 10^{-13} \cdot \underline{\mathbf{e}}^{6.266 \cdot 10^{-5} \cdot \underline{\mathbf{x}}}\right) \mathbf{d}\underline{\mathbf{x}} = 2.425 \times 10^{10}$

Общие запасы радионуклидов в пойме Оби, таким образом, составляют:

^{90}**Sr** =1,2·10^{12} Бк или 31,8 Ки

^{137}**Cs** =2·10^{11} Бк или 5,4 Ки

Оценка запасов радионуклидов в пойме Иртыша менее надежна, поскольку основана на результатах определения содержания радионуклидов в пробах грунтов только одного створа реки – вблизи н.п. Демьянское. Для получения оценки принято допущение, что уровни загрязнения в пойме вблизи устья Иртыша близки к таковым для поймы Оби перед слиянием рек. Соответствующие математические модели, описывающие такое распределение радионуклидов, имеют вид:

Плотность запасов, Бк/м^2:

$^{90}Sr = 160{,}4 \cdot e^{6{,}958E\text{-}06x}$

$^{137}Cs = 19{,}32 \cdot e^{7{,}847E\text{-}06x}$

Оценка общих запасов радионуклидов в 10-километровой пойме Иртыша на протяжении от н.п. Демьянское до устья дает следующие величины:

$$^{90}Sr = 10000 \cdot \int_0^{297000} \left(1.604 \cdot 10^2 \cdot \underline{e}^{6.958 \cdot 10^{-6} \cdot \underline{x}}\right) d\underline{x} = 1.59 \times 10^{12} \quad \text{Бк (43 Ки)}$$

$$^{137}Cs = 10000 \cdot \int_0^{297000} \left(1.932 \cdot 10^1 \cdot \underline{e}^{7.847 \cdot 10^{-6} \cdot \underline{x}}\right) d\underline{x} = 2.286 \times 10^{11} \quad \text{Бк (6,2 Ки)}$$

Сравнение оценок величин запасов, полученных в различные годы по результатам определения содержания радионуклидов в пробах пойменных грунтов (Таблица 6, рис.21), показывает близость оценок 2005-2006 гг. Для сопоставимости представленных результатов оценки 2004 г перерассчитаны по однотипной методике, приведенной выше, а результаты 2005 г перенормированы на 10-километровую ширину поймы.

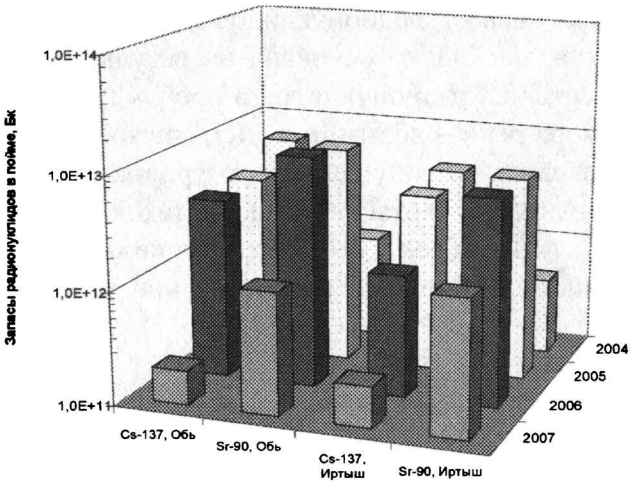


Рисунок 21. Оценки интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах исследуемых участков Оби и Иртыша, полученные по результатам исследований 2004-2007 гг.

Таблица 6.

Оценки интегральных запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr в поймах исследуемых участков Оби и Иртыша, полученные в различные годы.

Год	Обь		Иртыш	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
2004	$6,5 \cdot 10^{12}$	$8,3 \cdot 10^{11}$	$4,3 \cdot 10^{12}$	$4,8 \cdot 10^{11}$
2005	$4,0 \cdot 10^{12}$	$8,8 \cdot 10^{12}$	$3,8 \cdot 10^{12}$	$6,4 \cdot 10^{12}$
2006	$3,9 \cdot 10^{12}$	$1,1 \cdot 10^{13}$	$1,2 \cdot 10^{12}$	$6,6 \cdot 10^{12}$
2007	$2,0 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{12}$	$2,3 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{12}$
Среднее за 2004-2007 гг.	**$3,7 \cdot 10^{12}$**	**$5,5 \cdot 10^{12}$**	**$3,4 \cdot 10^{12}$**	**$3,8 \cdot 10^{12}$**

Полученная в 2007 г. оценка запасов радионуклидов оказалась по ^{37}Cs наименьшей за весь наблюдаемый период исследований 2004-2007 гг., а по ^{90}Sr – сопоставимой с результатами 2004 г. Наиболее высокие и близкие между собой оценки запасов радионуклидов датируются периодом 2005-2006 гг. Средняя за указанный интервал времени оценка запасов составляет: для Оби - $3,7 \cdot 10^{12}$ Бк по ^{137}Cs и $5,5 \cdot 10^{12}$ Бк по ^{90}Sr. Для Иртыша аналогичные величины равны $3,4 \cdot 10^{12}$ Бк и $3,8 \cdot 10^{12}$ Бк соответственно.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Определены объемные активности радионуклидов в воде исследованных створов рек и представлены математические модели, описывающие изменение содержания радионуклидов в воде Оби и Иртыша на исследованных участках. Концентрации радионуклидов в воде уменьшаются по течению рек следующим образом: в Иртыше с 0,5 до 0,3 Бк/м^3 по ^{137}Cs и с 91,8 до 45,4 Бк/м^3 по ^{90}Sr; в Оби – с 0,8 до 0,3 Бк/м^3 по ^{137}Cs (с локальными промежуточными повышениями до 2 Бк/м^3 в Нижневартовске и до 10,4 Бк/м^3 в створах №1 и №7 после слияния), по ^{90}Sr – с 27,0 до 7,3 Бк/м^3 (с локальными промежуточными повышениями до 32 Бк/м^3 в Нижневартовске и до 29,1 Бк/м^3 в створе №1 после слияния). Общие уровни содержания радионуклидов в воде Оби в 2007 г. уменьшились по сравнению с 2006 годом, кроме створа в Нижневартовске. По-видимому, снижение объемной активности радионуклидов в Оби вызвано эффектом разбавления при высоком уровне паводковых вод в текущем году. Но при этом объемные активности радионуклидов в Иртыше повысились. Ухудшение радиоэкологической ситуации на

Иртыше может быть связано с нестабильной ситуацией на ПО «Маяк» и сбросом в реку Теча жидких радиоактивных отходов в предыдущие годы. Отмечено локальное повышение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr на участке Оби после слияния рек. Объемные активности радионуклидов в воде рек близки к соответствующим величинам в осадках на территории ХМАО, и по обоим радионуклидам на два-три порядка ниже установленного уровня вмешательства.

2. Определено послойное содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах пойменных грунтов и локальные плотности запасов радионуклидов в донных отложениях и поймах Оби и Иртыша. Представлены математические модели, описывающие изменение локальных запасов в поймах рек. Плотность запасов радионуклидов в пойме центральной части исследуемого участка Оби уменьшается, возрастая на входных и выходных створах; в пойме Иртыша предложена модель экспоненциального спада плотности запасов.

3. Выполнена оценка интегральных запасов радионуклидов в пойме Оби на участке от границы с Томской областью (Соснино) до Ханты-Мансийска (длина участка ~540 км) и на участке ниже устья Иртыша длиной 65 км, а также на Иртыше от устья р.Демьянки до Ханты-Мансийска (длина участка ~297 км). Запасы радионуклидов в пойме рек оказались близки и составили: 0,2 ТБк по ^{137}Cs и 1,2 ТБк по ^{90}Sr - в пойме Оби, и 0,23 ТБк по ^{137}Cs и 1,6 ТБк по ^{90}Sr в пойме Иртыша. Суммарные запасы на обоих пойменных участках составили величины 0,4 ТБк ^{137}Cs и 2,8 ТБк ^{90}Sr. Оценка запасов по результатам исследований 2007 г оказалась ниже, чем в предыдущие годы.

4. Расчет годовых стоков радионуклидов показал, что поступление ^{137}Cs со стороны входного створа Оби в семь раз превышает таковое со стороны Иртыша, а поступле-

ния ^{90}Sr оказались близки – 5,6 и 4,2 ТБк соответственно. В большинстве исследованных створов значения годовых стоков ^{90}Sr на один - два порядка превышают значения годовых стоков ^{137}Cs.

5. Расчет баланса годовых стоков по ^{90}Sr показал положительную величину как для Оби – 1,4 ТБк, так и для Иртыша – 1,6 ТБк. Это означает, что годовые поступления радионуклидов в поймы исследуемых рек превышают их вынос, депонируя соответствующие активности в виде запасов в пойме участков рек.

Работа выполнена при финансовой поддержке Департамента гражданской защиты населения ХМАО, а также гранта РФФИ № 07-05-00171, интеграционного гранта с Сибирским Отделением РАН №89 и программы Президиума РАН №12 «Научные основы сохранения биоразнообразия России».

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. 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.
2. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Юшков П.И. и др. Исследование радиоэкологической ситуации в реках Теча и Исеть, загрязненных сбросами ПО «МАЯК». В сб. «Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин». Вып. 2 / под ред. А.В. Трапезникова и С.М. Вовка. – Заречный, 1999. – С. 20-66.

3. Ааркрог А., Дальгаард Х., Нильсен С.П. и др. Радионуклиды в зонах воздействия двух ядерных инцидентов: Кыштым, 1957 г.; оз. Карачай, 1967 г. / Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин, 1998. вып. 1. С. 5-49.
4. Израэль. Ю.А, 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.
5. Трапезников А.В, Коржавин А.В., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Мигунов В.И. Радиоэкологический и гидрохимический мониторинг Обь-Иртышской речной системы в границах Ханты-Мансийского автономного округа. // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. - Вып. 10. Под ред. В.И. Мигунова, А.В. Трапезникова – Нижневартовск, 2007. – С. 67-102.

УРОВНИ И ХАРАКТЕР ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОБЬ – ИРТЫШСКОГО РЕЧНОГО БАССЕЙНА НА ТЕРРИТОРИИ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА – ЮГРЫ

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

Крупнейшие реки Западной Сибири Обь и Иртыш имеют для территории Ханты-Мансийского автономного округа исключительное значение. Они являются основными транспортными артериями, используются для водоснабжения, рыболовства и т. д. На их берегах расположены крупные города и большая часть населенных пунктов округа. Уклад жизни коренного населения севера неразрывно связан с рыболовством. В водах Средней Оби обитает 29 видов рыб, относящихся к 9 семействам. Промысловое значение имеют 9 видов. Главные из них: муксун, пелядь, чир, пыжьян, нельма, осетр, язь, щука, елец, плотва, окунь, налим, стерлядь. Обь служит для ценных сиговых рыб миграционным путем, а пойма Оби – местом нагула молоди всех видов сигов и пеляди, готовящейся к размножению [1].

Без всякого сомнения, экологическое состояние Обь-Иртышской речной системы имеет важнейшее значение, как для населения Ханты-Мансийского автономного округа,

так и для всего Западно-Сибирского региона. Проведенные нами комплексные исследования Обь-Иртышского речного бассейна на протяжении 2004 – 2006 гг. подтвердили значительное снижение качества воды, ухудшение её санитарных показателей. Основными загрязнителями вод Оби, Иртыша являются нефтепродукты, органические соединения, тяжелые металлы [2].

Загрязнение человеком рек, озер и прибрежных районов морей происходило во все времена. Если первоначально наиболее острые проблемы были связаны с микробиологическим загрязнением рек и пресноводных озер, то в настоящее время на первый план выступило их антропогенное загрязнение различного рода химикатами и отходами их промышленного производства. К характерным чертам XXI века следует также отнести ускоренную урбанизацию и резкое повышение мобильности населения. Уже сейчас более половины жителей планеты сосредоточено в городах, причем стремительно увеличивается число мегаполисов и крупных городов с численностью жителей более 1 млн. человек. По некоторым оценкам, человечество затрачивает более половины производимой им энергии на обеспечение функционирования транспорта и производство транспортных средств [3].

Предприятия химической промышленности, аграрный сектор мирового хозяйства, автомобильный и морской транспорт и коммунальное хозяйство городов в настоящее время поставляют в окружающую среду огромные количества органических соединений. Считается, что сейчас в постоянном использовании находится около 120 тыс. синтетических органических соединений различных классов; многие из них не входят в естественный биологический круговорот (не поступают из каких-либо природных источников) и поэтому

причисляются к категории ксенобиотиков, т. е. соединений, чуждых жизни. Часть из этих компонентов обладает нежелательной устойчивостью (персистентностью) по отношению к биотическим и абиотическим факторам и поэтому может включаться в миграционные процессы и обуславливать загрязнение природной среды на крупнорегиональном или даже глобальном уровнях [4].

Основные количества загрязняющих компонентов поступают в водные объекты с промышленными и коммунальными стоками. Сельскохозяйственные предприятия ответственны главным образом за поступление пестицидов. Тяжелые металлы в водные экосистемы поступают из почв и горных пород в результате химического и микробиологического выщелачивания минералов, с паводковыми и дождевыми водами, а также при осаждении из атмосферы пылевых частиц и аэрозолей, вовлеченных в воздушный перенос. Значительный вклад в загрязнение вод вносит деятельность человека. Антропогенными источниками соединений тяжелых металлов для водных объектов служат предприятия энергетики, горнодобывающего и перерабатывающего комплекса, химические комбинаты, а также сельскохозяйственные предприятия [5].

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 [6].

Цель данной работы: на основании результатов четырехлетних 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, методы исследования и используемое оборудование

Отбор проб воды был проведен во время научных экспедиций на реках Обь и Иртыш в период 2004-2007 гг. Все обследованные участки рек находились в границах Ханты-Мансийского автономного округа. Место расположения створов на местности определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS. Расположение створов представлено на рисунке 1, а их краткое описание в таблице 1.

Рисунок 1. Расположение створов на реках Обь и Иртыш.

Таблица 1.

Характеристика исследуемых объектов на реках Обь и Иртыш.

Объект	Описание	координаты
1	2	3
Створ 1,	Река Обь на ~20 км ниже по течению от места слияния Оби с Иртышем:	
точка 1	левый берег	61° 04,360′ N 68° 29,111′ E
точка 2	правый берег	61° 04,474′ N 68° 31,269′ E
Створ 2	Река Обь на ~20 км выше впадения Иртыша, левый берег	61° 10,558′ N 69° 02,265′ E
Створ 3	Река Иртыш, ~20 км до впадения в Обь, правый берег	60° 57,526′ N 68° 04,062′ E
Створ 4	Река Обь напротив Нижневартовска, левый берег	60° 49,716′ N 76° 39,263′ E
Створ 5	Река Обь в районе н.п. Соснино.	60° 41,695′ N 77° 05,908′ E
Створ 6	Река Иртыш в районе населенного пункта Демьянское, правый берег	59° 36,162′ N 69° 16,444′ E
Створ 7	Река Обь, ~40 км ниже впадения Иртыша:	61° 08,497′ N 68° 23,337′ E
Створ 8	Река Обь, ~65 км ниже впадения Иртыша:	61° 25,001′ N 68° 18,301′ E

Отбор проб воды на химический анализ проводился в соответствии с ГОСТ 51592-2000 [7]. Из водоемов пробы воды отбирали эмалированным ведром с не поврежденным покрытием, а затем переливали в полиэтиленовые бутылки. Перед заполнением посуду дважды ополаскивали исследуемой водой. Для проведения ряда исследований пробы воды отбирали в отдельную посуду и консервировали, добавляя определенное количество хлороформа (для определения нефтепродуктов), азотной кислоты (для определения ртути), 10% серной кислотой для определения тяжелых металлов. Все реактивы для консервации добавляли маркированными мерными пробирками и пипетками. В каждом створе пробы воды отбирали в двух параллельных повторностях.

Измерение массовой концентрации химических ингредиентов в отобранных пробах проводили в Лаборатории физико-химических методов исследования учебно-научного центра института геологии и геофизики Уральского государственного горного университета по методикам, включенным в РД 18.595-96 Руководящий документ «Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды» [8].

Результаты работы и их обсуждение

Полученные результаты химического состава воды анализировались в сравнении с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) определяемых компонентов, установленными для рыбохозяйственных водоемов [9].

Основными элементами, ухудшающими качество воды в Оби и Иртыше в 2007 году, являются органические соединения, нефтепродукты и некоторые тяжелые металлы.

Их содержание в воде Иртыша составило: органических соединений (ХПК) – 1,25-1,55 ПДК; нефтепродуктов – 1,16-2,8 ПДК; железа – 12,1-13,6 ПДК; меди – 7 ПДК; цинка – 1,1-3,0 ПДК; никеля – 1,8-2,0 ПДК; свинца – 1,0 ПДК; марганца – 3,3-8,4 ПДК; ртути 12-15 ПДК. В воде Оби содержание данных компонентов присутствовало в следующих количествах: органических соединений (ХПК) – 1,07-1,33 ПДК; нефтепродуктов – 1,0 – 3,4 ПДК; железа – 12,5-42,7 ПДК; меди – 2,0-12,0 ПДК; цинка – 2,0-10,8 ПДК; никеля – 1,1-2,2 ПДК; свинца – 1,67-6,5 ПДК; марганца – 3,9-9,1 ПДК; ртути 10-15 ПДК. Кроме перечисленных элементов, в двух пробах воды Оби обнаружено незначительное повышение содержания алюминия до 1,10-1,12 ПДК. Как свидетельствуют представленные данные, существенных различий по химическому составу воды между Иртышом и Обью не установлено. В количественном отношении основные показатели близки друг другу. Исключение составляет содержание железа в воде. В пробе воды Оби установлено самое высокое в этом году содержание железа, равное 4,27 мг/дм^3 или 42,7 ПДК. Присутствие железа в воде в таком количестве можно характеризовать как высокое значение (ВЗ). В воде Иртыша содержание железа также превышает ПДК в 12,1-13,6 раза, но таких высоких значений как в Оби не наблюдалось.

Сравнительная оценка основных химических показателей воды Оби и Иртыша за период 2004-2007 гг. представлена в виде диаграмм на рисунках 2-29.

На рисунках 2 и 3 представлена динамика изменения показателя ХПК в период 2004-2007 гг. в воде Оби и Иртыша, отражающая уровень органического вещества в воде. В целом картина изменения ХПК в Оби и Иртыше похожи. Максимальные значения ХПК в обеих реках были отмечены

в 2005 году. В последующие годы прослеживается определенная тенденция на снижение данного показателя, которая отчетливо продолжилась и в текущем году. В результате чего в текущем году отмечен самый низкий показатель ХПК за последние три года, хотя и превышающий ПДК. Это, безусловно, является положительным фактом, поскольку свидетельствует о некотором снижении повышенного количества органических веществ в воде Оби и Иртыша и, следовательно, об очищении данных водоемов от чрезмерного присутствия органики.

В водных объектах постоянно и неразрывно присутствуют два процесса. С одной стороны – это образование или поступление в водоём органических веществ, а с другой стороны – их распад. Конечным минеральным продуктом сложного процесса распада содержащих азот органических веществ является аммиак, или ионы аммония. Ионы аммония усваиваются растениями при фотосинтезе и могут быть окислены в нитриты и нитраты. В органических соединениях азот входит главным образом в состав аминокислот и белков тканей организмов и продуктов их распада.

Последние возникают в процессе отмирания организмов, а также в результате распада продуктов их жизнедеятельности. Азотсодержащие органические соединения находятся в воде в самых различных формах: взвесей, остатков организмов, коллоидов, растворенных молекул, которые образуются при биологических процессах и биохимическом распаде остатков организмов [10].

На рисунках 4-9 представлена динамика изменения минеральных соединений азота в период 2004-2007 гг. На рисунке 5 в виде диаграммы представлена динамика изменения содержания азота аммония в воде Иртыша в течение наблюдаемого периода.

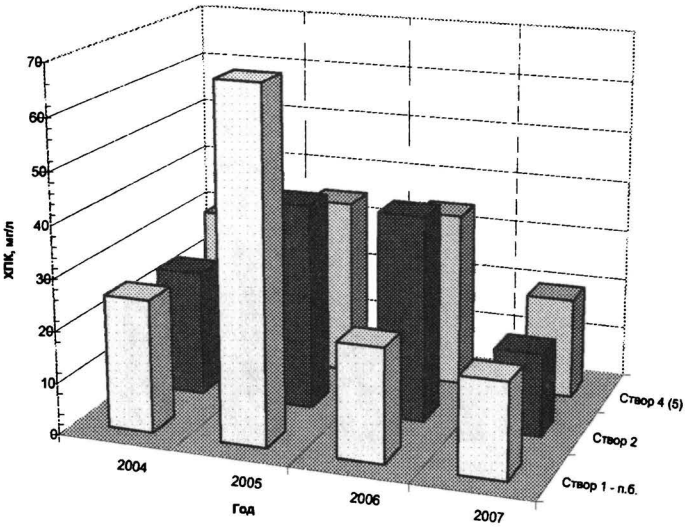


Рисунок 2. Изменение показателя ХПК в воде Оби в период 2004 -2007 гг.

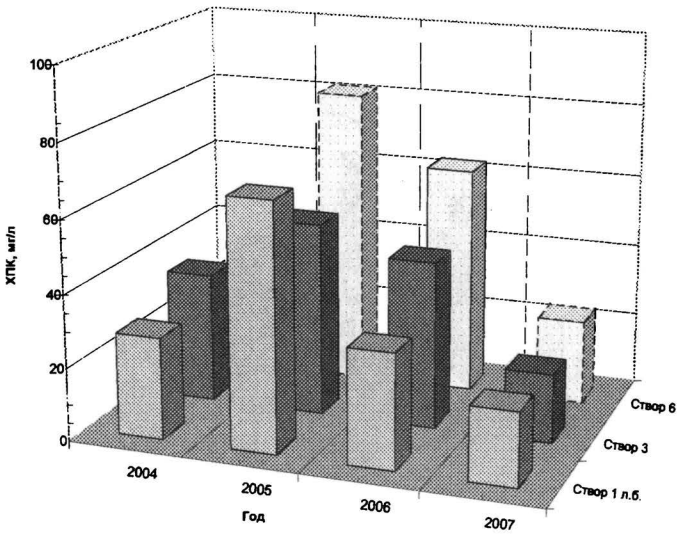


Рисунок 3. Изменение показателя ХПК в воде Иртыша в период 2004 -2007 гг.

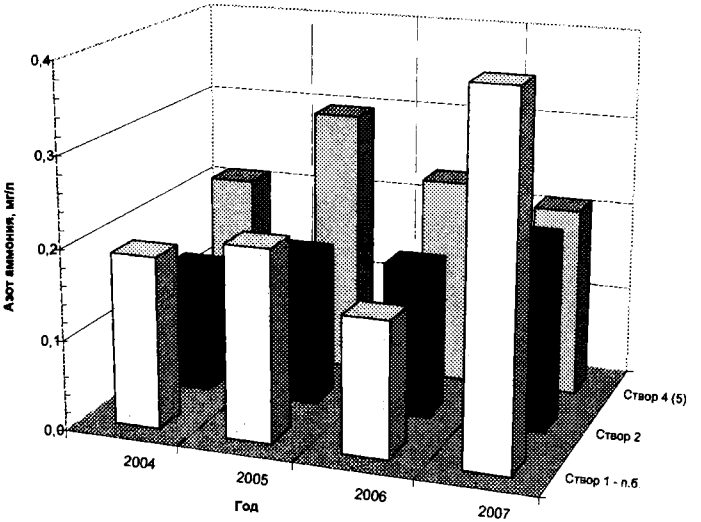


Рисунок 4. Изменение содержания азота аммония в воде Оби в период2004 -2007 гг.

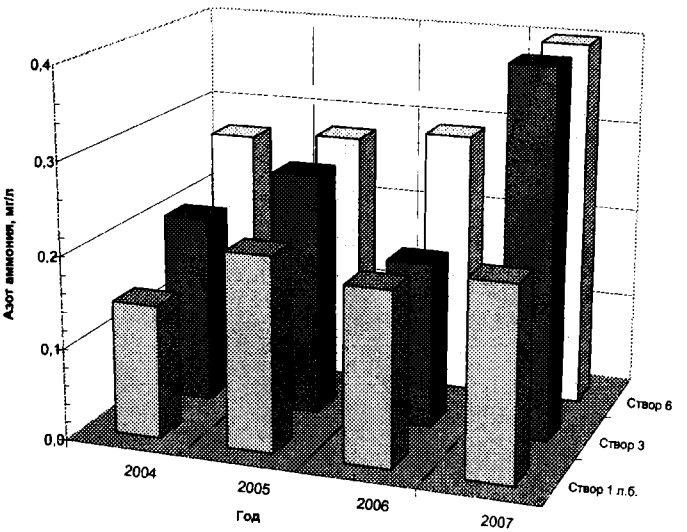


Рисунок 5. Изменение содержания азота аммония в воде Иртыша в период 2004 -2007 гг.

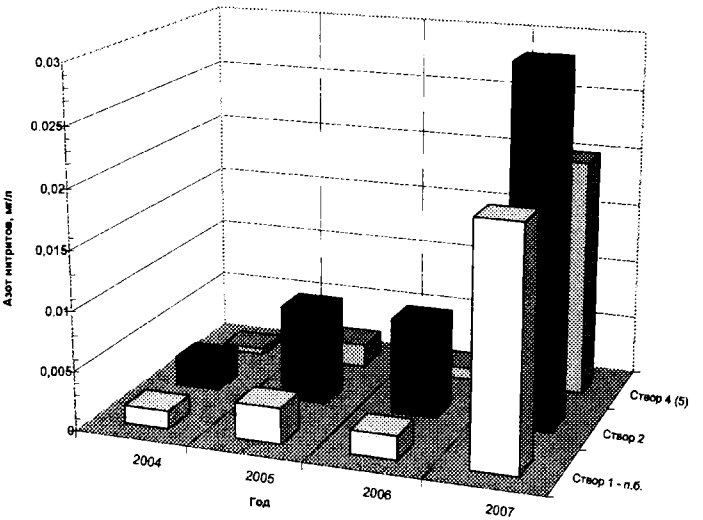


Рисунок 6. Изменение содержания азота нитритов в воде Оби в период 2004 -2007 гг.

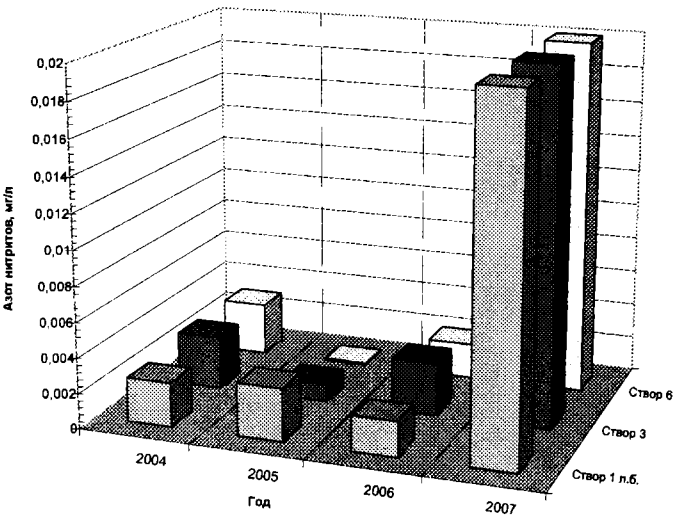


Рисунок 7. Изменение содержания азота нитритов в воде Иртыша в период 2004 -2007 гг.

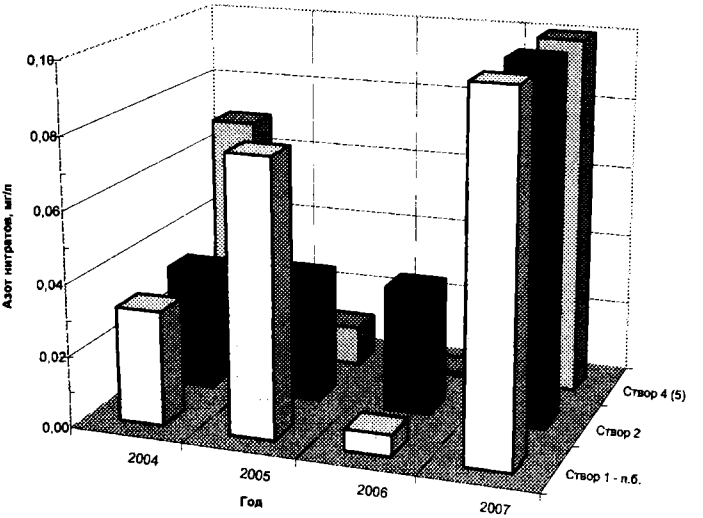


Рисунок 8. Изменение содержания азота нитратов в воде Оби в период 2004 -2007 гг.

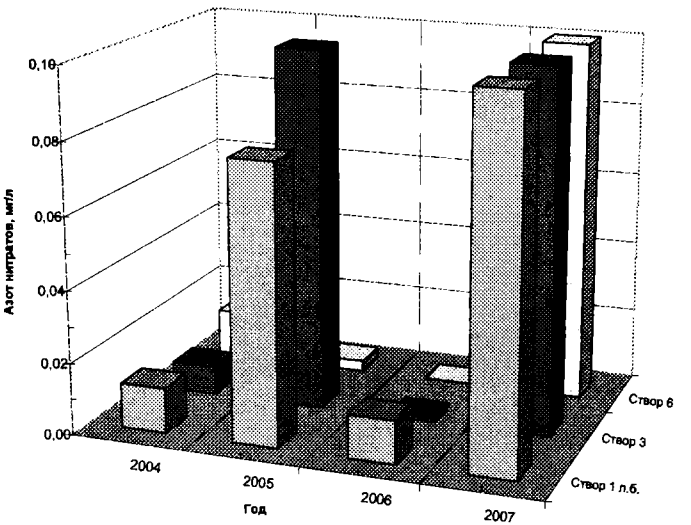


Рисунок 9. Изменение содержания азота нитратов в воде Иртыша в период 2004 -2007 гг.

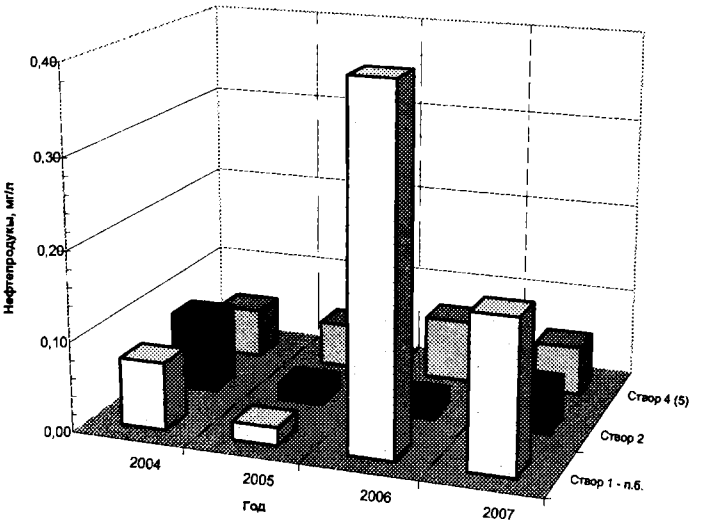


Рисунок 10. Изменение содержания нефтепродуктов в воде Оби в период 2004 -2007 гг.

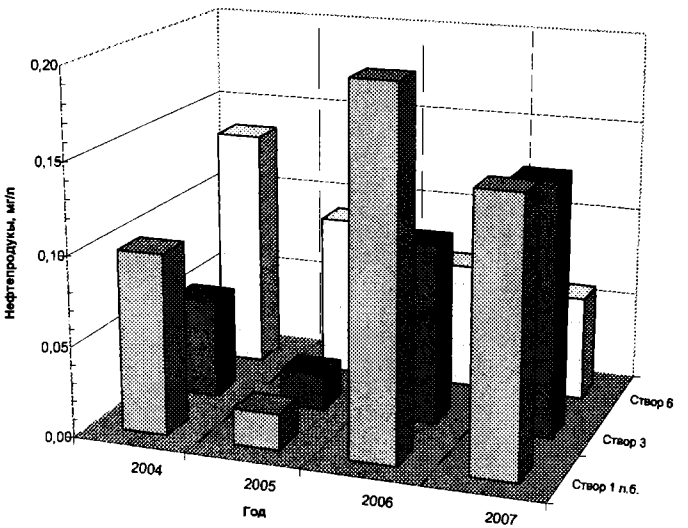


Рисунок 11. Изменение содержания нефтепродуктов в воде Иртыша в период 2004 -2007 гг.

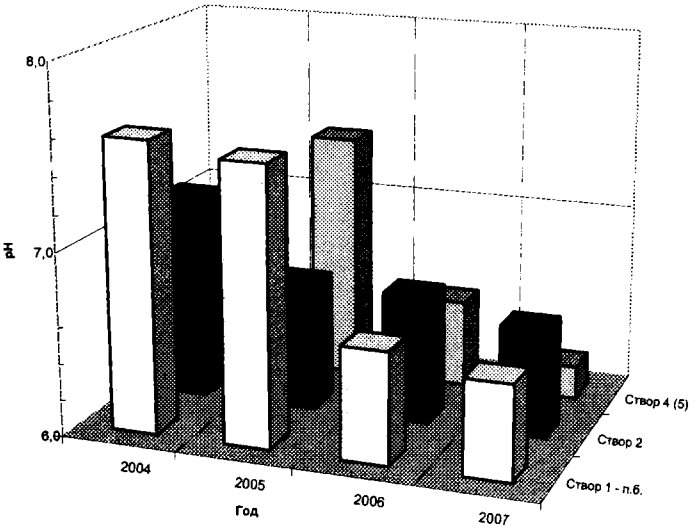


Рисунок 12. Изменение pH воды Оби в период 2004 -2007 гг.

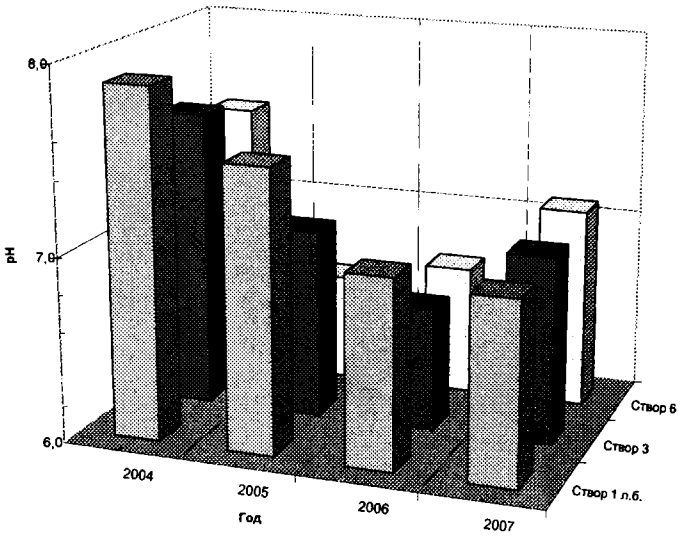


Рисунок 13. Изменение pH воды Иртыша в период 2004 -2007 гг.

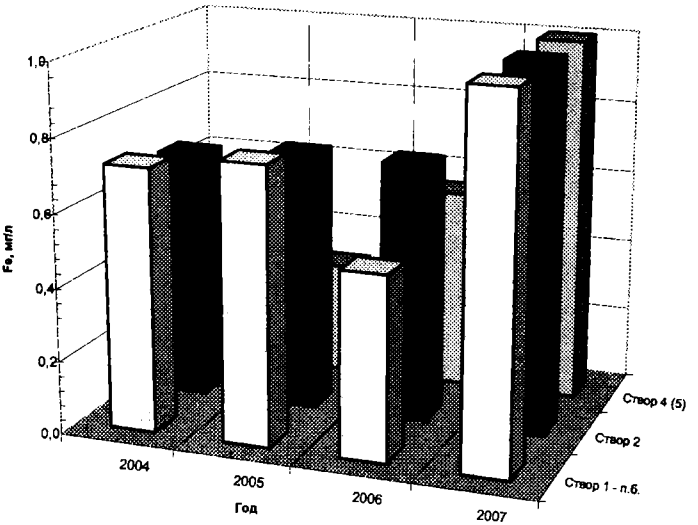


Рисунок 14. Изменение содержания железа в воде Оби в период 2004 -2007 гг.

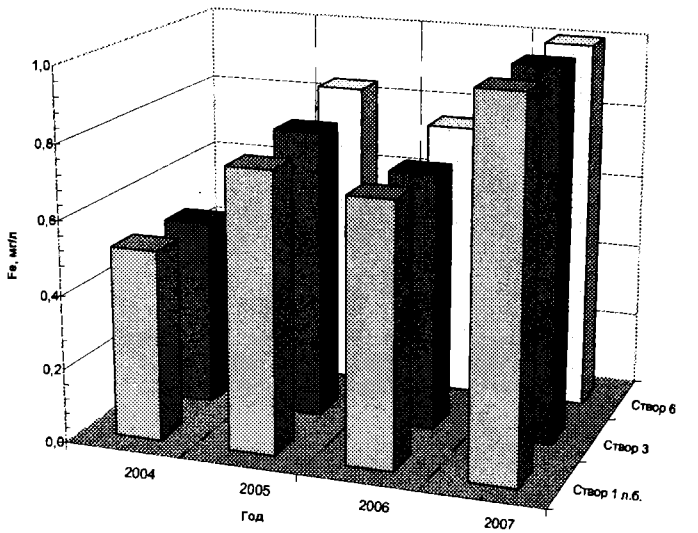


Рисунок 15. Изменение содержания железа в воде Иртыша в период 2004 -2007 гг.

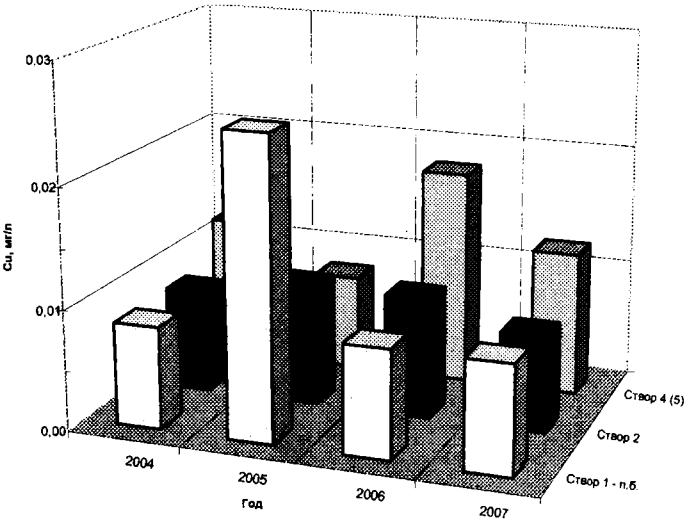


Рисунок 16. Изменение содержания меди в воде Оби в период 2004 -2007 гг.

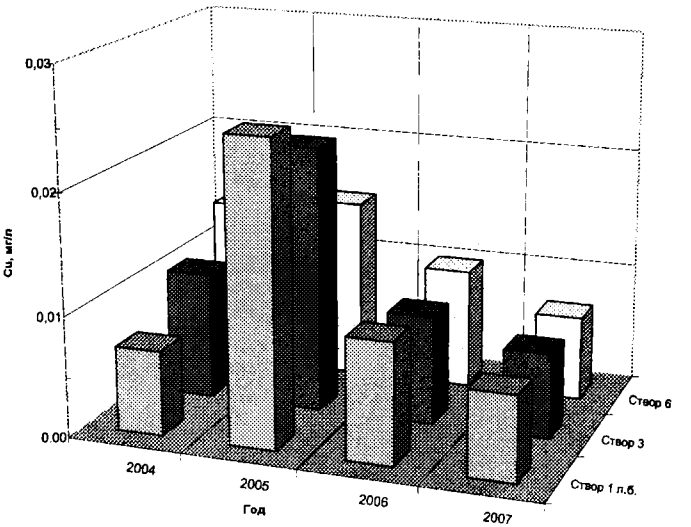


Рисунок 17. Изменение содержания меди в воде Иртыша в период 2004-2007 гг.

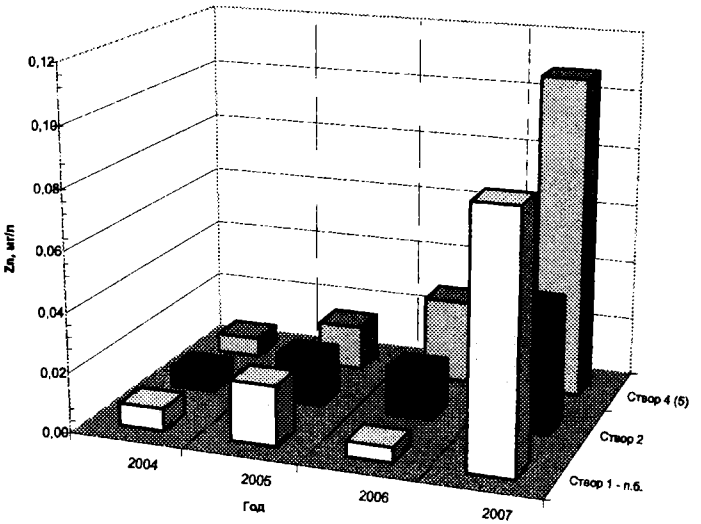


Рисунок 18. Изменение содержания цинка в воде Оби в период 2004-2007 гг.

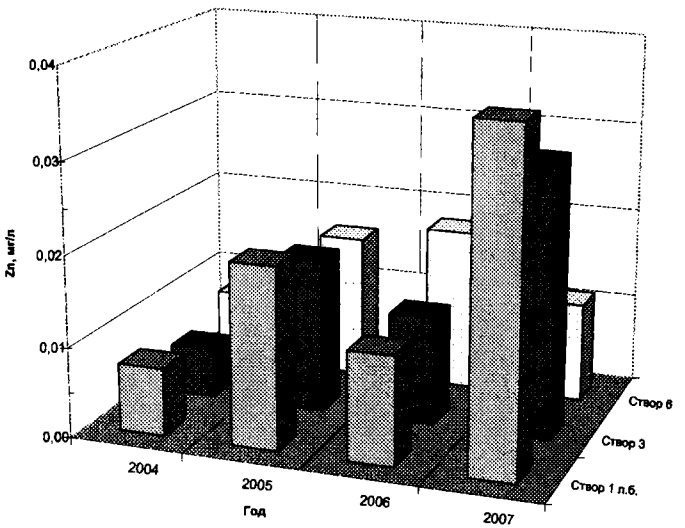


Рисунок 19. Изменение содержания цинка в воде Иртыша в период 2004-2007 гг.

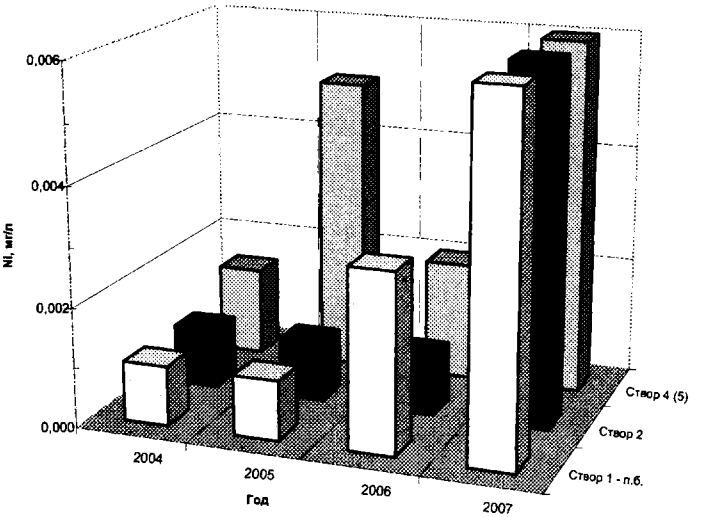


Рисунок 20. Изменение содержания никеля в воде Оби в период 2004-2007 гг.

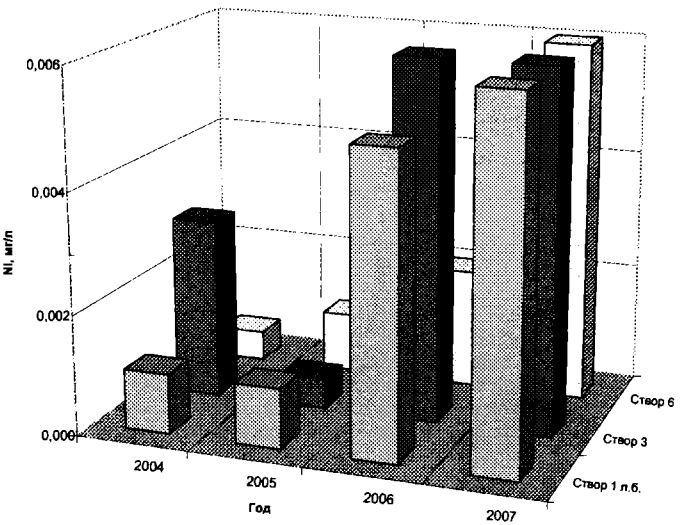


Рисунок 21. Изменение содержания никеля в воде Иртыша в период 2004-2007 гг.

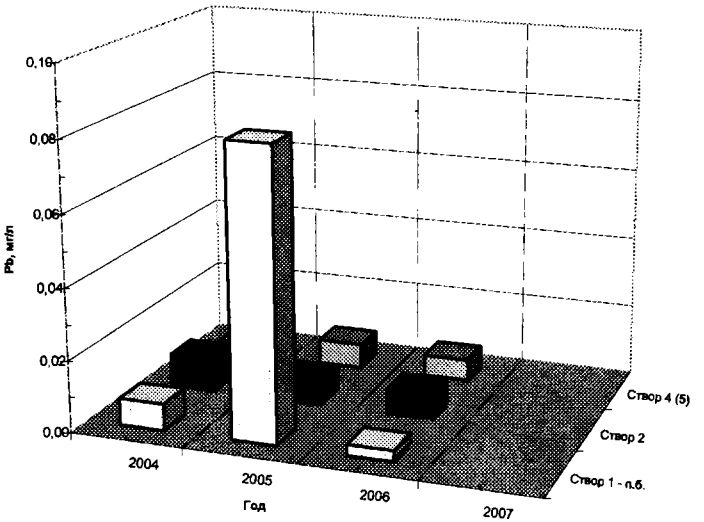


Рисунок 22. Изменение содержания свинца в воде Оби в период 2004-2007 гг.

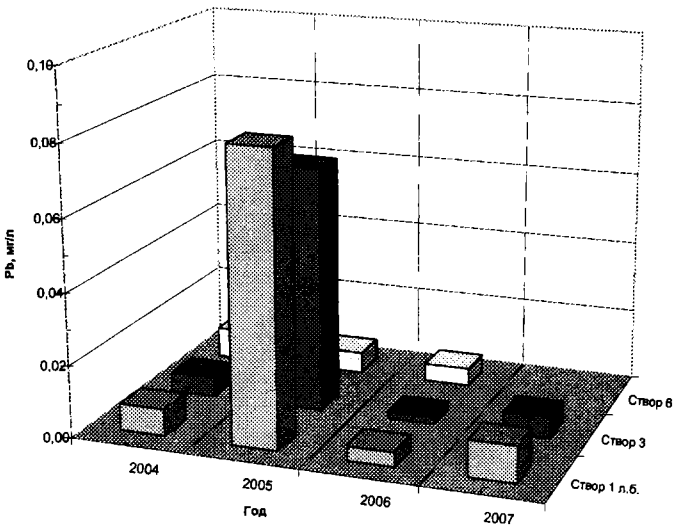


Рисунок 23. Изменение содержания свинца в воде Иртыша в период 2004-2007 гг.

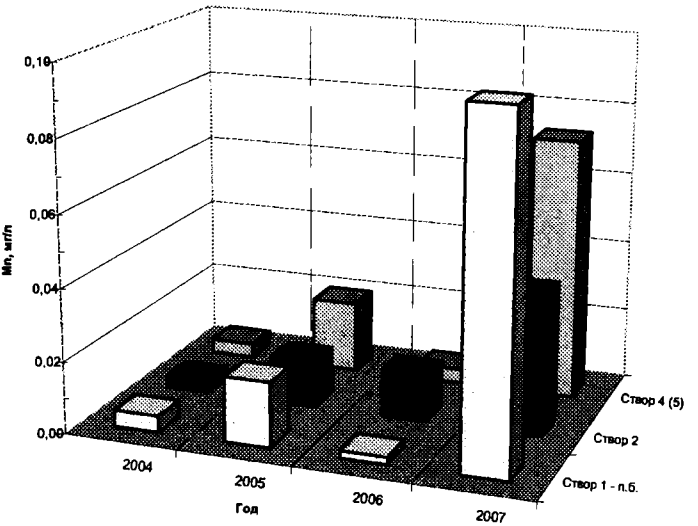


Рисунок 24. Изменение содержания марганца в воде Оби в период 2004-2007 гг.

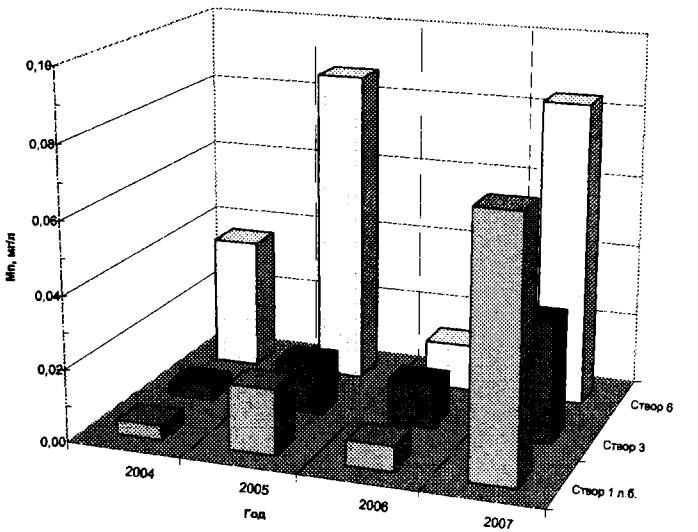


Рисунок 25. Изменение содержания марганца в воде Иртыша в период 2004-2007 гг.

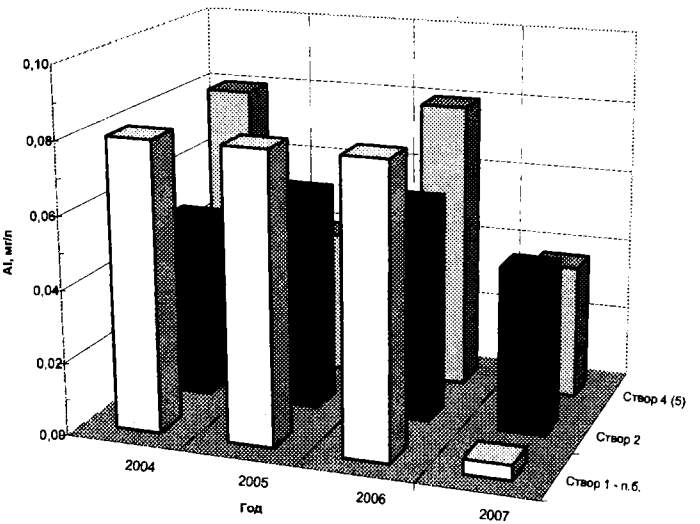


Рисунок 26. Изменение содержания алюминия в воде Оби в период 2004-2007 гг.

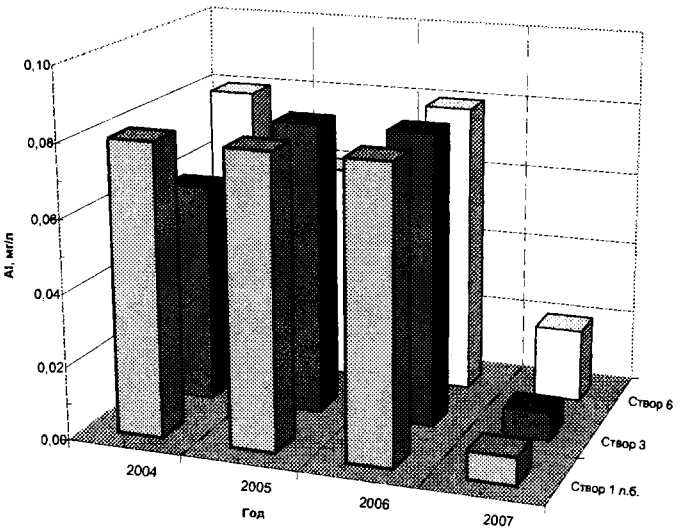


Рисунок 27. Изменение содержания алюминия в воде Иртыша в период 2004-2007 гг.

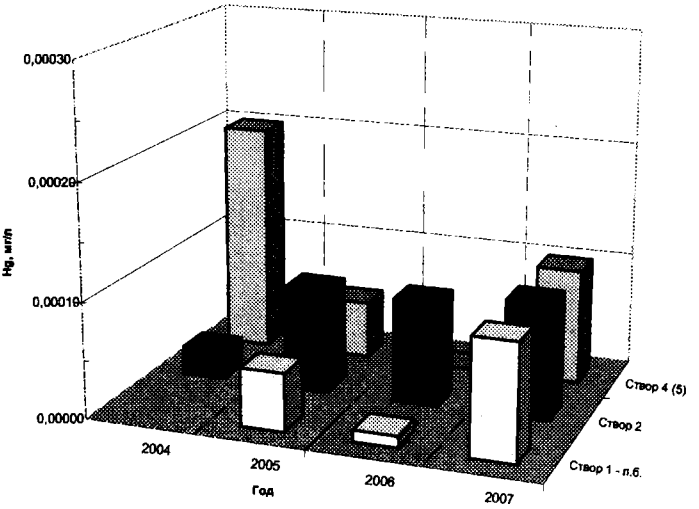


Рисунок 28. Изменение содержания ртути в воде Оби в период 2004-2007 гг.

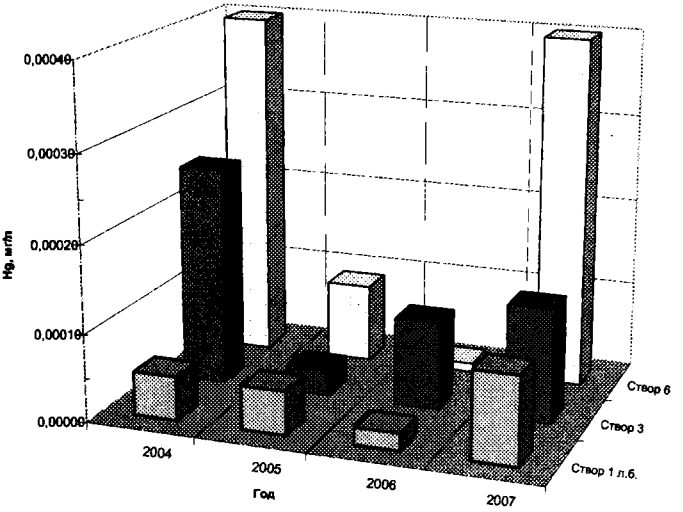


Рисунок 29. Изменение содержания ртути в воде Иртыша в период 2004-2007 гг.

Из представленных данных видно, что в текущем году произошло увеличение содержания аммонийного азота в воде Иртыша (створы 3 и 6). В воде Оби (рисунок 4) данный процесс менее выражен. Достоверное увеличение содержания аммонийного азота прослеживается лишь в створе, расположенном ниже впадения Иртыша (створ 1). Увеличение содержания в воде аммонийного азота может свидетельствовать о том, что в текущем году, особенно в Иртыше, сложились благоприятные условия, способствующие процессам распада органических азотосодержащих веществ.

На рисунках 6-9 представлены диаграммы изменения содержания в воде Оби и Иртыша азота нитритов и азота нитратов, производных аммиака или ионов аммония. Во всех пробах воды, как в Оби, так и в Иртыше, в текущем году отмечено существенное повышение содержания азота нитритов, в среднем в 5-10 раз по сравнению с предыдущими годами. Но, не смотря на столь значительное увеличение, только в трех пробах воды содержание азота нитритов не значительно (в 1,1-1,8 раза) превысило уровень ПДК. Подобная картина наблюдалась и по нитратному азоту. По сравнению с предыдущим годом его содержание увеличилось на порядок. Но при этом, содержание нитратного азота в воде еще значительно ниже предельно допустимой концентрации.

Появление нитритов в природных водах связано, главным образом, с процессами минерализации органических веществ и нитрификации. Они являются промежуточным продуктом биохимического окисления аммиака или восстановления нитратов. Аммонийные ионы в водной среде под действием бактерий вида Nitrosomonas окисляются до нитритных ионов. При наличии достаточного количества в воде кислорода процесс окисления не останавливается на этой стадии. Под действием бактерий Nitrobacter нитриты окис-

ляются далее до нитратов. Обе эти реакции экзотермические, выделяемая при этом энергия используется бактериями при их развитии. Процесс нитрификации может протекать только в аэробных условиях. Таким образом, нитратные ионы являются конечным продуктом сложного процесса минерализации органического вещества. Повышенное содержание нитритов указывает на усиление процессов микробного разложения органических остатков в условиях дефицита кислорода и является одним из критериев сильного загрязнения водного объекта [11].

Нитраты являются конечным продуктом минерализации органических азотосодержащих веществ. Их содержание в воде, как правило, значительно превышает содержание аммонийного и нитритного азота. Для нитратов характерно уменьшение содержания в вегетационный период за счёт потребления водными растениями и увеличение осенью при отмирании водных организмов и минерализации органических веществ. Максимальное содержание нитритов наблюдается в зимний период. В незагрязнённых водных объектах рыбохозяйственного назначения концентрация нитратного азота обычно не должна превышать 9,1 мг/дм^3. Главным источником накопления нитратов в поверхностных водах следует считать почвенный покров, а атмосферные осадки имеют второстепенное значение. Кроме естественных источников неорганических соединений азота, в природных водах существует еще источник, приобретающий все большее значение, — поступление соединений азота с промышленными и особенно бытовыми сточными водами [12]. Повышенное содержание нитратов указывает на ухудшение санитарного состояния водоёма и может служить одним из показателей эвтрофикации водоёма вследствие его загрязнения органическими азотосодержащими веществами.

Определение концентрации аммонийных ионов в водоёме может быть использовано в качестве одного из показателей «свежего» загрязнения, а повышенное содержание нитратов в воде указывает на загрязнение в прошлом [11].

Диаграммы изменения pH водной среды представлены на рисунках 12-13. Представленные данные отражают определенную ежегодную тенденцию на снижение pH воды в Иртыше и Оби. Данная тенденция более отчетливо прослеживается на обследованном участке Оби, начиная с входных створов (створы 4;5) и далее на всем протяжении до створов, расположенных ниже впадения Иртыша.

pH воды является очень важным показателем водного объекта, так как ионы водорода играют исключительную роль в гидрохимических процессах. Ион водорода всегда присутствует в природных водах потому, что он возникает при диссоциации самой воды. Природные воды являются многокомпонентными системами, в них происходят разнообразные реакции, которые являются дополнительными источниками ионов водорода и гидроксила. Вследствие этого в природных водах pH обычно колеблется в широких пределах от 3 до 9,5 [12].

pH в природных водах зависит от многих факторов и, прежде всего, от содержания в них различных форм угольной кислоты, от присутствия органических кислот, газов, микроорганизмов, от гидролиза солей. На снижение показателя pH воды в реках может влиять присутствие различных компонентов. К наиболее вероятным факторам, влияющим на изменение pH в воде Оби и Иртыша можно причислить присутствие в водах гуминовых кислот. Гумусовые кислоты, присутствующие в почвах (особенно кислых), в перегное лесной подстилки, а также в болотных водах и являются источниками обогащения вод ионами водорода. Поэтому

воды лесной зоны имеют слабокислую реакцию. Снижение pH воды может также происходить 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 (pH от 3 до 6,5) образуются 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]. Все указанные процессы с большой долей вероятности присутствуют в водах Оби и Иртыша и оказывают определенное влияние на состояние pH воды рек.

На рисунках 14-29 представлена динамика изменения содержания в воде Оби и Иртыша тяжелых металлов в период 2004-2007 гг.

На диаграммах 14-15 представлена динамика изменения в воде железа. Представленные результаты наглядно показывают существенный рост содержания железа в воде обеих рек, особенно в текущем году. В предыдущие годы содержание железа также превышало ПДК, и, начиная с 2004 года, ежегодно отмечалась определенная тенденция роста данного показателя. Для рыбохозяйственных водоемов ПДК железа в воде не должна превышать 0,1 мг/л. В текущем году ПДК железа в одной из проб воды Оби была превышена в 42 раза и составила 4,27 мг/л. Данный элемент относится к 4 классу опасности. Концентрация железа в воде свыше 3,0 мг/л характеризуется как высокое значение.

Железо относится к числу наиболее распространенных элементов в земной коре, содержание его в земной коре около 4,65% (по массе). Однако вследствие низкой миграционной способности концентрация железа в природных водах настолько незначительна, что его принято относить к числу микрокомпонентов. Высокий кларк железа обусловливает присутствие этого металла как непременного компонента в природных водах, причем концентрация его в последних может варьировать от микрограммовых количеств до нескольких миллиграммов в 1 л. Соединения железа поступают в поверхностные воды за счет процессов химического выветривания горных пород. Значительные его количества поступают в водоемы с подземным стоком, а также с производственными и сельскохозяйственными сточными водами. Железо является важным питательным элементом для водорослей, высших водных растений и многих других представителей гидробионтов. Недостаточное его содержание может быть одним из признаков развития фитопланктона [10]. К сожалению, в доступной литературе мы не нашли данных о влиянии высоких концентраций железа в природных водах на водные растения и гидробионтов.

На рисунках 16-17 представлена динамика изменения содержания меди. Начиная с 2005 года, наглядно прослеживается ежегодное постепенное снижение, особенно в пробах воды Иртыша, содержания данного элемента.

Динамика изменения содержания цинка представлена на рисунках 18-19. Наибольшие значения содержания цинка в воде были установлены в текущем году в пробах, взятых в районе крупных городов: на Оби – в районе г. Нижневартовска (4 створ), на Иртыше – в районе г. Ханты-Мансийска и ниже по течению после впадения Иртыша (1 створ).

ПДК цинка в воде рек не должна превышать 0,01 мг/л. На входном створе Оби превышение ПДК составляло в 10,8 раза, в районе Нижневартовска – в 8,2 раза, в районе Ханты-Мансийска – в 3 раза, ниже впадения Иртыша в – 3,7 раза у левого берега и в 8,5 раз у правого.

Природные источники поступления цинка в поверхностные пресные воды – это процессы разрушения и растворения горных пород и минералов. Значительное количество цинка поступает в результате хозяйственной деятельности человека. Особенно высоким содержанием этого металла отличаются сточные воды рудообогатительных фабрик, гальванических цехов многих предприятий.

С точки зрения физиологии цинк – необходимый элемент как для человека и животных, так и для растений. В организме цинк уменьшает токсичность кадмия и меди. При недостатке цинка в растительных организмах нарушается обмен углеводов и белков, уменьшается содержание хлорофилла [10].

Также в текущем году было отмечено увеличение содержания в воде никеля. Динамика изменения никеля в воде Оби и Иртыша представлены на рисунках 20-21. ПДК никеля в воде составляет 0,01 мг/л. Увеличение содержания данного элемента в пробах воды Иртыша наблюдалось с 2006 года в створах, расположенных в районе Ханты-Мансийска. В текущем году увеличение содержания никеля было отмечено уже на всех участках обследованной территории Обь-Иртышской речной системы до уровня 1,1-2,2 ПДК.

Никель в микроскопических дозах почти всегда присутствует в природных водах. Одним из наиболее серьезных источников загрязнения никелем являются сточные воды цехов никелирования, никелевых обогатительных фабрик. Огромные выбросы никеля сопровождают сжигание

ископаемого топлива. В результате этого в атмосферу ежегодно переходит до 70 тыс. т никеля [12].

Никель принадлежит к числу канцерогенных элементов. Он способен вызывать респираторные заболевания. В районах никелевых месторождений в Казахстане скот слепнет от избыточного содержания никеля в кормах. Считается, что свободные ионы никеля, (Ni^{2+}) примерно в 2 раза более токсичны, чем его комплексные соединения [4].

Динамика изменения содержания в воде марганца за наблюдаемый период представлена на рисунках 24-25. Наиболее существенное увеличение содержания данного элемента отмечено в текущем году на входных створах Оби, расположенных в районе г. Нижневартовска и в створах Оби и Иртыша, прилегающих к г. Ханты-Мансийску. ПДК марганца для рыбохозяйственных водоемов равно 0,01 мг/л. Содержание марганца в воде Иртыша было равно 3,3-8,4 ПДК, в Оби 3,9-10 ПДК.

Марганец принадлежит к числу важных питательных элементов для растений и животных. Еще В. И. Вернадский указывал на то, что он является сильнейшим экологическим фактором, обусловливающим распределение растительных видов на земной поверхности. Марганец принимает участие в процессах фотосинтеза, в реакциях фотолиза воды и выделения кислорода [10].

Для большинства растений концентрация марганца ниже 15-25 мг/кг сухой массы считается недостаточной. Нормальный уровень марганца в листьях - до 300 мг, а содержание его в пределах 300-500 мг/кг токсично для растений. Хронический избыток марганца может привести к развитию заболевания - манганоза. В настоящее время, благодаря усовершенствованию производственных процессов при добыче и переработке марганецсодержащих руд, отравления людей

встречаются очень редко, поэтому большее значение имеют заболевания, связанные с дефицитом марганца. В организмах существует определенное соотношение между обменом марганца и меди, необходимое для процессов кроветворения. У животных при анемии вследствие недостаточности меди, параллельно с уменьшением ее в печени, снижается содержание марганца. При поступлении в организм обоих микроэлементов в малых дозах скорее восстанавливаются показатели красной крови. Однако в больших дозах марганец может образовывать комплексы с медью, делая ее недоступной для организма. [13].

На рисунках 28-29 представлены результаты определения в воде ртути. На представленных диаграммах наглядно видно, что ежегодно на различных участках рек в воде обнаруживается присутствие ртути. Ртуть относится к элементам 1 класса опасности, поэтому её присутствие в воде в количествах выше 0,00001 мг/л уже считается превышающим ПДК. Какой-либо закономерной тенденции повышения или снижения присутствия ртути в воде Оби и Иртыша за прошедшие четыре года, не наблюдается. Поэтому можно предположить, что наличие определенного количества ртути в данных водоемах является отражением глобального геохимического фона.

По данным экспертов Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), в обычных условиях население не может потреблять с продуктами питания метилртуть в количествах, представляющих угрозу для здоровья [14].

Однако известны случаи серьезных массовых отравлений в Японии, которые были вызваны промышленным сбросом метиловых и других ртутных соединений в залив Минамата, что привело к накоплению ртути в моллюсках и промысловой рыбе. В период массовых заболеваний

содержание ртути в рыбе достигало 11 мг/кг. У жителей расположенных на его берегу рыбацких деревень отмечалось заболевание Минамата. [15].

Общая характеристика загрязнения Оби и Иртыша свинцом в течение 2004-2007 гг. представлена на рисунках 22-23. Очевидно, что загрязнение воды свинцом носит чаще очаговый характер. Значительное увеличение содержания свинца в воде было отмечено в 2005 году на участках Оби и Иртыша в районе г. Ханты-Мансийска. В последующие 2006 и 2007 гг. таких существенных подъемов уровня содержания свинца не наблюдалось.

Одним из серьезных источников загрязнения поверхностных вод соединениями свинца является сжигание углей, применение тетраэтилсвинца в моторном топливе, а также вынос в водоемы со сточными водами рудообогатительных фабрик, металлургических предприятий, химических производств и шахт [10].

Свинец является одним из сильных токсикантов для живых организмов. Неорганические соединения свинца нарушают обмен веществ и выступают ингибиторами ферментов. Длительное потребление вод даже с низким содержанием этого металла – одна из причин острого и хронического заболевания. Способность заменять кальций в костях – одно из наиболее коварных последствий действия неорганических соединений свинца. Свинецорганические соединения типа алкилпроизводных также проявляют повышенную токсичность для живых организмов [5].

Накопление свинца в организме человека ведет к таким заболеваниям, как свинцовые энцефалопатии, вызывающие задержку умственного и физического развития, вырождение периферических нервов, венозный стаз, пневмосклероз, сердечная гипертрофия, цирроз печени, склерозирование

почки. В свое время распространение многих болезней среди населения Рима связывали с отравлением питьевой воды, так как она поступала в город по свинцовым трубам. Позднейшие историки видели в этом одну из причин физической и умственной деградации римской знати и гибели империи [13].

Еще одним очень важным показателем уровня загрязнения рек Оби и Иртыша для Ханты-Мансийского автономного округа является степень их загрязнения нефтью. По данным зарубежных экспертов, нефтяной потенциал округа составляет 70% от всего потенциала России. Всего на территории округа открыто 423 месторождения, из них 366 нефтяных. В округе ведут добычу нефти 55 предприятий, эксплуатирующие 76 360 скважин. По официальным данным предприятия сбрасывают в водные объекты примерно 690 тонн загрязняющих веществ в год.

Результаты исследования загрязнения воды Оби и Иртыша нефтью за последние четыре года представлены на рисунках 10-11. Представленные результаты наглядно показывают, что на протяжении всего наблюдаемого периода практически на всех участках обследованной территории в воде Оби и Иртыша отмечалось наличие нефти. Кроме того, на общем фоне отчетливо прослеживаются отдельные участки очагового загрязнения нефтепродуктами, содержание нефти в которых на много превышает остальные, как бы фоновые показатели. Такие очаговые участки загрязнения отмечались практически ежегодно. В 2004 и 2005 годах на Иртыше в районе н.п. Демьянское, в 2006 году на Иртыше в районе г. Ханты-Мансийска и на Оби ниже по течению сразу после впадения Иртыша. Подобная картина наблюдалась и в текущем году. Наиболее высокое содержание нефти отмечено в Иртыше в пробах, взятых напротив

Ханты-Мансийска (створ 3) и ниже по течению сразу после впадения Иртыша в Обь (створ 1). Правда, по сравнению с прошлогодними результатами содержание нефти в воде несколько снизилось, но, учитывая высокую токсичность нефтепродуктов для гидробионтов, осталось на довольно опасном уровне. ПДК нефтепродуктов для рыбохозяйственных водоемов составляет 0,05 мг/л. Концентрация нефти в пробе воды, взятой напротив Ханты-Мансийска в 2007 году составила 2,8 ПДК, в Оби после слияния Иртыша 3,0 и 3,4 ПДК у левого и правого берега, соответственно.

Загрязнение нефтью и нефтепродуктами приводит к химическим, биологическим и физическим изменениям в водной среде. Главными процессами, оказывающими влияние на химический состав воды, являются микробиологическое разложение нефти и ухудшение газообмена между поверхностью воды и атмосферой. Попадая в водные объекты, нефть первоначально образует пленку на поверхности водоема. Нефтяная пленка, образующаяся на границе раздела воздух - вода, в значительной мере определяет многие химические и биохимические циклы, в частности состояние карбонатной системы. Она влияет, кроме того, на многие физические характеристики, такие, как перенос кислорода, проникновение света, испарение. Вещества, содержащиеся в пленке, могут служить центрами комплексообразования с металлами. Они также легко поглощают хлорированные углеводороды. В поверхностной пленке коэффициенты обогащения для тяжелых металлов и загрязнений органического происхождения нередко превышают 10^4. При растекании пленки нефти по поверхности воды она образует мульти-молекулярный слой, который может покрыть очень большие поверхности. Примерно 15 т мазута в течение 6-7 суток растекаются и покрывают поверхность около 20 км^2.

Поэтому главными процессами, оказывающими влияние на химический состав воды, являются микробиологическое разложение нефти и ухудшение газообмена между поверхностью воды и атмосферой. Подсчитано, что для полного окисления 4 дм^3 сырой нефти потребуется кислород, содержащийся в $1{,}5 \cdot 10$ м^3 воды, насыщенной воздухом при 60 °С. Это эквивалентно количеству воды, содержащейся в слое глубиной 30 см и площадью поверхности $0{,}5 \cdot 10^4$ м^2. В связи с этим бактериальное разложение может иметь отрицательные последствия, так как снижает количество растворенного кислорода. Нефтепродукты оказывают неблагоприятное воздействие на физическое, химическое и биологическое состояние водоема, водную растительность, животный мир [16].

3. ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Основными загрязнителями, ухудшающими качество воды в Оби и Иртыше, являются органические соединения, нефтепродукты и тяжелые металлы. Содержание загрязняющих веществ в текущем году в воде Иртыша составило: органических соединений (ХПК) – 1,25-1,55 ПДК; нефтепродуктов – 1,16-2,8 ПДК; железа – 12,1-13,6 ПДК; меди – 7 ПДК; цинка – 1,1-3,0 ПДК; никеля – 1,8-2,0 ПДК; свинца – 1,0 ПДК; марганца – 3,3-8,4 ПДК; ртути 12-15 ПДК. В воде Оби содержание данных компонентов присутствовало в следующих количествах: органических соединений (ХПК) – 1,07-1,33 ПДК; нефтепродуктов – 1,0-3,4 ПДК; железа – 12,5-42,7 ПДК; меди – 2,0-12,0 ПДК; цинка – 2,0-10,8 ПДК; никеля – 1,1-2,2 ПДК; свинца – 1,67-6,5 ПДК; марганца – 3,9-9,1 ПДК; ртути 10-15 ПДК.

2. Динамика изменения химических показателей воды за последние четыре года свидетельствует о постоянном

ежегодном увеличении в воде количества железа, цинка, никеля. Также в текущем году, по сравнению с предыдущим периодом наблюдения, произошло существенное увеличение содержания в воде минеральных форм азота (азота аммонийного, азота нитритов и азота нитратов). Происходит постепенное снижение pH воды. Сохраняется практически повсеместное загрязнение воды нефтепродуктами. При этом отмечены также и положительные моменты. Наметилась тенденция уменьшения загрязнения воды органическими веществами, повсеместно снизилось содержание меди, алюминия, в воде Оби снизилось содержание свинца.

Работа выполнена при финансовой поддержке Департамента гражданской защиты населения ХМАО, а также гранта РФФИ № 07-05-00171, интеграционного гранта с Сибирским Отделением РАН №89 и программы Президиума РАН №12 «Научные основы сохранения биоразнообразия России».

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Экология Ханты-Мансийского автономного округа / Под ред. В.В. Плотникова. – Тюмень: СофтДизайн, 1997. 288 с.
2. Трапезников А.В, Коржавин А.В., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Мигунов В.И. Радиоэкологический и гидрохимический мониторинг Обь-Иртышской речной системы в границах Ханты-Мансийского автономного округа. // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Вып. 10. Под ред. В.И. Мигунова, А.В. Трапезникова – Нижневартовск, 2007. – С. 67-102.
3. Кондратьев К.Я., Данченко В.К. Экодинамика и геополитика. – СПб: РФФИ, 1999. – 1032 с.
4. Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию. СПб:Химиздат, 1999. – 144 с.

5. Мур Дж.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. / Пер. с англ, под ред. Ю. Е. Саета. М.: Мир, 1987. – 288 с.
6. Атлас Ханты-Мансийского автономного округа – Югры. Том 2. Ханты-Мансийск – Москва, 2004. 152 с.
7. Вода. Общие требования к отбору проб. ГОСТ 51592-2000.
8. Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды. – РД 18.595-96.
9. 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.
10. Никаноров А.М. Гидрохимия – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 351 с.
11. Алексин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. – 443 с.
12. Справочник по гидрохимии / под редакцией А.М. Никаноровой. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 391 с.
13. Ильязов Р.Г., Шакиров Ф.Х., Пристер Б.С. Адаптация агроэкосферы к условиям техногенеза / Под редакцией чл.-корр. АН РТ Ильязова Р.Г. – Казань: Изд-во «Фэн» Академии наук РТ, 2006. – 664 с.
14. Ртуть (Критерии санитарно-гигиенического состояния окружающей среды, 1) / ВОЗ. – М.: Медицина, 1979. – 149 с.
15. Сухенко С.А. Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы = Mercury in reservoirs: A new feature of man-made environmental pollution: Аналит. обзор / СО РАН. Ин-т вод. и экол. проблем, ГПНТБ. – Новосибирск, 1995. – 59 с.
16. Быковский В.А. Экологические вопросы при разработке нефтяных месторождений Крайнего Севера. Екатеринбург: Издательство Екатеринбург, 1999. – 112 с.

ЗАДАЧИ ГЕОГРАФИИ И ГЕОЭКОЛОГИИ В УСЛОВИЯХ ВОЗРАСТАНИЯ ПРЕССА РАДИОАКТИВНОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ РОССИИ

В.И. Булатов

Россия, г. Ханты-Мансийск,
Югорский государственный университет
e-mail: vibul@rambler.ru

Открытие более 100 лет назад радиоактивности, способности некоторых атомных ядер самопроизвольно распадаться с испусканием элементарных частиц и образованием ядер других элементов, продолжает оставаться важнейшим научным событием в истории человечества. Его влияние на ход цивилизации с наступлением третьего тысячелетия еще более возросло. Для многих очевидна необходимость углубления прежних и развития принципиально новых представлений о разномасштабных воздействиях радиоактивности в ее эколого-географических, технико-энергетических, биолого-медицинских и политико-экономических проявлениях и влиянии на биосферу и общество [3, 15, 16, 19, 38].

Все современные науки, изучающие или затрагивающие явление радиоактивности, опираются на замечательное эмпирическое обобщение В.И. Вернадского о наличии семи геохимических состояний вещества – косного, живого, биокосного, биогенного, космического, рассеянного и радиоактивного. Даже слабейшие проявления радиоактивности, суммированные механизмами каскадного усиления, оказывают мощное возбуждающее и организующее воздействие на геосистемы. Это положение заставляет сделать переоценку влияния разнообразных факторов радиоактивности на общепланетарную стабильность, на трансформацию

естественнонаучных и общественно-экономических концепций, связанных с современным военно-ядерным противостоянием, проблемами ближайшего энергетического будущего и выживанием человечества в отдаленной перспективе. Академик РАН А.Н. Тюрюканов определил этот феномен как «Чернобыльский синдром в изучении биосферы».

В восприятии географических масштабов и экологической специфики радиационных воздействий имеются специфические трудности. Они связаны с объективными историческими условиями: ядерная отрасль начиналась с создания военно-промышленного комплекса, при максимальной ведомственной закрытости, создание гражданской атомной энергетики не имело правовой и нормативной базы, атомный флот строился без анализа проблем утилизации реакторов. Поэтому заслуживают особого внимания следующие моменты:

- требуется экологическая идентификация и ранжирование разномасштабных объектов ядерно-топливного цикла, атомной энергетики, промышленных и исследовательских реакторов, установок атомного флота и всего остального, вплоть до ядерного оружия и накопленных делящихся материалов;
- до сих пор нет сравнительных оценок степени воздействия и потенциального риска при функционировании ядерноопасных объектов, пространственного анализа их размещения, географических оценок последствий радиационных аварий и испытаний ядерного оружия, в том числе в форме подземных ядерных взрывов, не определен статус полигонов как репрезентативных эколого-географических объектов;
- не получил должного геоэкологического отражения вопрос накопления в отдельных регионах огромных объемов

радиоактивных отходов (РАО), их захоронений в литосфере и гидросфере, а также складирования отработавшего ядерного топлива (ОЯТ), высокообогащенного урана и плутония, обедненного гексафторида урана, всего того, что придется «хранить вечно»;

- осмысления и оценки требуют вопросы, связанные с добычей и обогащением радиоактивного сырья, новыми данными по радону и естественной радиоактивности в среде обитания [31];
- критического анализа заслуживает ситуация во всей сфере «атомного природопользования», несмотря на уверения атомщиков, что их отрасль «наиболее экологичная в стране и мире» [6, 8, 39],
- изучение радиоактивности как индикаторного процесса глобального экокризиса, радиоактивного загрязнения окружающей среды, радиотоксикации биосферы [38].

Уместно вспомнить, что Н.В. Тимофеев-Ресовский, сторонник биосферного, синтетического научного мировоззрения, рассматривал изучение судьбы радиоизотопов в природных средах как ключевое направление современного естествознания. Его радиационная биогеоценология (в настоящее время чаще используется термин-аналог «радиоэкология») и радиационная биогеохимия – ответ науки на быстро нарастающее воздействие человечества на биосферу, в первую очередь химической и атомной промышленности, продукты и отходы которых особенно сильно влияют на живые организмы и среду их обитания. Выдвинутое этим ученым эмпирическое обобщение о встречном движении наук о биосфере подтверждается развитием георадиоэкологии регионов, экологии атомных станций и предприятий ядерно-топливного цикла, радиохемоэкологии гидросферы и других научных направлений, некоторые из которых

будут упомянуты ниже. Становление радиационной географии, при всей условности этого названия, связанной с ней георадиоэкологии идет в русле этих идей. Структура и классификация научных подразделений, подключающихся к радиационным проблемам, может рассматриваться как информационно значимый сигнал, способствующий новому видению Земли, геосфер и географической оболочки как системно организованных объектов, трансформируемых такими техногенными новообразованиями, как РАО, ОЯТ, опасные ядерные объекты и ядерное оружие, которое испытывалось во всех геосферах и ближнем Космосе.

Существующая информация по радиоактивности как параметре и индикаторе биосферных процессов и явлений, важнейшем компоненте формирующейся новой информационно-энергетической среды, не может быть адекватно выражена языком физических величин, которые обезличивают живое и не выражают главного свойства биосферы – ее организованности, за ними не стоит Человек. Простой пример – в год в среднем более трех миллионов москвичей получают повышенную дозу радиации от медицинских процедур, в том числе около 150 тыс. от 9 до 22 миллизивертов при средней годовой дозе около 3-х мЗв. Законы и понятия социальной и духовной жизни, здоровья человека не отражаются в физически корректных терминах. Они требуют большего внимания медицинской, социальной и этнокультурной географии и других наук [15].

Анализ экологической ситуации в ядерно-энергетической отрасли, ядерно-оружейном комплексе и вообще во всей сфере «атомного природопользования» России, решение проблем радиационной безопасности в регионах заслуживают самого пристального внимания и критического научного анализа. В связи с повышением их значимости

становятся все более актуальными вопросы научно-информационного обеспечения в этой сфере. В течение нескольких лет автор создавал базу открытых данных (публикаций), которая может составить основу геоинформационной системы, выполняющей информационно-библиографические и пространственно-аналитические функции. Известно, что обзорно-аналитическая деятельность выступает как форма решения кризиса информации, существующего противоречия между ее объемом и физическими возможностями восприятия. Отбор публикаций, а их более 1100, диктовался двумя условиями – относительной новизной (появлением на свет после 1996 года – года 10-летия Чернобыля и выхода в свет обобщающей работы автора – «Россия радиоактивная» [3]), и отражением важных экологических направлений, включающих радиоактивную проблематику в систему мегаэкологии как фундаментальной науки [4].

В имеющуюся информационно-библиографическую базу включены разноплановые источники. Прежде всего это монографии, в которых рассматриваются научные основы радиационной экологии, биологии, медицины, инженерной экологии, связанной с атомной промышленностью. В списке публикаций, а их, повторю, более 1100, представлены также авторефераты докторских и кандидатских диссертаций, аналитические доклады, обзоры, материалы конференций, учебные и методические пособия, отдельные принципиально важные статьи, нормативные документы. Упомянутого количества публикаций для целей, поставленных автором, вполне достаточно, а профессионалы знают, что по Чернобылю опубликовано в мире уже около четырех миллионов работ, по подземным ядерным взрывам в России – более трех тысяч.

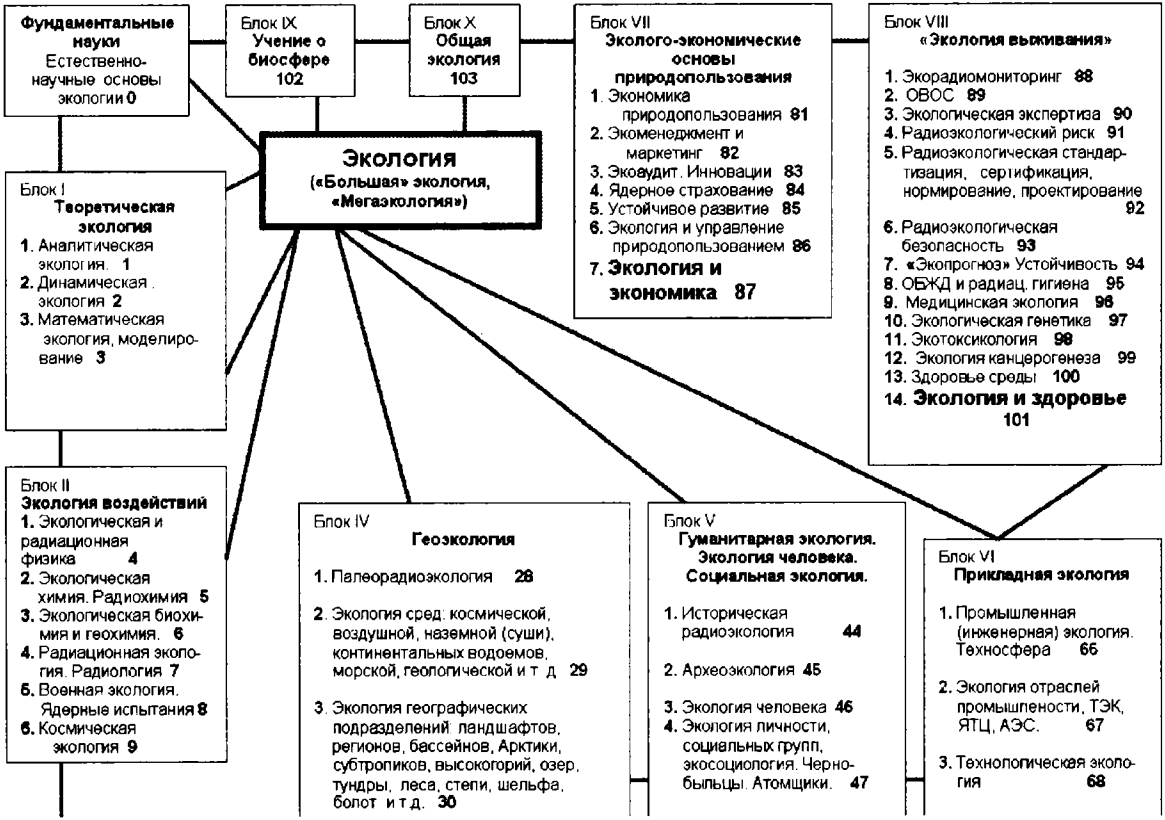
Использование модели «Мегаэкология». Выше было сказано, что в связи с обострением радиоэкологических проблем в России становятся все более актуальными вопросы информационного обеспечения в этой сфере. В частности, создаются специализированные базы данных, информационные системы, в том числе по проектам в области радиоэкологии, радиогеоэкологии и близким к ним отраслям природоохранной тематики [23]. Для оценки диапазона научного поиска автор использует разработанную и опубликованную [4] конструкцию сложившейся в России экологии как системы знаний, развивающей традиции, заложенные в работах Н.Ф. Реймерса и других экологов (биоэкологов, геоэкологов, инженеров-экологов и т.д.) – Г.Г. Поликарпова, Д.А. Криволуцкого, А.В. Яблокова, В.И. Осипова, Г.С. Розенберга, В.П. Казначеева, И.И. Мазура, В.А. Зубакова, А.В. Трапезникова и других.

Предлагаемая автором конструкция мегаэкологии включает 11 блоков и более 100 научных направлений (рис. 1,2). Далеко не все из приведенных разделов и направлений мегаэкологии прямо связаны с радиоактивностью и экологией ядерного производства – об этом свидетельствует наукометрический анализ публикаций (рис. 3). Примерно в трети из них, как видно в приведенном графике, тема радиоактивности не представлена или представлена небольшим числом работ. Пики на рис. 3 связаны с такими науками, как радиационная экология, радиология (7), экология сред (29), экодиагностика регионов (40), экология АЭС (67), технологическая экология (68), радиоэкологическая безопасность (93).

Все публикации сгруппированы по блокам (рис. 2). Что касается публикаций по индивидуальным направлениям от 1 до 103, то следует иметь в виду следующее. Каждая публикация оценивалась по двум научным направлениям,

отраслям знаний, конкретным наукам, к которым данная публикация имеет отношение. Поэтому в списке литературы присутствуют цифры, соответствующие этим направлениям, все они названы в матрице (рис. 1). Распределение данных по блокам, как и абсолютная представленность, количество публикаций по темам, безусловно являются репрезентативными показателями научного экологического сопровождения, формирующего хорошо видимые на рис. 3 группировки и пики, о которых еще будет сказано.

В модели мегаэкологии указаны как начало начал фундаментальные науки, из которых проистекают естественнонаучные основы экологии. Среди них ядерная физика и химия. Имеются в модели сложно построенные структурные части, их всего 10. В их числе биоэкология, геоэкология, гуманитарная экология, инженерная экология, самостоятельные подразделения с уровнем блоков, разделы (общая экология с разделом «радиационная экология»), научные направления («экология воздействий»), связующие промежуточные блоки «эколого-экономические основы природопользования», «экология выживания» (термин Н.Ф. Реймерса). Как самостоятельные научные подразделения давно оформились радиоэкология и радиационная биогеоценология, радиохемоэкология гидросферы, георадиоэкология регионов. Выделяются структурные элементы – атомное право, экология атомных станций, радиоэкология пресноводных экосистем, радиационная география России. Часть из названных структурных элементов на глазах превращается в научные направления, например, пресноводная радиоэкология [33].


Фундаментальные науки
Естественно-научные основы экологии 0
Блок IX
Учение о биосфере
102
Блок X
Общая экология
103
Блок VII
Эколого-экономические основы природопользования
1. Экономика природопользования 81
2. Экоменеджмент и маркетинг 82
3. Экоаудит. Инновации 83
4. Ядерное страхование 84
5. Устойчивое развитие 85
6. Экология и управление природопользованием 86
7. Экология и экономика 87
Блок VIII
«Экология выживания»
1. Экорадиомониторинг 88
2. ОВОС 89
3. Экологическая экспертиза 90
4. Радиоэкологический риск 91
5. Радиоэкологическая стандартизация, сертификация, нормирование, проектирование 92
6. Радиоэкологическая безопасность 93
7. «Экопрогноз» Устойчивость 94
8. ОБЖД и радиац. гигиена 95
9. Медицинская экология 96
10. Экологическая генетика 97
11. Экотоксикология 98
12. Экология канцерогенеза 99
13. Здоровье среды 100
14. Экология и здоровье 101
Экология
(«Большая» экология, «Мегаэкология»)
Блок I
Теоретическая экология
1. Аналитическая экология. 1
2. Динамическая экология 2
3. Математическая экология, моделирование 3
Блок II
Экология воздействий
1. Экологическая и радиационная физика 4
2. Экологическая химия. Радиохимия 5
3. Экологическая биохимия и геохимия. 6
4. Радиационная экология. Радиология 7
5. Военная экология. Ядерные испытания 8
6. Космическая экология 9
Блок IV
Геоэкология
1. Палеорадиоэкология 28
2. Экология сред: космической, воздушной, наземной (суши), континентальных водоемов, морской, геологической и т д 29
3. Экология географических подразделений ландшафтов, регионов, бассейнов, Арктики, субтропиков, высокогорий, озер, тундры, леса, степи, шельфа, болот и т.д. 30
Блок V
Гуманитарная экология. Экология человека. Социальная экология.
1. Историческая радиоэкология 44
2. Археоэкология 45
3. Экология человека 46
4. Экология личности, социальных групп, экосоциология. Чернобыльцы. Атомщики. 47
Блок VI
Прикладная экология
1. Промышленная (инженерная) экология. Техносфера 66
2. Экология отраслей промышлености, ТЭК, ЯТЦ, АЭС. 67
3. Технологическая экология 68

Блок III

Биоэкология

1. Молекулярная экология 10
2. Экология клеток и тканей 11
3. Физиологическая экология. Радиационный стресс 12
4. «Сенсорная экология». Малые дозы. Гормезис 13
5. **Экология систематических групп**: микроорганизмов, грибов, прокариот, растений, животных 14
6. Аутэкология (особей). Биоиндикация 15
7. Консорционная экология 16
8. Демэкология. Популяционная экология 17
9. Радиохемоэкология гидросферы 18
10. Экология вида 19
11. Синэкология 20
12. Системная экология 21
13. Экологическая биофизика и биохимия 22
14. Биоценология и биогеоценология 23
15. Экология микрокосмов 24
16. Экология охраняемых и заповедных территорий. Экология биоразнообразия 25
17. Эволюционная экология 26

Глобальная экология 27

4. Экогеология, радиогеология, гидрогеология, геокриоэкология 31
5. Экогеофизика 32
6. Экогеоморфология 33
7. Экологическая география. Экография 34
8. Экогидрология. Экометеорология 35
9. Экологическое почвоведение, «Экология почв» 36
10. Георадиоэкология. 37
11. Экология антропогенных и радиогенных ландшафтов, ядерная инфраструктура, ГТС 38
12. Военная геоэкология 39
13. Экодиагностика регионов, бассейнов, территорий, акваторий. 40
14. Биогеосистемная экология. Ландшафтная экология 41
15. Экологическая картография. ГИС-технологии, аэрокосмические методы. 42

Экология (Геоэкология) России 43

5. Социальная экология 48
6. Экология человеческих популяций 49
7. Экология народонаселения 50
8. Экологическая демография. Этноэкология 51
9. Региональная экополитика 52
10. Радиоэкологическая цивилизация 53
11. Эколингвистика и экотопонимика 54
12. «Экожурналистика» 55
13. Экопсихология («Экология духа»). Экологическая этика 56
14. «Экология культуры» 57
15. Экотеология 58
16. Экологическое и атомное право 59
17. Экополитология. Глобализация. Терроризм 60
18. «Эковсеобуч.» Экообразование 61
19. «Экогеософия»- власть экологического знания. Управление 62
20. Космическая антропоэкология 63
21. Экоинформатика и информационные технологии 64

Экология человечества 65

4. Биотехнология 69
5. Экология мелиорации и реабилитации территорий 70
6. Природообустройство. Агроэкология 71
7. Радиационная экология сельскохозяйственных животных 72
8. Экология домашних растений и животных 73
9. Промысловая экология 74
10. Радиоэкология лесов и лесного хозяйства 75
11. Экология поселений. Экология жилища. Экодом. 76
12. Урбоэкология. Радиоэкология городов 77
13. Рекреационная экология 78
14. Экотуризм 79

Экология и хозяйство 80

Рисунок 1. Структура рубрикатора «Мегаэкология»

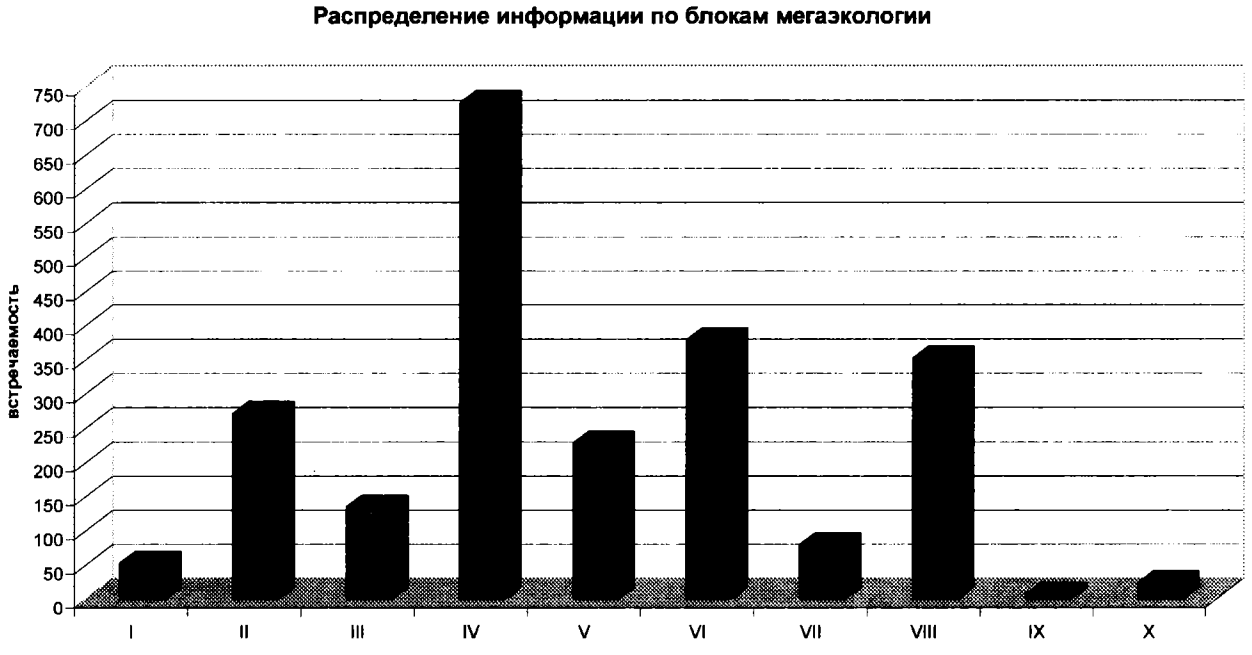


Рисунок 2. Распределение информации по блокам мегаэкологии

Исследования по пресноводной экологии идут в одном русле с такими актуальными направлениями, как экология пойм, экологическая гидрология, экодиагностика бассейнов, ими выявлены совершенно новые аспекты в трансграничном переносе загрязнений, имеющие значение для совершенствования принципов управления природопользованием в бассейнах Оби и Иртыша.

Построение подобной модели позволяет объединить знания по радиоактивности и всей атомной сфере, накопленные в разных дисциплинах, в единую целостную конструкцию, подвергнуть их сквозной теоретико-методологической ревизии с целью получения достоверной информации о вкладе естественной и техногенной радиоактивности в трансформацию геосфер и биосферы в целом, в радиоэкологическую безопасность России и отдельных регионов. В.И. Вернадский писал в 1944 г.: «XX век есть век научного атомизма» [11]. А что будет в XXI веке? В дневниках 1923 г. у В.И. Вернадского есть примечательная запись: «Работа над будущим человечества: организация знаний».

С этими словами В.И.Вернадского связана активная деятельность по разработке современной информационной базы для научных исследований в области экологии. Профильные базы данных на основе документальных информационных потоков создаются во многих организациях, они содержат, в том числе, первичные библиографические данные, различные производные массивы – результаты их обработки и обобщения. Авторская система «Мегаэкология» – образец такого обобщения, выходящего на уровень тематического интегрального рубрикатора. Он разрабатывался в процессе совместных исследований с лабораторией информационно-системного анализа ГПНТБ СО РАН. При окончательном выборе основного лингвистического средства для

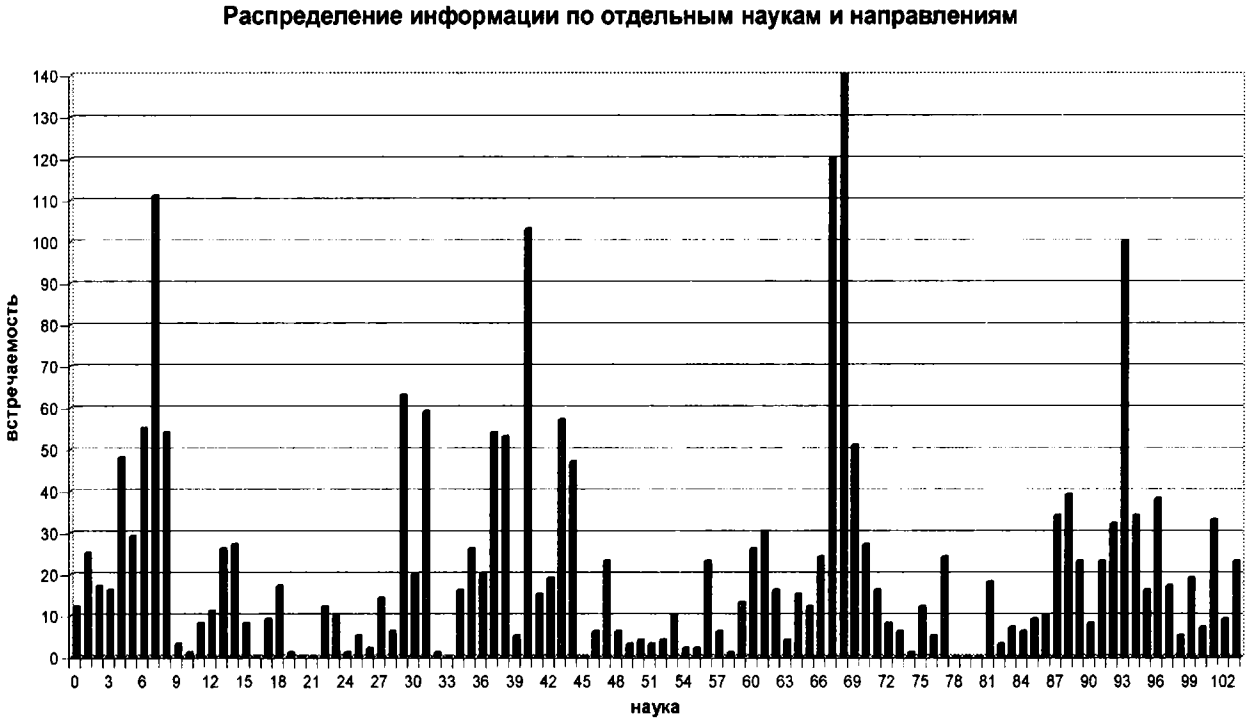


Рисунок 3. Распределение информации по отдельным наукам и направлениям

информационной базы научных исследований по экологии Л.Б. Шевченко [36] был проведен сопоставительный анализ семантической силы Государственного рубрикатора научно-технической информации (ГРНТИ), рубрикатора ВИНИТИ и интегрального рубрикатора «Мегаэкология» на примере блока «Геоэкология». Проведенный анализ показал, что авторский рубрикатор позволяет выделить и отразить большее количество аспектов рассмотрения геоэкологической тематики, при этом его индексы часто более адекватны, чем индексы ГРНТИ, с помощью которых вообще невозможно отразить некоторые направления информационно-документального потока.

Следующий этап, который был выполнен, связан с диверсификацией разноплановой информации по радиоактивности на основе рубрикатора «Мегаэкология»: трансформирована и приближена к тематике радиоэкологии главная матрица (рис. 1) и проанализирован информационный поток. Результаты его показаны на рис. 3. Как и следовало ожидать, информационные пики связаны с такими науками, как радиационная экология и радиология (направление 7), экология природных сред (компонентов) (направление 29), экодиагностика регионов, в т.ч. бассейнов (40), технологическая экология (68), радиоэкологическая безопасность (93). Тема радиоактивности примерно в трети подразделений экологии не представлена или представлена небольшим числом работ. Например, в этноэкологии (направление 51) всего три работы, в одной из которых говорится об атомном геноциде против татар (автор Ф.А. Байрамова), во второй оценивается влияние техногенных радионуклидов на генофонд и здоровье северных народов (авторы Л.П. Осипова и А.В. Пономарева), в третьей рассмотрены этонокультурные аспекты экологической катастрофы на р. Теча (автор Г.А. Комарова). Ядерные

инциденты и аварии заслуживают специального раздела (69), но набор информации в нем специально ограничен.

Определяющим при выполнении этой информационно-поисковой аналитической работы было желание показать через систему публикаций многообразие воздействия ядерно-радиоактивной сферы в ее самом широком смысле: от ядерного оружия и АЭС до газа радона и явления гормезиса на все компоненты природной среды, сферу общественной жизни, экономику и политику. Увязывание этих воздействий с реальными научными направлениями – действенный способ их идентификации и вписывания в сложную систему мегаэкологии, относящейся к фундаментальным наукам. Это крыло мегаэкологии опирается на такие фундаментальные науки, как радиационная физика и химия, радиобиология и радиогеология.

Еще раз обратимся к рис. 1, 2 и подчеркнем блоковый характер системы «Мегаэкология», отражающей объективную структуру науки и накопленных знаний (через систему публикаций). Идея выделения большинства приведенных ниже блоков и их названий принадлежит Н.Ф. Реймерсу:

Блок I. Теоретическая экология.

Блок II. Экология воздействий.

Блок III. Биоэкология.

Блок IV. Геоэкология.

Блок V. Гуманитарная и социальная экология.

Экология человека.

Блок VI. Прикладная экология.

Блок VII. Эколого-экономические основы природопользования.

Блок VIII. «Экология выживания».

Блок IX. Учение о биосфере.

Блок X. Общая экология.

Свидетельством комплексности проблематики радиоактивности и сферы «атомного» природопользования является приведенная блоковая структура, включающая многие науки, широкий диапазон научных направлений. Об этом же говорит специально проведенный анализ научной тематики авторефератов диссертаций, число которых около 110 (рис. 4). Из этого анализа следует, что в процентном отношении с явным лидерством идут биологические (38%) и технические (25%) науки, и это понятно – есть проблемы облучения, малых доз, биоиндикация, есть мощный ядерный промышленный комплекс с развитой инфраструктурой и специальными технологиями. На третьем и четвертом месте (по 8%) науки географические и геолого-минералогические, изучающие минеральную базу, добычу урана, геохимию окружающей среды, ландшафтно-пространственные аспекты радиоактивности.

Рисунок 4. Распределение диссертаций по наукам

Шесть процентов тем диссертаций увязаны с медициной, по три процента доля физико-математических и сельскохозяйственных наук, два процента науки химические, экономические и исторические, по одному проценту юридические и педагогические. Междисциплинарный подход, интеграция научных знаний обеспечивают высокий уровень анализа проблем. Интересно, что диссертации по экономике ядерной отрасли появились только в 2006 году. До этого честного экономического анализа доходов и расходов атомной отрасли просто не было – его заменяла «Особая бухгалтерия Минатома и «Росэнергоатома» [32].

Исследования РАН. Из анализа тематического справочника академии «Проблемы экологии» [3] следует, что из 290 научных учреждений РАН вопросами, связанными с радиоактивностью в разных аспектах, занимаются 43 НИУ (6,7%). Из выполнявшихся в течение 2001-2005 гг. 1911 научных тем отношение к радиоэкологическим проблемам имеют около 10% (197), что свидетельствует об их значимости в системе научного поиска. По Отделениям РАН можно назвать такие наиболее важные направления.

Отделение физических наук. Институты физические, физико-технические, ядерных исследований, ядерной физики проводят исследования по трансмутации и утилизации ядерных отходов, возможностям создания тяжеловодного реактора с оптимальными параметрами выхода радиоактивности в окружающую среду, малым дозам радиации.

Отделение энергетики, машиностроения, механики и процессов управления. МЭИ, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики, Институт промышленной экологии и другие анализируют последствия тяжелых аварий на АЭС, их влияние на окружающую среду и население, закономерности формирования доз облучения от радона,

оценивают радиационные риски, радиационную обстановку в речных системах.

Отделение химии и наук о материалах. Институты химии, электрохимии, катализа, органического синтеза, химии высокочистых веществ, растворов, редких элементов рассматривают технологии переработки и обращения с РАО, вопросы миграции радионуклидов, дезактивации загрязненных поверхностей, создания матриц для захоронения отходов, безопасности радиохимии.

Отделение биологических наук. Институты биологические, почвенные, цитологии и генетики, экологии, биологии вод, биофизики, биохимии, физиологии акцентируют внимание на широком спектре вопросов радиобиологии, малых доз, радиоактивного загрязнения биообъектов, адаптации живых систем к хроническому облучению, изучают генетические последствия радиоактивного загрязнения окружающей среды для природных популяций растений и животных, разрабатывают системы радиоэкологического мониторинга экосистем и др.

Отделение наук о Земле. Институты геологии, географии, геофизики, геоэкологии, водные, глобального климата, горного дела анализируют распространение природных радиоактивных элементов и техногенных радионуклидов во всех геосферах, разрабатывают идеи геоконсервации высокорадиоактивных отходов, геотехнологии создания могильников РАО, вопросы миграции и концентрирования радионуклидов в геохимических ландшафтах, компонентах природной среды и геологических формациях, осуществляют исследования и картирование регионального радиоактивного загрязнения и многое другое.

Следует учесть, что значительная часть экологически значимых работ РАН по этой тематике традиционно носит

закрытый характер и не отражена в официальном справочнике. Прямым свидетельством этому является статья Д.А.Кузьминой [23], указывающей, что на данный момент насчитывается более 360 описаний проектов радиологической и радиационной направленности охраны окружающей среды. Часть информации по проектам освещается в публикациях сотрудников академии и присутствует в базе данных.

Обсуждение некоторых проблем. Общеизвестно противостояние и даже наличие взаимоисключающих представлений по многим экологическим вопросам атомной сферы среди групп, условно называемых «атомщиками» и «зелеными». Условность такого деления только подчеркивается существованием профессиональных научных союзов, таких как Международный союз радиоэкологов, Ядерное общество и др. Многие положения научных основ радиационной защиты биосферы и человечества заслуживают критического научного анализа, на что недавно вновь указал Г.Г. Поликарпов [29]. Ситуация в России по большому счету не меняется. Вот, к примеру, мнение Счетной палаты РФ «О результатах проверки по ходу выполнения и финансирования ФЦП «Обращение с радиоактивными отходами и другими ядерными материалами, их утилизации и захоронению на 1996-2005 г.». Оно в бюллетене Палаты (№ 3(51), 2002 г.) изложено так: «За 50 лет развития атомной промышленности, энергетики и создания атомного флота накоплено РАО и ОЯТ активностью более 6 млрд. кюри, не обеспеченных мощностями по их безопасному хранению и переработке».

Можно констатировать, что современная *ядерная энергетика* привлекает гораздо больше внимания своей опасностью, чем реальным энергетическим вкладом: ее доля в мировом энергобалансе всего 7%, в России – 5,5 % [37].

Она, без учета очевидных фактов и многочисленных отрицательных экстерналий, объявляется самой экологичной и претендует теперь на новую роль - *альтернативного* базового энергоисточника [26]. По Ф. Митенкову, безопасность атомной энергетики гарантируется, «в отличие от традиционной углеводородной, которая в принципе не может быть усовершенствована до безопасного уровня» [26]. Академик РАН Е.Н. Аврорин, пишет, что «будущее без атомной энергетики невозможно», но приводит требования к ней Энрико Ферми, сформулированные в еще 1947 году: 1) безопасность; 2) экономичность; 3) решение проблем РАО; 4) нераспространение ядерного оружия. И делает Е.Н. Аврорин примечательный вывод: «Строго говоря, атомная энергетика не отвечает ни одному из перечисленных критериев» [1]. Может быть именно поэтому в любых сценариях развития, в т.ч. МАГАТЭ, доля атомной энергетики в мире снижается после 2010 г. – до 12% в 2030 г. против 16% в 2002 г., что происходит на фоне быстро растущего мирового производства электроэнергии.

Много пишут о *новых ядерных технологиях*. Вот, к примеру, взрывная дейтериевая энергетика [12]. Взрывы дейтериевых энергозарядов предлагается проводить в котлах взрывного сгорания (КВС) – подземных полостях диаметром 100-150 м., облицованных стальной оболочкой. Для сооружения больших КВС, выдерживающих взрывы масштаба 100 килотонн, нужно создавать полости объемом около 100 млн. куб. м и затратить столько же бетона. Мощность энергетических термоядерных взрывов составит 10-100 кт в тротиловом эквиваленте. Интересно, как тут с экологией? И где будут проводиться указанные взрывы? Допустят ли их проведение ведомства, отвечающие за ядерную и экологическую безопасность? В другой публикации предлагается

«модульно-ядерная революция - эффективный прорыв России через малую ядерную энергетику» [21]. Авторы уверяют, что «модульная малая ядерная энергетика является самой экологичной наравне с солнечной, геотермальной и ветряной». Вопрос в том, где и когда будет реализована идея – таких станций просто нет.

Много проблем с «реакторами будущего» - на *быстрых нейтронах*. Возможности термоядерного синтеза и сроки его промышленного внедрения определятся после ввода в строй во Франции первого международного реактора ИТЭР мощностью 1000 МВт в 2013 г., если он не окажется очередным «Суперфениксом». Напомню читателям, что это созданный во Франции самый большой в мире реактор-размножитель на быстрых нейтронах, который проработал в пересчете на полную мощность только 278 дней за 11 лет (период с 1986 по 1997 гг.). 19 июня 1997 г. предприятие-владелец Суперфеникса объявило, что эта установка, уже стоившая 9,1 млрд. долларов, будет навсегда закрыта. И это не все – демонтаж и послеэксплуатационные затраты его обойдутся еще в 1,4 млрд. долларов. Россия строит новый реактор на быстрых нейтронах в Заречном, базируясь на опыте много лет работающей там АЭС. Ну а пока в России продляются сроки работы печально известных РБМК и других, в т.ч. промышленных, реакторов, вызывая вполне понятную озабоченность специалистов [22].

Устойчивое развитие. Бюллетень по атомной энергии [7] дал толкование этого понятия: «Устойчивое развитие Министерства РФ по атомной энергии и его предприятий, корпоративных структур как значительного элемента государственного хозяйственного комплекса – один из элементов политической, экономической и социальной и экологической стабильности не только в России, но и в мире».

Но слова В.И. Вернадского о «бренности атомов» напомнили и о бренности Минатома, приказавшего долго жить после административной реформы. Упразднение названного министерства в марте 2004 г. вызвало панику у чиновников и шантаж общества возможным ослаблением ядерной и радиационной безопасности. Но давно было ясно, что это «государство в государстве» давно себя изжило, закрытость любой информации, в том числе весьма запутанной финансовой, создавала возможность злоупотреблений. Сотни млн. долларов проходили по статье «прочие расходы» в Минатоме [32]. А так называемые «атомные регионы», например, Челябинская и Томская области, при разработке систем индикаторов устойчивого развития сталкиваются с отрицательными значениями показателей из-за накопления в регионах РАО, высокого уровня заболеваемости злокачественными образованиями, низкой инвестиционной привлекательности, проблем с экологической безопасностью. Подлинный смысл устойчивого развития совсем в другом [20].

Подземные ядерные взрывы. Имеется более 3200 публикаций по их применению в так называемых «мирных целях». Но напрасно будете искать в атомных изданиях информацию об ущербах природной среде, переоблучении, затратах на эту программу [10]. В 2001-2002 гг. в Ханты-Мансийском автономном округе пришлось проводить обследование места подземного ядерного взрыва «Ангара» (взрыв мощностью 15 килотонн в 1980 г.), поскольку на поверхность выносился продукт ядерного взрыва – тритий. В процессе технологической операции по изоляции скважины его концентрация в пруде поднялась до 52000 Бк/л и высокоактивный раствор пришлось утилизировать в цементный мост [25]. Эти работы обошлись Округу более чем в 50 млн. руб. Подобных фактов – сотни, но граждан

по-прежнему уверяют, что сейчас возможны «чистые» ядерные взрывы, проблема радиоэкологической опасности осуществления промышленных ПЯВ практически отсутствует и надо развивать ядерные горные технологии [10].

Вопрос о *радиологическом терроризме*. Произошло осознание серьезности ситуации, выросло число публикаций [2, 17, 24].Обсуждается, например, вопрос о плавучих АЭС для Азии как объектах терроризма – ведь в каждой будет 965 кг урана 40% обогащения, пригодного для создания бомбы. Первая создаваемая в Северодвинске плавучая малая АЭС, кроме того, оказалась невероятно дорогой.

Растет число регионов с огромными объемами РАО и ОЯТ. Губа Андреева (Кольский полуостров) является самым крупным в Европе хранилищем РАО – более 20 тыс. сборок, 50 эшелонов. Здесь же более 10 тыс. т твердых РАО и 600 куб. м жидких. А сколько накоплено в других местах базирования атомного флота? На утилизацию атомных подводных лодок в 2005 г. было выделено более 5 млрд. руб. Утилизация атомного крейсера «Адмирал Ушаков» обойдется в 10 раз дороже, чем самой крупной АПЛ. Из боевого состава ВМФ выведено 195 АПЛ и 2 надводных корабля с ядерно-энергетическими установками, а утилизировано пока только около 120 АПЛ. Очереди ждут также 41 судно атомно-технического обслуживания.

В *экономических и экологических работах* по атомной тематике слово «экстерналии» почти не встречается. И это не случайно, ведь этим термином обозначают негативные эколого-экономические последствия хозяйственной деятельности, которые не принимаются во внимание субъектами этой деятельности. Экстерналии бывают:

- Временные (между поколениями). Все негативные последствия атомная индустрия перекладывает на

потомков (РАО, ОЯТ, разборка АЭС), лишь декларируя желание избежать этого [25].

- Глобальные – постоянные выбросы (криптон-85), аварийные выбросы, накопление плутония.
- Межсекторальные – отсутствие окупаемости, требования бюджетных средств, ущербы здоровью (рост ВПР – врожденных пороков развития).
- Трансграничные и трансрегиональные – перенос загрязнений.
- Региональные и локальные – воздействие на реципиентов в местах размещения предприятий ядерно-топливного цикла, АЭС, исследовательских реакторных центров, на военных базах, полигонах.

Между тем в оценочных формулах опасных отходов часто присутствует поправка, учитывающая время жизни компонентов, своего рода «характерное время», которое в данном случае увязывается с периодом распада радионуклидов. Поскольку трансмутация идет на уровне разговоров и пожеланий, примем к сведению, что без какой-либо обработки общее суммарное количество радиотоксичности ОЯТ (а это 300 тыс. тонн с 1800 тонн плутония к 2010 году в мире) уменьшается только со временем, и через целую вечность для человечества – 250000 лет - упадет до уровня радиотоксичности урановой руды. С учетом временного фактора показатели в таких формулах и оценках, в том числе финансовые, будут стремиться к бесконечности. Вот такие экстерналии.

Вопрос о *ядерном или безъядерном будущем* уже не обсуждается – последнего уже не будет. Приведу в связи с вышесказанным мнение академика РАМН В.П. Казначеева: «Промышленность выбрасывает вещества, агрессивность которых не может быть инкапсулирована и снижена.

Такие вещества на поверхности Земли несколько сотен тысяч лет будут представлять нарастающую угрозу, смещать и биосферные процессы, как бы мы не старались спрятать их в стекломассу или бетонные бункеры. Нельзя их выбросить и в ближний Космос, что, по-видимому, еще опаснее, чем инкапсулирование на поверхности Земли. Эти агрессивные техногенные материалы в сочетании с процессами, рассматриваемыми беспороговой экологией, могут стать детонаторами крупнейших биосферных и антропогенных катастроф» [16].

Анализ накопленной информации по рассматриваемым проблемам приводит к выводу о недостаточной изученности феномена радиоактивности, входящего в сферу мегаэкологии, эколого-экономических основ атомного природопользования, его инфраструктуры. Пишут, к примеру, о необходимости срочного возрождения атомного ледокольного флота [13], а в Арктике идет резкое сокращение льдов. В условиях *рыночной экономики* в России звучат требования стопроцентного инвестиционного обеспечения необходимого развития ядерной энергетики, разработка и реализация государственной целевой программы или правительственного плана по развитию ядерной энергетики и ядерного топливного цикла с соответствующими механизмами полного финансового обеспечения, в том числе мерами государственной поддержки» [8]. Масса неопределенности в анализе перспектив атомной энергетики, судьбе плутония, использовании МОКС-топлива, в закачке ЖРО в подземные горизонты, в инвестиционной политике, оценках влияния малых доз, стрессов, состоянии здоровья работников бывшего Минатома, выборе районов захоронения радиоактивных отходов и многих других.

Хотелось бы в порядке обсуждения изложить некоторые положения географического подхода к *оценке риска*

и экологической безопасности. «В настоящее время в России сложилась ситуация тотального риска» – такова оценка географов [34]. И эту ситуацию усугубляет ядерная сфера с ее геополитической, военной, социально-экологической проблематикой, специфической технологической компонентой. Она создает, по выражению С.М. Мягкова «радиоэкологический риск не поддающихся осознанию размеров» [27]. С трудом поддаются осмыслению и размеры ущербов от ядерных аварий (Чернобыльская - 250 млрд. долларов), от деятельности ПО «Маяк» (9 млрд. долларов), от возможных затрат на переработку и хранение зарубежного ОЯТ (60 млрд. долларов при обещанных Минатому 20-ти), от выведения из эксплуатации отработавших реакторов атомного флота (20 млрд. долларов). Десятки миллиардов долларов потребуется для вывода из эксплуатации стареющих блоков АЭС, а средств на это у наших атомщиков нет.

Ядерный риск в нашем представлении связан прежде всего с деятельностью ядерно-топливного цикла, наработкой делящихся материалов для ядерного и радиологического оружия, получением атомной энергии, созданием источников ионизирующего облучения, производством и накоплением все возрастающих объемов жидких, твердых и газообразных РАО. Ядерный риск – это составная часть радиационного риска, имеющего весомую природную компоненту, связанную с естественной радиоактивностью биосферы. Оба они входят в еще более широкое понятие «экологический риск». «Ядерного риска» и «риска» вообще в СССР как бы не было: еще в 1985 г. категорию «приемлемый риск» заклеймили как «придуманную в интересах монополий стран Запада для обмана своих народов». Случившийся на следующий год Чернобыль показал, кто же обманывает свой народ.

Эпопея с обсуждением в Госдуме поправок в природоохранное законодательство с целью разрешить ввоз в Россию зарубежного ОЯТ знаменовала новый этап противостояния атомщиков и экологов, озабоченных повышением уровня радиогенных рисков и понижением ядерной и радиоэкологической безопасности. Эта проблема неразрывно связана с недостаточной разработанностью теории рисков как сферы междисциплинарного научного исследования. Технологические риски, прежде всего в ядерных технологиях, идут в категории новых, ранее не наблюдавшихся. Они появляются в результате коллективных научно-технических решений, как неожиданные и страшные следствия «научно-технического прогресса». Эти риски не поддаются непосредственному наблюдению, поставить их в вину «рисковавшим» не удастся (ведь хотели «как лучше»). Ущерб понесут граждане и экосистемы регионов.

В связи с принятием этого решения следует напомнить о принципиальной разнице в трактовке понятий «свобода рисковать» (это элемент личной свободы) и «свободой принуждать к риску», которую получил бывший Минатом благодаря Госдуме. Это покушение на личную свободу, гарантированную Конституцией РФ (статья 2 «Человек, его права и свободы являются высшей ценностью» и статья 42 «Каждый имеет право на благоприятную окружающую среду, достоверную информацию о ее состоянии»).

Одним из важных моментов является увязка рисков с безопасностью, универсальной категорией функционирования общества. Безопасность России, как показывает анализ концепций устойчивости экосистем, может быть реализован через безопасное и устойчивое развитие регионов. Разработки по рискам требуют особой научной деятельности, направленной на совершенствование и перестройку

профессионального, и прежде всего управленческого, законодательного мышления, ликвидацию этой «зияющей дыры» в обеспечении безопасности. Не случайно человечество отворачивается от науки, создавшей рискованные технологии без гарантий безопасности, а граждане – от беспомощных властей, голосуя «против всех».

Признается невозможность построения строгой математической модели, учитывающей сложное взаимодействие разнообразных факторов при формировании риска. Но идет развитие представлений о риске как количественной мере опасности с учетом ее последствий, которые в свою очередь определяются через ущерб. Последний может быть оценен как экономический, экологический, социальный. Включение в понятие «риск» элементов «вероятность опасности» и «ущерб» идентифицирует его, несмотря на сложность оценивания, как нечто конкретное, воспринимаемое. Поиск и определение параметров риска делает предметной сферу его допустимости (приемлемости). Она реализуется как минимум системой экспертных оценок. Подобные расчеты, с определением вероятных уровней нормального, повышенного, чрезмерного риска, используются в системе оценок риска ядерного и радиоэкологического [9].

Одна из наиболее афишируемых доктрин бывшего Минатома (ныне Федерального агентства по атомной энергии) – чистота и безопасность атомной энергетики, забота о будущем человечества и биосферы. Но из многочисленных рассуждений о безопасности ядерно-энергетического комплекса вывод следует парадоксальный – расчета риска у них нет. Разумное управление риском требует снижения вероятности аварии на ядерных объектах до очень малых значений. Но, как показывают оценки рисков на российских АЭС, они не свидетельствуют о безопасности, ибо не содержат оценок

потенциальных аварий. Вычисляются только вероятности – половина уравнений риска. Публикуемые показатели вероятности ядерных аварий от 10 в минус четвертой до десяти в минус шестой степени, основанные в основном на предположениях, приравнивают быстро стареющие АЭС по опасности к обычным предприятиям. Но нельзя не прислушиваться и к мнениям профессионалов, свидетельствующим о значительных усилиях в области обеспечения радиационной безопасности [14].

Факт старения ядерных блоков и повышения с каждым годом их опасности не афишируется, активно подается информация о возможности продления их функционирования на десятилетия. В известный техногенный парадокс (ущерб от чрезвычайных ситуаций в промышленной сфере России растет гораздо быстрее, чем продуктивность отраслей) ядерно-энергетический комплекс вносит свой весомый, все тяжелеющий вклад. Эксплуатация действующих атомных станций осуществляется в соответствии с требованиями правил и норм, которые действовали на период их создания и реализованы в их проектах. Но современным требованиям безопасности на настоящий момент ни одна из станций России не отвечает в полной мере [22]. С другой стороны, используемое измерение всякого ущерба в денежной форме создает впечатление восполнимости любых материальных, экологических, социальных ущербов и даже человеческих потерь.

В отличие от квазидисциплин, объединенных общей идеей «обеспечение безопасности», географические науки имеют надежную, исторически сложившуюся системно-познавательную базу. В свете изучения географической проблематики рисков необходима дальнейшая разработка и уточнение таких представлений, как стабильность, неопре-

деленность, вероятность неблагоприятного развития в эко- и геосистемах в связи со сложившейся практикой ядерного природопользования во всех масштабах и на всех уровнях – глобальном, региональном, локальном. В географических и природоохранно-экологических публикациях, работах по промышленной экологии акцент делается на риск природно-техногенный, техногенный, суммативный, синергический, интегральный. Но недостаточно внимания уделяется типологии и географии рисков. Научная мысль явно отстает в разработке концепций «приемлемого», «проинформированного» риска в параметрах геосистем и регионов.

Географическим дисциплинам необходимо больше внимания уделить обеспечению экологической безопасности как форме взаимодействия общества и природы, созданию карт экологического состояния регионов с реальными показателями опасностей радиоактивности, существующих в геосистемах и промышленных отраслях (атомная энергетика, нефтегазодобывающая, угольная, горнорудная), угрожающих их нормальному функционированию и жизни человека. Предстоит определить, какие элементы функционирования и динамических режимов геосистем несут экологический риск или являются его составляющими. Эта прикладная задача связана с исследованием чрезвычайных ситуаций, с управлением находящихся в кризисном состоянии регионами, обладающими ядерными объектами и масштабным радиоактивным загрязнением типа Челябинской области. Научным инструментом здесь являются ГИС-технологии, экологическое картографирование, методы математического моделирования природных и техногенных катастроф. Не просто экология АЭС, а геоэкология атомных станций как сложнейших геотехнических сооружений – вот путь совместной работы. В равной мере это относится

к геоэкологическому выбору мест захоронения РАО [19] и многим другим вопросам.

В поисках географических методов оценки ядерной и радиологической опасности и ядерного риска можно обратиться к обычным для естественных наук структурным, пространственным и геосистемным параметрам, объемным «геосферам» разной размерности. Могут быть созданы регионально-территориальные шкалы ядерных рисков для бассейнов (уральскими радиоэкологами наработаны значительные материалы по Обь-Иртышскому бассейну, красноярскими – по Енисею), а также для регионов, городов, разных типов природных ландшафтов. Может быть проведена их типология в соответствии с содержательной, материально-вещественной, энергетической природой. Следует продолжить исследования по оценке эколого-географического размещению атомных станций в свете новых планов их создания (такие работы ведутся в Институте географии РАН) и ландшафтные исследования загрязненных радионуклидами территорий, хорошо зарекомендовавшие себя в Чернобыльской зоне.

Пространственный анализ ядерных рисков может быть осуществлен наложением (совмещением) информационных (признаковых) полей характерных изменений окружающей среды, связанных с крупномасштабными обычными и нетрадиционными воздействиями. Они формируют пространственные ареалы и «пирамиды» риска, которые в реальном времени также легко рушатся, как финансовые, порождая бесчисленные экологические проблемы и «ситуации». Подобную ядерную пирамиду риска может создать новая программа развития ядерной энергетики России в сочетании с намерениями ввоза из-за рубежа иностранного ОЯТ, планами создания в стране международных хранилищ ядерных отходов.

В предметное поле географии все активнее внедряется представление о риске, как эколого-географическом понятии. Риск становится компонентом эколого-социального механизма переформирования географического пространства на территории России, фактором антропогенной трансформации и устойчивости эко- и геосистем. Все проблемы, связанные с экологической безопасностью и риском, должны быть открыты и доступны для обсуждения и изучения, вопреки желаниям многих ведомств сохранить за собой монополию на «чувствительную» информацию. Отсутствие такой информации, общедоступной в любой цивилизованной стране, лишает органы управления и общество возможности объективной оценки и контроля за состоянием дел в обеспечении экологической безопасности и снижении риска.

Важным элементом радиационной географии и георадиоэкологии может быть обзорно-аналитическая деятельность, рассматриваемая как форма концептографического обслуживания, связанного с ситуативным знанием, с анализом научной среды, в которой развивается системное атомное знание, на основе которого чаще всего принимаются инженерные и управляющие решения. Это сфера научной информатики, использующая информационный анализ и синтез для сбора и обобщения созданной многими учеными и специалистами информации, часто бессистемно разбросанной в научных и ведомственных документах. Ее классификация, систематизация, анализ, оценка с наибольшей полнотой и глубиной осуществляются при составлении обзоров как научно-информационных исследовательских документов [4]. Напомню, что академик РАН, физик-ядерщик Я.Б. Зельдович писал: «Чтобы изучить какую-либо новую область науки, надо написать по ней обзор».

Приведенная в статье небольшая информация из имеющейся свидетельствует о необходимости подготовки и издания аналитических и синтетических работ, обзоров по радиоактивности в широком смысле специалистами из разных наук. Не случайно Минатом в свое время призывал к организации выпуска необходимой справочной литературы, и в первую очередь иллюстрированного справочного информационного издания «Радиационная география России» [8]. Со времени создания «России радиоактивной» [3] произошли радикальные изменения в степени открытости и доступности информации по проблематике радиоактивности как в научных и ведомственных изданиях, так ив материалах многочисленных совещаний, конференций, семинаров, круглых столов. Практически все создаваемые комплексные географические Атласы России и регионов имеют карты, показывающие размещение АЭС, объектов ядерного топливного цикла, радиоактивное загрязнение ландшафтов и его источники, условия миграции и концентрации радионуклидов в природных средах и др. Открытыми стали данные мониторинга радиационной обстановки по системе АСКРО на сайтах предприятий атомной промышленности. Недавно, например, был исключен из перечня особых режимных объектов Ангарский электролизный химический комбинат. Это связано с планами создания на его базе Международного центра по обогащению урана. Давно назрела необходимость разделить фундаментальную науку, занимающуюся ядерно-радиоактивными проблемами, и Федеральное агентство по атомной энергии, с его корпоративными интересами. Оценки сложных и неоднозначных процессов в атомной сфере должны давать независимые от ведомства эксперты и ученые.

В заключение хотелось бы сказать следующее. Перед читателями – одиннадцатый выпуск научного издания «Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин». Материалы предыдущих 10 выпусков показали, что это издание имеет высокий профессиональный статус, в нем участвуют ученые не только Урала, где он издается. Особое внимание привлекли статьи Г.Г. Поликарпова, А.В. Яблокова, Ю.А. Егорова, Б.В. Тестова, многих других ученых, тщательно изучающих феномен уральской техногенной радиоактивности и трансформации экосистем, создающих новые направления, такие как пресноводная радиоэкология. Хочу высказать слова признательности организаторам и редакторам издания – к.б.н. В.И. Мигунову и д.б.н. А.В. Трапезникову за возможность принять участие в этом сборнике. В свою очередь могу предложить всем читателям, заинтересованным лицам, коллегам свой Рубрикатор и информационно-библиографическую базу.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Аврорин, Е.И. О необходимости атомной энергетики / Е.И. Аврорин // Наука. Общество. Человек. Вестник УрО РАН. – Вып. 1. – Екатеринбург, 2002. – С. – 24-27. (87, 65)
2. Агапов, А. Радиологический терроризм и меры по противодействию и минимизации его последствий / А. Агапов, Г. Новиков, М. Солонин // Бюл. по атомной энергии. – Июнь 2004. – С. 27-34. (93, 7)
3. Булатов, В.И. Россия радиоактивная / В.И. Булатов. - Новосибирск: ЦЭРИС, 1996. – 256 с. (34, 43)
4. Булатов, В.И. Российская экология: дифференциация и целостность: Аналитический обзор / В.И. Булатов. – Новосибирск, 2001. – 116 с. (Сер. «Экология». Вып. 61). (43, 0)
5. Булатов, В.И. Меняем ресурсы на ядерные отходы: к проблеме ввоза в Россию отработанного ядерного топлива / В.И. Булатов // ЭКО. – 2002. – № 4. – С. 88-108. (87, 60)

6. Булатов, В.И. Радиоактивность в науках о Земле и в мегаэкологии / В.И. Булатов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат-лы II межд. конф. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С. 98-99. (37, 0)
7. Бюллетень Центра общественной информации по атомной энергии. – 2000. – № 11. – С. 44. (87, 67)
8. Бюллетень Центра общественной информации по атомной энергии. – 2004. – № 4. – С. 2-8 (приложение), с. 75. (67, 93)
9. Ваганов, П.А. Ядерный риск / Учебное пособие. – Санкт-Петербург: Изд-во СПбГУ, 1997. – 112 с. (91, 61)
10. Васильев, А. Государственная программа "Ядерные взрывы для народного хозяйства" и ВНИИТФ / А. Васильев, Б. Водолага, Н. Волошин // Бюл. по атомной энергии. – Апрель 2005. – С. 20-24. (86, 8)
11. Вернадский, В.И. Несколько слов о ноосфере / В.И. Вернадский // Успехи современной биологии. – 1944. – Т. 18. – Вып. 2. – С. 113-120. (27, 102)
12. Взрывная дейтериевая энергетика / П.А. Иванов, Н.П. Волошин, А.С. Ганеев и др. – Снежинск: Изд-во РФЯЦ ВНИИТФ, 2004. – 286 с. (4, 67)
13. Головинский, С. Атомный ледокольный флот России: прошлое, настоящее, будущее / С. Головинский // Бюл. по атомной энергии. – Март 2002. – С. 50-52. (29, 43)
14. Егоров, Ю.А. Экологическая безопасность АЭС РФ / Ю.А. Егоров // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 9. – Екатеринбург, 2006. – С. 12-76. 93 67
15. Зыкова, И.А. Чернобыль и социум: Оценки риска / И.А. Зыкова, Г.В. Архангельская, И.А. Звонова. – СПб.: Эсфигменъ, 2001. – 139 с. (91, 47)
16. Казначеев, В.П. Очерки о природе живого вещества и интеллекта на планете Земля: Проблемы космопланетарной антропоэкологии / В.П. Казначеев, А.В. Трофимов. - Новосибирск: Наука, 2004. – 312 с. (63, 0)
17. Колдобский, А. Радиационный терроризм: между физикой и политикой / А. Колдобский // Бюл. по атомной энергии. – Апрель 2002. – С. 63-67. (60, 4)

18. Колдобский, А. Правда и вымыслы вокруг атомной энергетики / А. Колдобский, В. Насонов // Бюл. по атомной энергии. – Апрель 2003. – С. 70-74. (62, 85)
19. Кочкин, Б.Т. Геоэкологический подход к выбору районов захоронения радиоактивных отходов / Б.Т. Кочкин. – М.: Наука, 2005. – 115 с. (69, 31)
20. Криволуцкий, Д.А. Проблемы устойчивого развития и экологическая индикация земель радиоактивного загрязнения/ Д.А. Криволуцкий // Экология, 2000.– № 4. – С. 257-262. (85, 38)
21. Крупков, Ю.В. Модульно-ядерная революция – эффективный прорыв России через малую ядерную энергетику / Ю.В. Крупков // Бюл. по ядерной энергии. – Март 2005. – С. 7-14. (68, 43)
22. Кузнецов, В.М. Основные проблемы и современное состояние безопасности предприятий ядерного топливного цикла России /В.М. Кузнецов. – М.: ООО «Агентство Ракурс Продакшн», 2003. – 460 с. (93, 67)
23. Кузьмина, Д.А. Использование ключевых слов в информационно-поисковой системе по проектам в области радиоэкологии / Д.А. Кузьмина // НТИ. Сер. 2. Информационные процессы и системы. – 2005. – № 7. – С. 12-22. (64, 54)
24. Медико-гигиенические аспекты противодействия ядерному и радиологическому терроризму / Л. Ильин, М. Грачев, М. Гринев и др. // Бюл. по атомной энергии. – Декабрь 2004. – С. 56-62. (96, 60)
25. Мигунов, В.И. Оценка уровней радиоактивного загрязнения окружающей среды Ханты-Мансийского автономного округа: Автореф. дис. ... канд. биол. наук / В.И. Мигунов. – Екатеринбург, 2003. – 23 с. (40, 7)
26. Митенков, Ф. Альтернативное энергообеспечение общества // Энергия будущего. Научно-аналитический журнал. - Июнь 2005. – С. 49-55. (93, 67)
27. Мягков, С.М. Проблема отношения человека к социально-экологическому риску / Вестник Моск. ун-та. – Серия 5. География. – 1998. – № 6. (91, 62)
28. Основы экологической политики Минатома России // Бюл. по атомной энергии. Май 2003. – С. 4-7. (60, 67)

29. Поликарпов, Г.Г. Радиационная экология как научная основа радиационной защиты биосферы и человечества / Г.Г. Поликарпов // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 8. – Екатеринбург, 2006. – С. 3-28. (102, 7)
30. Проблемы экологии. Тематический справочник РАН. Вып. 2. / Р.И. Хильчевская, Н.К. Остроумова, Е.М. Федорова, А.П. Белоусова.– М.: Рохос, 2003. – 704 с. (0, 43)
31. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат-лы II межд. конф. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт», 2004. – 772 с. (29, 100)
32. Российская атомная промышленность: необходимость реформ. Доклад объединения Bellona 4. – 2004. – 207 с. (43, 67)
33. Трапезников, А.В. Пресноводная радиоэкология как научное направление / А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 8. – Екатеринбург, 2006. – С. 29-83. (7, 40)
34. Трофимов, А.М. Основные подходы к решению проблем риска / А.М. Трофимов А.М., В.М. Котляков, Ю.П. Селиверстов, А.Р. Зайнуллина // Изв. РГО, 1999. – Вып. 4. (91, 34)
35. Хвостова, М.С. История изучения естественной и искусственной радиоактивности природных объектов России: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук / М.С. Хвостова. – Москва, 2006. – 32 с. (44, 37)
36. Шевченко, Л.Б. Исследование и разработка современной информационной базы для научных исследований в области экологии: Автореф. дис. ... канд. пед. наук / Л.Б. Шевченко. – Новосибирск, 2006. – 22 с. (64, 61)
37. Энергия будущего. Научно-аналитический журнал. Июнь 2005. – 97 с. (27, 94)
38. Яблоков, А.В. Радиация и биосфера / А.В. Яблоков // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Вып. 3. – Заречный, 2000. – С. 5-15. (7, 102)
39. Яблоков, А.В. Еще раз о состоянии здоровья работников Минатома России / А.В. Яблоков // Бюл. по атомной энергии. – Март 2003. – С. 56-59. (101, 4)

СОН КАК СПОСОБ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАПАСА ЭНЕРГИИ

Тестов Б. В.

Пермский государственный университет

Введение

Долгое время в общественном сознании бытовало представление о том, что сон нужен человеку для того, чтобы после трудового дня отдохнули клетки головного мозга. Это представление доминирует и до сих пор, несмотря на то, что появилась большая информация о разнообразных последствиях, которые возникают при изменении режима сна. Большой интерес представляет появившийся в интернете набор информации, отражающий широкое разнообразие последствий недосыпания. Так, в марте 2003 г. появилось сообщение из США об эксперименте, в котором анализировали состояние людей спавших разное время. «*Результаты тестов показали, что у людей, которые спали менее 8 часов, снижались мыслительные способности и память, причем в той же степени, что и у испытуемых, не спавших в течение двух ночей подряд. Субъективно испытуемые, сон которых составлял хотя бы 4 часа, чувствовали себя менее уставшими, чем те, кто не спал вообще. Исследователи также отметили значительные различия в продолжительности сна, необходимого различным индивидуумам*».

Эти данные подтверждают существующее мнение о том, что индивидуальные особенности человека и качество сна очень сильно влияют на результат проведения эксперимента. И если недостаточно времени для полноценного сна, то лучше прикорнуть под утро. Об этом свидетельствуют

данные эксперимента, поведенного в США и опубликованные в интернете 20.06.2003 г. «*Конечно, и без тестов было видно, что к концу недели недосыпания это были совсем другие люди, чем в начале эксперимента. Однако показатели трудоспособности у группы, которая спала под утро, оказались намного лучше, чем у той, что спала до половины третьего ночи. Более того, оказалось, что спавшие под утро люди лучше спали в отведенные им четыре часа – то есть, меньше просыпались и быстрее засыпали*».

В материале «Сон спасает от рака», опубликованном в июле 2003 г., профессор Дэвид Шпигель из Стендфордского университета пишет «крепкий, здоровый сон по ночам является прекрасным профилактическим средством от раковых заболеваний, особенно полезным при химиотерапии». Следовательно, сон может оказывать общеукрепляющее действие на весь организм. Это подтверждает материал, опубликованный в «Аккумуляторе новостей» в декабре 2003 г. «*У мышей с нарушениями ритмов сна раковые опухоли росли быстрее, чем у мышей, которые спали нормально... Исследователи утверждают, что мало просто лечить опухоль, необходимо, чтобы врачи помогали больным жить с ней*».

Однако сон, по-видимому, не является таким необходимым атрибутом для жизнедеятельности человека, как наличие кислорода. В материале, полученном из Румынии «Восемь лет не спит», опубликованным в «Аккумуляторе новостей» 05.02.2004, говорится «*Уникальные особенности организма 54-летней Марии проявились после сильного душевного потрясения: восемь лет назад умерла её мать, и с тех пор Мария, как ни старается, не может заснуть. Первичное обследование в больнице показало, что Мария не лжёт: она действительно не засыпает ни на минуту и при*

этом как-то существует, ест, ходит, смеётся иногда, словом, не умирает от недосыпа». Это означает, что человек может существовать без сна.

Однако для нормального функционирования сон необходим. Об этом свидетельствуют данные японских врачей, опубликованные в «Аккумуляторе новостей» 5.02.2004 г. «*для достижения максимальной продолжительности жизни необходимо посвящать сну не больше и не меньше семи часов. Этот вывод базируется на результатах длительного мониторинга состояния здоровья 104 тысяч жителей Японии, которым в начале этого обследования было от 40 до 80 лет*»

А вот россияне за последние 100 лет стали спать меньше и хуже. С таким заявлением , опубликованным в «Аккумуляторе новостей» 01.03. 2004, выступил профессор Российской академия медицинских наук (РАМН) Яков Левин «*За столетие общее время сна в течение ночи уменьшилось более чем на 20 процентов. По словам профессора, из-за увеличения психических и физических нагрузок человек перестал спать столько, сколько нужно его организму для нормального восстановления сил, поэтому сегодня у каждого второго взрослого жителя Земли отмечается один или несколько симптомов расстройства сна, а у 13 процентов нарушения носят хронический характер. Хуже всего спят люди старше 50 лет. Бессонница мучает юристов и преподавателей, деятелей культуры и искусства. Медики называют плохой сон ступенью к будущим инсультам, инфарктам, гипертонии*». Из этого высказывания следует, что необходимость сна связана не только с умственными способностями человека. По данным американцев женщины живут дольше, потому что у них более глубокий сон («Аккумулятор новостей» 03.11.2004). «*В среднем продолжительность*

глубокого сна у женщин составляет 70 минут, у мужчин – лишь 40». Качество сна в данном случае не связано с интенсивностью работы головного мозга, поэтому необходимо искать причину более глубокого сна женщин в чем-то другом. Имеются также данные американских ученых о том, что дневной сон предохраняет от сердечно-сосудистых заболеваний. По их данным «*риск умереть от болезней сердца сокращается на 40% для людей, которые регулярно спят днем. Даже те испытуемые, которые только иногда позволяли себе поспать днем, и делали это менее получаса, снижали риск смерти от болезней сердца на 12%*».

Все цитируемые наблюдения обретают смысл, если рассматривать сон не как средство для отдыха нервных клеток, а как способ накопления энергии организмом для предстоящей трудовой деятельности.

Запас энергии – необходимое условие существования животных

Энергия в организме животных создается за счет окисления сложных органических соединений. При этом энергия солнца, использованная растениями при фотосинтезе, высвобождается и расходуется животными на собственные нужды. Поэтому животные периодически должны получать органические вещества в виде пищи и использовать их для обеспечения организма энергией. Процесс получения энергии за счет окисления сложных органических веществ получил название метаболизм. Организм животных может создавать в организме запас органического вещества в виде жира, который, без особого ущерба для организма, может использоваться в период отсутствия пищи. Однако основное количество энергии для обеспечения повседневной

жизнедеятельности организм получает за счет пищи, которую животные должны иметь постоянно. В клетках животного организма постоянно идет процесс метаболического окисления глюкозы и синтезируются макроэрги (молекулы АТФ), которые обеспечивают энергией все биохимические реакции в клетке. Основным процессом, который обеспечивает наиболее эффективное энергообеспечение, является дыхание. Дыхание осуществляется в митохондриях. Интенсивность дыхания определяется количеством кислорода и глюкозы которая доставляется кровью. При интенсивных нагрузках на организм животные усиливают интенсивность дыхания, но в относительно небольших пределах. Существует возможность дополнительного увеличения выработки клетками энергии за счет гликолиза (анаэробного расщепления глюкозы), но он эффективен непродолжительное время. Между тем успех борьбы за существование у подвижных животных во многом определяется скоростью передвижения. В отличие от растений, которые прочно привязаны к одному месту, животные для спасения используют укрытия, которые часто находятся далеко от источника пищи. Кроме того, у животных очень распространен индивидуальный отбор, когда происходит борьба за полового партнера. И внутривидовая и межвидовая конкуренция за нишу обитания требует от организмов большой концентрации энергии. Поэтому у высших животных появился способ накопления энергии, который позволяет расходовать за сравнительно короткое время энергию, многократно превосходящую выработанную организмом за это время.

Для этого организм должен иметь возможность создавать запас энергии в виде молекул АТФ (макроэргов). Ученые, понимая эту проблему, давно пытаются найти в организме депо молекул АТФ, из которого макроэрги

легко могут доставляться работающим клеткам. Поскольку все считали, что макроэрги должны доставляться клеткам током крови, как кислород и глюкоза, то проводились многочисленные анализы крови на содержание аденилатов. Однако аденилаты в крови не были обнаружены.

Тогда обратили внимание на щелевые контакты между клетками, которые были продемонстрированы в 1958 году. 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 [1]. Долгое время оставалась неясной необходимость в щелевых контактах для эмбриональных клеток, хотя они появлялись уже на ранних стадиях эмбрионального развития [2]. Необходимость щелевых контактов становится понятной, если принять во внимание, что через коннексоны клетки могут обмениваться молекулами АТФ, которые имеют массу около 500 единиц. В случае необходимости остро нуждающиеся в энергии клетки могут получать молекулы АТФ непосредственно от других клеток, которые могут выполнять функции переносчиков энергии. Клетки, обеспечивающие перенос энергии, должны быть многочисленными, иметь небольшой диаметр и обладать системой митохондрий, способных синтезировать АТФ. Для выполнения такой миссии наиболее подходят малые лимфоциты, способные проникать практически в любые точки многоклеточного организма. Малый лимфоцит – это круглая клетка с диаметром 5-8 мкм

и высоким ядерно-цитоплазматическим отношением. В цитоплазме находится небольшое количество митохондрий и рибосом. Размеры малого лимфоцита обеспечивают большую проникающую способность. Это позволяет лимфоциту проникать во все системы организма, обеспечивая энергетические потребности активно делящихся клеток.

Масса лимфоцитов в теле взрослого человека равна примерно 1500 г, т.е. не менее $6x10^{12}$ клеток. На долю крови (вне кроветворных и иммунных органов) приходится лишь 0,2% этого количества [3]. Лимфоидные ткань (узелки) появляются уже при развитии плода и присутствуют во всех тканях организма. Закладка лимфоидного образования в костном мозге и тимусе эмбриона человека приходится на четвертую-пятую недели эмбриогенеза, в селезенке и лимфатических узлах на пятую-шестую недели. Появление лимфоидных узелков, которые являются центрами размножения, наблюдается на шестнадцатой-двадцатой неделе эмбриогенеза [3].

До сих пор принято считать, что лимфоциты в организме выполняют только иммунную функцию. Тогда не совсем понятно, почему иммунная система появляется на ранних стадиях эмбриогенеза, когда развивающийся плод находится под защитой иммунной системы материнского организма. Однако все легко объясняется, если принять, что лимфоциты могут обеспечивать энергетические потребности развивающегося организма. По мере усложнения организма энергетические запросы интенсивно делящихся клеток могут существенно опережать интенсивность формирования кроветворной системы. Поэтому схемы обеспечения энергией клеток эмбриона на ранних этапах развития и в период позднего эмбриогенеза могут существенно отличаться. В этой ситуации использование подвижных переносчиков

энергии, которые могут «адресно» обеспечивать энергией наиболее нуждающиеся клетки, является наиболее эффективным способом дополнительного обеспечения энергией нуждающихся клеток. Итак, запас макроэргов находится в лимфоцитах, которые по мере необходимости проникают к наиболее нуждающимся в дополнительной энергии клеткам и передают им через щелевой контакт готовые молекулы АТФ. Это очень существенный источник готовых молекул АТФ, поставляемых через лимфатическую систему. Но как происходит формирование этого запаса? Для формирования запаса необходимо увеличение числа лимфоцитов, вырабатывающих молекулы АТФ.

Такое увеличение, по-видимому, происходит во время отдыха (сна) в котором нуждается любое животное. Долгое время считали, что сон нужен человеку для того, чтобы отдохнули клетки головного мозга. Именно с деятельность мозга связывали сонное состояние и отключение второй сигнальной системы. Однако необходимость сна можно связать с восполнением запаса энергии организма. В период дефицита энергии организм снижает снабжение кровью головного мозга и мышц (наступление сна) и усиливает кровоток через лимфатическую систему, обеспечивая усиление деления лимфоцитов. Преимущественно это происходит во время ночного сна, хотя это может происходить и в дневное время.

Сон как процесс накопления энергии

Лишение сна люди и животные переносят значительно тяжелее, чем лишение пищи, и без сна погибают быстрее, чем при полном голодании. Опыты, поставленные еще в дореволюционное время М. Н. Манасеиной, показали, что щен-

ки, лишенные сна, умирали через 4-5 суток, а взрослые собаки выносили лишение сна 18-20 суток [4]. Ученые обычно связывали это с какими-то нарушениями в центральной нервной системе. По нашему мнению гибель животных связана с недостатком энергии, необходимой для обеспечения деления клеток, что особенно сильно отражается на молодом организме. В некоторых случаях, когда энергетические потребности организма резко сокращаются, он может обходиться без запаса энергии. Тогда организм перестает нуждаться во сне. Это, вероятно, произошло с женщиной из Румынии после сильного душевного потрясения.

Потеря сна (прекращение накопления энергии во время сна) чревато тем, что организм не способен к какой либо трудовой деятельности в результате дефицита энергии. У него могут возникать проблемы с перевариванием пищи и регенерацией слизистого эпителия. Если это случится с молодым животным, оно неизбежно должно погибнуть в результате того, что организм не сможет обеспечить достаточной энергией делящиеся клетки. Взрослый организм расходует значительно меньше энергии и может обходиться энергией, которую вырабатывают здоровые клетки организма.

Исследование состояния сна обычно проводят по движению глазных яблок и энцефалограмме. При этом было установлено, что во время сна наблюдаются быстрая (REM) и медленная фазы. Характерными физическими проявлениями быстрого сна являются быстрые движения глаз при закрытых веках, пилообразные разряды на электрокардиограмме. Мышечный тонус в этой фазе ниже, чем в других фазах. Доля быстрого сна у новорожденных составляет 50%, в 2 года – 33%, в 5 лет – 20%. [5]. Млекопитающие проводят в нем от 6 до 30 %.времени. Чем старше особь, тем меньше доля быстрого сна. Нейрофизиологи объясняют это нерав-

номерностью развития мозговых структур: сначала достигают зрелости древние отделы, включающие быстрый сон, потом отделы, включающие медленный. Мы считаем, что во время быстрого сна происходит наибольшее снижение кровообращения через мозг и мышцы и наиболее эффективное накопление энергии в спящем организме. Во время быстрого сна происходит практически полное угнетение тонуса мышц диафрагмы рта и резкое угнетение спинномозговых рефлексов.

При проведении опытов для изучения реакции крыс на прерывание быстрого сна ученые использовали метод малых площадок [5]. Площадкой служило донышко цветочного горшка. Пока длился медленный сон, крыса на донышке умещалась, но при наступлении быстрого сна мышцы расслаблялись и крыса падала в воду. Другим методом прекращения быстрого сна была подача электрического импульса в мозг. При подаче электрического импульса крысы просыпались, но оставались на месте. В результате падающие в воду крысы чувствовали себя гораздо хуже тех, быстрый сон которых прерывался импульсом. В работе не дано объяснение полученных различий. Мы связываем различие с усилением кровотока в мышцах при падении крыс в воду, что непременно сопровождается существенным снижением накопления энергии. В варианте с подачей импульса мышцы животных не включались в работу, и накопление энергии во время сна шло гораздо успешнее.

Американский исследователь Хартман изучал структуру сна тех, кто спит долго и кто обходится коротким сном. Оказалось, что у любителей поспать доля быстрого сна вдвое меньше, чем у тех, кто спит мало. К людям с коротким сном относятся активные люди, ярко выраженные оптимисты; они часто перевозбуждены и словно не знакомы

с душевными конфликтами. К ним можно отнести большинство полководцев, президентов, героев, администраторов, изобретателей. Сновидения их бедны, лишение быстрого сна они переносят легко. Они прекрасно приспособлены к жизни, довольны ею; неприемлемая информация у них не вытесняется – они ее просто не замечают. Человек, любящий поспать, обременен различными мелкими комплексами, чувствителен ко всем уколам судьбы. Он слегка депрессивен, мечтателен. Сон для него часто излюбленный способ уйти от всех проблем. Сновидения его ярки и увлекательны. Чаще это поэты и артистические натуры [6].

Наблюдения Хартмана потверждают мысль о том, что качество сна, от которого зависит скорость накопления запаса энергии, может быть разным. Люди с быстрым (более глубоким) сном нуждаются в более коротком сне, лучше высыпаются. Глубина сна, которую исследователи фиксируют по энцефалограмме, может быть связана с интенсивностью кровотока через спящий мозг. Глубокий сон возникает у человека в ранний период сна и определяется необходимостью быстрого формирования запаса энергии. В период глубокого сна происходит быстрое накопление запаса энергии, поэтому быстрый (глубокий сон) продолжительнее у новорожденных и маленьких детей. Сон наиболее глубокий и более продуктивный наблюдается у людей после большой нагрузки или длительного бодрствования. Поэтому в вышеописанных экспериментах лучше высыпались люди, которые спали во второй половине ночи (перед утром). Большая продолжительность жизни женщин американцы вполне справедливо объясняют большей продолжительностью глубокого сна. А это, в свою очередь, связано с большей физической загруженностью женщин по сравнению с мужчинами.

Качество сна определяет состояние человека.

Данные японских исследователей о том, что сон человека должен длится 7 часов, следует считать вполне объяснимыми. Ибо опыт показывает, что именно такое время человеку необходимо для того, чтобы накопить запас достаточный энергии. А необходимость большего времени для сна может свидетельствовать о некоторых отклонениях в нормальной физиологии, которые ведут к сокращению жизни. Это может объясняться разной интенсивностью метаболических процессов в период сна, а также разной продолжительностью глубокого сна. Чем продолжительней у человека глубокий сон, тем быстрее он накапливает энергию и общее время сна у него меньше. При поверхностном (неглубоком) сне человек спит более чутко, и для формирования достаточного запаса энергии требуется более продолжительный сон.

Мы считаем, что качество сна связано с состоянием человека. Быстрее засыпает сильно уставший человек. Если человек не очень устал и чем-то сильно озабочен, он может долго не засыпать. Вскоре после того, как человек заснул, наступает фаза глубокого сна. В это время происходит наиболее активный процесс запасания энергии. По мере возрастания запаса энергии сон становиться менее глубоким, а человек начинает реагировать на посторонние звуки и шумы. И, наконец, запас энергии достигает уровня, который необходим для нормального функционирования в течение дня. Тогда избыточная энергия превращается в тепло. Происходит подъем температуры и человек просыпается. Процесс повышения температуры особенно часто наблюдается у детей, которые в середине ночи сбрасывают одеяло из-за превращения избытка энергии в тепло. Однако при охлаждении проснуться и укрыться, в отличие от взрослых,

они не могут. Это чревато их переохлаждением и последующим заболеванием. При таком подходе к проблемам сна очень важно, наряду с регистрацией энцефалограммы регистрировать температуру кожных покровов человека. По нашему мнению величина температуры, которая напрямую связана с состоянием энергетики, будет более информативным показателем процесса сна.

С давних пор людское воображение занимает летаргический сон. Чаще всего врачи встречаются с периодическими спячками, возникающими либо из-за черепно-мозговой травмы, опухоли, острой сердечно-сосудистой недостаточности, летаргического энцефалита либо по причине психического расстройства. Известен случай, когда индийский министр общественных работ, после того, как его отстранили от дел, полтора месяца жил в состоянии душевного напряжения, а затем впал в летаргический сон. Сон длился с 1944 по 1951 год. Его спасло то, что он заболел малярией. В первый день приступа температура поднялась до 40 градусов. На следующее утро упала до 35. Он начал шевелить пальцами и вскоре открыл глаза. Окончательно пришел в себя через год [5].

Возможно, наступление летаргического сна связано с нарушением процесса накопления энергии. В том случае, если в период сна перераспределение кровотока в организме не произойдет, запас энергии не появиться. И если процесс пробуждения после ночного сна происходит при участии запаса энергии, то такой человек не сможет проснуться. По-видимому, радикальным способом пробуждения от сна такого человека может быть искусственный нагрев. Он создаст иллюзию достаточного накопления энергии, усилит протекание крови через головной мозг, и разбудит спящего. Именно подъем температуры при заболевании малярией

позволил проснуться индийскому министру общественных работ.

Одних шок повергает в спячку, других лишает сна. Газеты сообщали, что иракский рабочий Абд Саам Мусе не спит 30 лет после того как в автомобильной катастрофе у него погибли сын и мать. Более 30 лет без сна провела андалузская крестьянка Инес Паломита Фернандес. Однако хотя тысячи людей заверяют, что не спят никогда, энцифалограмма показывает, что это не так. Сон таких людей по энцефалограмме длится не менее 5 часов. Пьерон сказал : «Не спит никогда тот, кто спит постоянно» [4]. То же произошло, по-видимому, с женщиной из Румынии после сильного душевного потрясения.

В состоянии депрессии все люди жалуются на нарушение сна. Спят они в среднем ненамного меньше здоровых, но качество сна значительно хуже. Вот уже более 30 лет предпринимаются попытки лечить депрессию лишением сна. Результаты неплохие, хотя плохо объяснимы. У больных шизофренией сон бывает не лучше чем при невротической депрессии. Большинство шизофреников спят мало и неглубоко. Но встречаются больные с потребностью в глубоком сне. И если потребность в этом удовлетворена, наступает клиническое улучшение [5].

Существует гипотеза, согласно которой больным шизофренией не хватает быстрого сна. В экспериментальных целях таких больных полностью лишали сна. После депривации быстрый сон возвращался, но только к тем, у кого болезнь была приглушена.

Старческая бессонница – следствие недостатка мышечной усталости.

Людям чаще всего не хватает быстрого сна. Обследование на одном из крупных машиностроительных предприятий

Москвы показало, что рабочие, занятые в основном физическим трудом, даже в условиях, считающихся заведомо вредными, спят лучше, чем служащие заводоуправления. Поэтому качество сна может быть очень хорошим индикатором состояния и скорости старения человека.

Заключение

Запас энергии, который создается в организме млекопитающих, является очень важным параметром, влияющим на целый ряд физиологических показателей и характеристик состояния человека. Недооценка этого параметра приводит к целому ряду ошибочных представлений в геронтологии, оценке физических и физиологических особенностей организма.

Литература

1. 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.
2. Koshland D.E., Kirtley M.E. 1966. In: Major problems in developmental biology. N.Y. – London: 217-249.
3. Сапин М.Р., Этиген Л.Е. Иммунная система человека. – М.: Медицина, 1996. – 304 с.
4. Ротенберг В.С. Адаптивная функция сна: причины и проявления ее нарушения. – М.: Наука, 1982. 135 с.
5. Вейн А.М. Три трети жизни. Изд. второе. – М.: Знание, 1991. 237 с.
6. Борбели А. В. Тайна сна. – М.: Знание, 1989. 252 с.

ВИДОВОЙ СОСТАВ И ИНДИКАТОРНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ЭВГЛЕНОВЫХ ЖГУТИКОНОСЦЕВ НЕКОТОРЫХ ВОДОЁМОВ ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ

С.Ф. Лихачев, С.Г. Левина, Д.З. Шибкова, Ю.А. Серебренникова

ГОУ ВПО «Челябинский государственный педагогический университет»
Россия, 454074, Челябинск, likhaschev@mail.ru

Среди простейших существенную роль в гидробиоценозах играют эвгленовые жгутиконосцы (Euglenoidea, Euglenozoa). Для водоёмов города Челябинска и Челябинской области видовой состав эвгленид практически неизвестен, хотя эвгленовые жгутиконосцы являются фоновыми простейшими, а некоторые виды составляют основу микрофауны водоёмов, имея значительную численность и биомассу весной и летом. Эвгленовые жгутиконосцы участвуют в процессах самоочищения водоёмов и являются организмами - индикаторами сапробности воды. Перечисленные особенности эвгленид, а также малая степень изученности для водоёмов города Челябинска и Челябинской области определяют актуальность и практическую значимость настоящего исследования.

Материал и методика

В основу работы положены оригинальные материалы собранные нами в водоёмах города Челябинска (Первое, Второе, Шершни, Смолино), а также в водоёмах Челябинской

области зоны ВУРСа (Б. Игиш и М. Игиш) в 2005-2007 гг. с применением стандартных методов сбора протистологических и гидробиологических проб (Гусева, 1956; Жадин, 1956; Киселев, 1956а, 1956б; Усачев, 1961; Суханова, 1984; Жуков, 1993; Лихачев, 1997). В указанных водоёмах всего было собрано 48 проб. Отбор проб осуществляли батометрами, сетью Апштейна (газ № 73) и планктонными и бентосными сачками. Определение видовой принадлежности найденных форм проводилось на живом материале при увеличении ок. х15, об. х40 и с использованием фазово-контрастного устройства. На основании выделенных признаков и свойств, составлялись дифференциальные диагнозы форм найденных в водоемах. Их видовое определение приводилось по описаниям, содержащимся в литературе (Попова, 1955; Попова, Сафонова, 1966, 1976; Ветрова, 1980; Суханова, 1984; Жуков, 1993; Лихачев, 1997а, 1997б, 1997в, 1999).

Цитохимические методики, применяемые нами для исследования клетки эвгленовых жгутиконосцев, изложены в различных руководствах по микроскопической технике и гистохимии (Роскин, Левинсон 1957; Пирс, 1968; Кононский, 1976) и специальной зоологической литературе (Гельцер, 1980; Иванов и др., 1981; Волкова, Елецкий, 1982; Евгеньева, 1983; Суханова, 1984). Окраска проводилась как живых, так и фиксированных объектов. В качестве фиксатора использовали жидкость Карнуа на этиловом спирте.

Подсчёт численности эвгленовых жгутиконосцев проводился методом «калиброванной капли», т.е. считались все особи, попавшие в каплю объемом 0,1 мл при разведении пробы в фиксаторе в строгом соотношении 1:2 (Николюк, 1963; Липеровская, 1973). Каплю из пробы брали точно измеренной пипеткой, помещали на предметное стекло под покровное стекло, и путем визуального обследования

учитывали организмы в нескольких полях зрения микроскопа. Путем подсчета определяли количество организмов в капле, а затем путем пересчета в 1 мл после просмотра 3-5 препаратов (каждый препарат в 10 полях зрения), т.е. в 30-50 полях зрения находили среднее арифметическое для 1 поля зрения и количество организмов в 1 мл определяли по формуле:

$$\mathbf{D = S\,d / \pi\, r^2\, p}, \text{ где}$$

D – количество исследованных организмов в мл жидкости;
d – количество организмов в одном поле зрения (среднее арифметическое от числа просмотренных полей зрения);
πr^2 – площадь поля зрения объектива в мм^2 (радиус r поля зрения объектива определяется по линейке объект-микрометра);
S – площадь покровного стекла в мм^2 (18 х 18 или 20 х 20);
P – объём капли.

Для сравнения видовых составов эвгленовых жгутиконосцев из обследованных водоёмов был использован коэффициент Жаккара в модификации Л.И. Малышева ($K_{j\text{-}m}$):

$$\mathbf{K_{j\text{-}m} = \frac{3\,c - (a + b)}{(a + b) - c}}$$

где, **a** – число видов в одном водоеме; **b** – число видов в другом водоеме; **c** – число видов, общих для двух водоемов. Пределы $K_{j\text{-}m}$ от + 1 до – 1, при $K_{j\text{-}m} < 0$ отмечается различие, а при $K_{j\text{-}m} > 0$ – сходство родовых и видовых составов сравниваемых водоемов. Для сравнения фаун применяли индекс общности фаун Чекановского – Соренсена (Ics):

$$Ics = \frac{2n\ 100}{N_1 + N_2}$$

где, **n** – количество видов, общих для обоих сравниваемых водоёмов; $N_1 + N_2$ - общее количество видов в первом и втором сравниваемых водоёмах. Индекс общности фаун Чекановского-Соренсена выражается в процентах и показывает количество видов общих для двух водоёмов.

Сапробность организмов определяли по таблицам В. Сладечека (Sládeček, 1969, 1973), учитывая численность видов, частоту встречаемости в водоёмах и пробах. Степень органического загрязнения водоёма характеризуется индексом сапробности S, который вычисляли по формуле:

$$S = \frac{\Sigma sh}{\Sigma h}, \text{ где}$$

s – индикаторная значимость вида,
h – относительное количество особей вида.

Индикаторная значимость для учтенных видов определялась по таблицам «Унифицированные методы исследования качества вод» под редакцией В. Сладечека (1977). Для упрощения подсчётов делали допущение, что каждый вид характеризует одну из зон сапробности. Индекс сапробности, вычисленный по формуле, в пределах 4,0-3,5 соответствует полисапробной зоне; 3,5-2,5 – α-мезосапробной зоне; 2,5-1,5 – β-мезосапробной зоне; 1,5-1,0 – олигосапробной зоне. По Сладечеку (Sládeček, 1969), индекс от 4,5 до 8,5 характеризует сильно загрязненные (эусапробные), а от 0 до 0,5 – чистые (ксеносапробные) зоны.

Результаты

В шести водоемах города Челябинска и Челябинской области было обнаружено 52 вида свободноживущих эвгленовых жгутиконосцев, относящихся к 18 родам (таблица 1). По видовому разнообразию лидирует фототрофные роды *Euglena* – 10 видов и *Trachelomonas* – 6 видов, а также гетеротрофный род *Astasia* - 6 видов, им немного уступает род *Phacus* – 5 видов. Все остальные роды представлены 1-3 видами. Но по встречаемости в водоёмах эвглены, трахеломонасы, астазии и факусы в большинстве случаев не являются лидерами. Во всех обследованных водоёмах встречены особи гетеротрофных видов *Peranema trichophorum* и *Anisonema acinus*. В большинстве водоёмов обнаружены особи видов *Peranema granuliferum, Distigma proteus, Anisonema ovale, Heteronema acus, H. scabrum, Euglena acus, Trachelomonas hispida, Notosolenus apocamptus,* которые в большинстве своём не относятся к родам лидирующим по видовому многообразию. Видовое разнообразие разных обследованных водоёмов различно и варьирует от 15 до 33 видов, также различен и таксономический состав.

Озеро Первое

По химическому составу вода в озере относится к хлоридному классу с переходом в гидрокарбонатный, группу кальция. Минерализация озерной воды повышенная – 700-900 мг/л. По данным литературы, кислородный режим в оз. Первом удовлетворителен: содержание растворенного в воде кислорода составило, в среднем по акватории, 13,3 мг/л (Комплексный доклад…, 2006).

Таблица 1

Видовой состав и индикаторные особенности эвгленовых жгутиконосцев в обследованных водоёмах

Виды	оз. Первое			оз. Второе			водохр. Шершни			оз. Смолино			Б. Игиш			М. Игиш		
	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S
Astasia longa	α	4	3,0	α	4	2,8	-	-	-	α	4	3,5				α	4	3,2
A. klebsii	ρ	4	3,7	α	4	3,5	-	-	-	ρ	4	3,8	ρ	4	3,8	-	-	-
A. curvata	-	-	-	α	3	3,4	-	-	-	α	3	3,4	-	-	-	α	4	3,5
A. quartana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	α	3	3,5	-	-	-	-	-	-
A. dangeardii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ρ	2	4,3	-	-	-	-	-	-
A. linearis	-	-	-	α	5	3,0	α	4,5	3,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclidiopsis acus	-	-	-	β	3	2,4	β	3	1,7	β	3	2,5	-	-	-	β	3	2,2
Distigma curvata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	β	4	2,5	β	4	2,5	-	-	-
D. proteus	α	4	2,7	β	4	2,5	-			α	4	3,5	α	4	2,9	β	4	2,5
Peranema granuliferum	β	5	2,2	β	5	2,2	-	-	-	β	5	2,5	β	5	2,5	-	-	-
P. trichophorum	β	4	2,4	β	4	2,3	β	4	2,0	α	4	3,2	α	4	3,0	β	5	2,0
Heteronema acus	β	3	2,3	β	3	2,2	-	-	-	α	4	3,5	α	4	3,5	β	3	2,0
H. scabrum	α	4	3,0	α	4	3,0	-	-	-	α	4	3,5	α	4	3,5	-	-	-
Menoidium minimum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	α	4	2,8	-	-	-	-	-	-
M. pellucidum	-	-	-	α	4	2,7	-	-	-	α	4	3,0	α	4	3,2	-	-	-
M. tortuosum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	α	5	3,0	-	-	-	-	-	-
Euglena acus	β	3	2,4	β	3	2,3	β	3	2,0	-	-	-	-	-	-	β	3	2,4

Продолжение таблицы 1

Виды	оз. Первое			оз. Второе			водохр. Шершни			оз. Смолино			Б. Игиш			М. Игиш		
	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S
E. gracilis	β	2	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E. viridis	α	2	3,5	-	-	-	-	-	-	ρ	2	3,8	ρ	2	3,8	α	2	3,5
E. geniculata	-	-	-	β	2	2,5	-	-	-	α	3	3,5	ρ	3	3,5	-	-	-
E. mutabilis	-	-	-	-	-	-	o	4	0,8	o	4	0,8	-	-	-	o	4	0,8
E. proxima	-	-	-	α	2	2,7	α	2	2,6	α	2	3,4	ρ	2	3,4	-	-	-
E. caudata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	α	2	3,1	α	2	3,1	-	-	-
E. deses	-	-	-	-	-	-	-	-	-	ρ	3	4,6	ρ	3	4,6	-	-	-
E. spirogyra	-	-	-	o	2	1,3	o	2	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E. velata	β	5	2,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	β	5	2,2
Trachelomonas hispida	β	3	2,0	β	3	2,3	β	3	2,1	β	3	2,5	-	-	-	β	3	2,0
T. armata	-	-	-	-	-	-	β	5	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. oblonga	β	5	2,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. volvocina	β	2	2,0	β	2	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. verrucosa	-	-	-	β	5	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T. cylindrica	-	-	-	o	3	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phacus brevicaudatus	β	5	2,0	β	5	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P. longicauda	β	3	2,5	-	-	-	β	3	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P. pleuronectes	-	-	-	β	3	2,5	β	3	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P. elegans	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Продолжение таблицы 1

Виды	оз. Первое			оз. Второе			водохр. Шершни			оз. Смолино			Б. Игиш			М. Игиш		
	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S	s	I	S
P. tortus	-	-	-	β	3	2,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strombomonas acuminata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	β	5	2,0
S. fluviatilis	-	-	-	-	-	-	β	5	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepocinclis fusiformis	-	-	-	β	5	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anisonema ovale	β	3	2,2	β	3	2,0	-	-	-	α	3	3,5	α	3	3,4	β	3	2,3
A. acinus	β	3	2,2	β	3	2,1	β	3	1,8	β	3	2,5	β	3	2,5	β	3	2,0
Dinema griseolum	β	3	2,4	β	3	2,3	-	-	-	β	3	2,5	β	3	2,5	β	3	2,4
Rhabdomonas costata	-	-	-	β	3	2,5	-	-	-	β	3	2,5	β	3	2,5	-	-	-
Urceolus cyclostomus	-	-	-	α	3	3,4	β	3	2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
U. cyrusorum	-	-	-	α	3	3,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Petalomonas pusilla	α	5	3,0	α	5	3,4	-	-	-	α	5	3,5	-	-	-	-	-	-
P. mediocanellata	α	5	3,0	α	5	3,0	-	-	-	α	5	3,5	α	5	3,5	-	-	-
P. mira	-	-	-	β	3	2,4	-	-	-	β	3	2,5	-	-	-	-	-	-
Notosolenus apocamptus				α	4	3,0	α	4	2,7	α	4	3,4	α	4	3,5	α	4	2,9
Sphenomonas teres	-	-	-	-	-	-	-	-	-	α	3	3,5	α	3	3,5	-	-	-
S. quadriangularis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	α	3	3,5	α	3	3,5	-	-	-
Всего видов: 52	**21**			**33**			**15**			**32**			**21**			**16**		

Примечание: s – зона сапробности; I – индикаторный показатель вида; S – степень сапробности.

В озере Первое нами обнаружено 21 вид эвгленовых жгутиконосцев, относящихся к 10 родам (таблица 1). Большинство обнаруженных видов являются индикаторами β-мезосапробной зоны – 66,7%, к альфасапробам относится 28,6% видов.

Исходя из данных о видовом составе эвгленид озера Первое данный водоём можно отнести к в-α мезосапробным, хотя и имеющем аллохтонные загрязнения, поступающие извне в результате хозяйственной деятельности человека. Искусственные загрязнения постепенно приводят к изменению сапробности воды, но в настоящее время рано ещё говорить о существенном загрязнении данного озера.

Озеро Второе

По химическому составу вода озера относилась к хлоридному классу, группе кальция. Минерализация воды высокая – 1042-3038 мг/л. По данным литературы кислородный режим в оз. Втором удовлетворительный: содержание растворенного в воде кислорода составило, в среднем по акватории, 13,4 мг/л при насыщении воды кислородом 106 % (Комплексный доклад..., 2006).

В озере Второе нами обнаружено 33 вида эвгленовых жгутиконосцев, относящихся к 16 родам (таблица 1). Большинство обнаруженных видов являются индикаторами β-мезосапробной зоны - 57,6%, к альфасапробам относится 36,4% видов. По сравнению с озером первым повышается доля альфасапробов, но всё же Второе озеро также можно отнести ещё к β-α мезосапробным водоёмам.

Шершнёвское водохранилище

Этот водоём является источником питьевого водоснабжения города Челябинска. По химическому составу вода относилась к гидрокарбонатному классу, группе кальция. В среднем минерализация воды составляет 200-400 мг/л. По данным литературы, кислородный режим поверхностного слоя водоема был, в основном, хорошим: содержание растворенного кислорода варьировало от 5,45 до 13,50 мг/л (63-110 % насыщения), минимальная концентрация зафиксирована в августе (норма > 6 мг/л). В конце июля - начале августа на глубине 9 м наблюдалось снижение содержания растворенного кислорода до 0,95 мг/л в середине водохранилища и до 1,23 мг/л – в приплотинной части, где отмечалось присутствие сероводорода – 0,13 мг/л (Комплексный доклад..., 2006).

В Шершнёвском водохранилище нами обнаружено 15 видов эвгленовых жгутиконосцев, относящихся к 10 родам (таблица 1). Большинство обнаруженных видов являются индикаторами β-мезосапробной зоны - 66,7%, к альфасапробам относится 20,0% видов. К олигосапробным формам относится 13,3% видов. И хотя Шершнёвское водохранилище можно отнести в-мезосапробным водоёмам, оно имеет высокий потенциал по самоочищению и не стремится к альфасапробности.

Озеро Смолино

По химическому составу вода в озере относится к хлоридному классу, группе магния. Минерализация озерной воды высокая – 1700-1800 мг/л. По литературным данным кислородный режим в озере Смолино удовлетворительный:

содержание растворенного в воде кислорода составило, в среднем по акватории, 9,77 мг/л при насыщении воды кислородом 80% (Комплексный доклад..., 2006).

В озере Смолино отмечено 32 вида эвгленид, относящихся к 14 родам. Большинство обнаруженных видов являются индикаторами α-мезосапробной зоны - 59,4%, к бета-сапробам относится 25,0% видов, к полисапробам 9,4% видов. Озеро Смолино по составу эвгленовых жгутиконосцев относится к α-мезосапробным водоёмам постепенно стремящимся к полисапробности. Например, эвгленовые жгутиконосцы в июле - начале августа формируют многокомпонентные протоценозы, в которых участвует значительное число видов, что и создает характерный «эвгленовый эффект» с активным участием α-мезосапробных видов: *Astasia klebsii, A. longa, Peranema trichophorum, Heteronema acus, Cyclidiopsis acus, Distigma proteus, E. geniculata, E. mutabilis, E. proxima, E. caudata, E. deses*. Указанные виды имеют высокую численность и биомассу в озере Смолино по сравнению с другими видами простейших и указывают на сильный характер загрязнения озера у берегов и в толще воды. Озеро подвержено аллохтонному загрязнению с прилегающих территорий города Челябинска (таблица 1). Искусственное загрязнение постепенно приводит к изменению сапробности воды данного водоёма, что отражается на качестве воды. Вода озера Смолино не пригодна для хозяйственного использования и ограниченно пригодна для производственной деятельности. Поэтому в целях сохранения озера Смолино, следует производить очистку сбросов или прекратить сброс отходов с прилегающих территорий.

Озеро Большой Игиш

Озеро находится в зоне ВУРСа. По химическому составу вода относилась к гидрокарбонатному классу. Минерализация озерной воды – 288-300 мг/л.

В озере Б. Игиш отмечен 21 вид эвгленид, относящихся к 12 родам (таблица 1). Большинство обнаруженных видов являются индикаторами α-мезосапробной зоны – 52,4%, к бетасапробам относится 23,8% видов, к полисапробам 23,8% видов. Озеро Большой Игиш по составу эвгленовых жгутиконосцев, относится к α-мезосапробным водоёмам неуклонно стремящимся к полисапробности. Вероятно, что аллохтонное загрязнение данного водоёма в большей степени связано с аварией 1957 года. В настоящее время озеро постепенно утрачивает способность к самоочищению. Вода озера Б. Игиш не пригодна для использования человеком.

Озеро Малый Игиш

Озеро находится в зоне ВУРСа. По химическому составу вода относилась к гидрокарбонатному классу. Минерализация озерной воды - 100-110 мг/л.

В озере Малый Игиш отмечено 16 видов эвгленид, относящихся к 11 родам (таблица 1). Большинство обнаруженных видов являются индикаторами β-мезосапробной зоны - 68,8%, к альфасапробам относится 25,0% видов. Исходя из данных о видовом составе эвгленид озера Малый Игиш можно сделать вывод о том, что данный водоём относится к в-мезосапробным озёрам, хотя и имеющем аллохтонные загрязнения, поступающие или поступавшие извне в результате хозяйственной деятельности человека.

Таблица 2

Сходство видовых составов эвгленовых жгутиконосцев по коэффициенту Жаккара-Малышева и индексу общности фаун Чекановского-Соренсена

Водоёмы		Коэффициент Жаккара-Мальшева (К j-m)					
		оз. Первое	оз. Второе	Шершни	Смолино	Б. Игиш	М. Игиш
Индекс Чекановского–Соренсена (Ics) в %	оз. Первое		-0,3	-0,8	-0,2	-0,2	-0,4
	оз. Второе	51,9		-0,4	-0,1	-0,2	-0,5
	Шершни	22,2	45,8		-0,7	-0,8	-0,7
	Смолино	56,6	64,6	25,5		**0,3**	-0,5
	Б. Игиш	57,1	55,6	22,2	**79,2**		-0,5
	М. Игиш	43,2	32,7	25,8	41,7	37,8	

Анализ сходства видовых составов эвгленовых жгутиконосцев из обследованных водоёмов с применением коэффициента сходства видовых составов Жаккара-Малышева и индекса общности фаун Чекановского-Соренсена (таблица 2), показал, что в большинстве сравниваемых пар нет сходства видовых составов. Но, только сравнение в паре озеро Смолино и озеро Большой Игиш наблюдается низкое, но сходство видовых составов. Это тем более значимо, т.к. именно эти озёра имеют наихудшие показатели сапробности и являются наиболее загрязнёнными из всех обследованных водоёмов.

Таким образом, исходя из данных о видовом составе эвгленид обследованных озёр можно сделать вывод о том, что они относятся к б- и в-мезосапробным водоёмам. Основное ядро таксономического состава эвгленид является единым для всех обследованных водоёмов (роды *Euglena, Trachelomonas*). Это находит свое объяснение в эврибионтности многих видов эвгленовых жгутиконосцев.

Озёра Смолино и Б. Игиш относятся к б-мезосапробным и стремятся к полисапробности. Искусственные загрязнения приводят к изменениям сапробности вод, что отражается на их качестве, приводя к полной непригодности.

Список литературы

1. Ветрова З.И. Бесцветные эвгленовые водоросли Украины // Киев: Наук. думка, 1980. – 460 с.
2. Волкова О.В., Елецкий Ю.К. Основы гистологии с гистологической техникой // М.: Медицина, 1982. – 304 с.
3. Гельцер Ю.Г. Методы изучения почвенных простейших // В кн.: Почвенные простейшие. Протозоология. Л.: Наука, 1980. – С. 154-165.

4. Гусева К.А. Методы эколого-физиологического исследования водорослей // В кн.: Жизнь пресных вод. М.-Л.: изд-во АН СССР, 1956, т. 4, ч. 1. – С. 122-159.
5. Евгеньева Т.П. Гистологические методы в экспериментальной зоологии // М.: Наука, 1983. – 38 с.
6. Жадин В.И. Методика изучения донной фауны водоемов и экологии донных беспозвоночных // В кн.: Жизнь пресных вод. М.–Л.: изд-во АН СССР, 1956, т. 4, ч. 1. – С. 279-382.
7. Жуков Б.Ф. Атлас пресноводных гетеротрофных жгутиконосцев // Рыбинск, 1993. – 160 с.
8. Иванов А.В., Полянский Ю.И., Стрелков А.А. Большой практикум по зоологии беспозвоночных // М.: Высш. школа, 1981, т. 1. – 503 с.
9. Киселев И.А. Методика исследования планктона // В кн.: Жизнь пресных вод. М.-Л.: изд-во АН СССР, 1956а. т. 4, часть 1. – С. 183-256.
10. Киселев И.А. Методы исследования нейстона // В кн.: Жизнь пресных вод. М.-Л.: изд-во АН СССР, 1956б, т. 4, часть 1. – С. 266-271.
11. Кононский А.И. Гистохимия // Киев, 1976. – 278 с.
12. Комплексный доклад о состоянии окружающей среды Челябинской области в 2005 году // Челябинск, 2006. – 223 с.
13. Липеровская Е.С. Гидробиологический анализ активного ила // В кн.: Методика технологического контроля работы очистных сооружений городской канализации, 1977. – С. 201-215.
14. Лихачев С.Ф. Эвгленовые водоемов Омской области // Омск: изд-во ОмГПУ, 1997а. – 242 с.
15. Лихачев С.Ф. Комплексный подход к изучению фаун протистов на примере эвгленовых // В кн.: Методология и методика естественных наук. Омск: ОмИПКРО, изд-во ОмГПУ, 1997б. – С. 102-110.
16. Лихачев С.Ф. Методика эколого-фаунистических исследований протистов на примере эвгленовых // В кн.: Методология и методика естественных наук. Омск: ОмИПКРО, изд-во ОмГПУ, 1997в. – С. 111-127.

17. Лихачев С.Ф. Атлас эвгленовых жгутиконосцев водоемов Омской области и Северного Казахстана // Омск: ОмГПУ, 1999б. – 160 с.
18. Николюк В.Ф. Метод быстрого подсчета количества микроорганизмов в жидкой среде // Узб. гидробиол. ж., 1963, 5. – С. 81-32.
19. Пирс Э. Гистохимия // М., 1968. – 962 с.
20. Попова Т.Г. Эвгленовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР // М.: Сов. наука, 1955, 7. – 282 с.
21. Попова Т.Г. Эвгленовые водоросли // В кн.: Флора споровых растений. М.-Л.: Наука, 1966. т.8, вып.1. – 411 с.
22. Попова Т.Г., Сафонова Т.А. Эвгленовые водоросли // В кн.: Флора споровых растений СССР. Л.: Наука, 1976, т. 9, вып. 2. – 288 с.
23. Роскин Г.И., Левинсон Л.Б. Микроскопическая техника // М., 1957. – 467 с.
24. Суханова К.М. Класс Растительные жгутиконосцы. // В кн.: Фауна аэротенков. Л., Наука, 1984. – С. 40-82.
25. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. // Методы биологического анализа вод. Атлас сапробных организмов. М., 1977. – 227 с.
26. Усачев П.И. Количественная методика сбора и обработки фитопланктона // Тр. Всес. Гидробиол. общ., 1961, XI.
27. Sládeček V. The measure of saprobility // Verh. Intern. Verein Limnol., 1969, Bd. 17, s. 546-559.
28. Sládeček V. Sistem of water qualiti from biologikal point of view // In: Ergebnisse der Limnologie. Stuttgard, 1973. – pp. 212-218.

КОМПЬЮТЕРНЫЙ РЕГИСТР АУТОПСИЙНОГО МАТЕРИАЛА КОСТНОЙ ТКАНИ ЧЕЛОВЕКА КАК ОСНОВА ДЛЯ ДОЗИМЕТРИЧЕСКИХ, РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ И АНТРОПОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Толстых Е.И., Шагина Н.Б., Токарева Е.Э., Перемыслова Л.М., Дегтева М.О.

Россия, г. Челябинск, Уральский научно - практический центр радиационной медицины (УНПЦ РМ)

Развитие информационных технологий позволяет создавать и обрабатывать научно ориентированные базы данных для обобщения результатов исследований, выполненных в течение длительного периода времени. Особенно это важно для наблюдений за различными параметрами экосистем и человеческих популяций. Такие базы данных создают основу для изучения временных закономерностей развития процессов, происходящих в природе в течение, по крайней мере, десятилетий.

Принципиальное значение подобные научные базы данных имеют для радиоэкологических исследований в Уральском регионе, загрязненном долгоживущими радионуклидами (^{90}Sr и ^{137}Cs) в результате деятельности производственного объединения «Маяк». Основное загрязнение региона произошло в 1950-е годы прошлого века и коснулось территории севера и северо-востока Челябинской области, а также некоторых прилегающих районов Свердловской области [1]. Радиоактивное загрязнение территории было обусловлено следующими событиями: сбросы в реку Теча радиоактивных отходов ПО «Маяк» в период

1949-1956 гг. суммарной активностью 10^{17} Бк, что привело к загрязнению пойм рек Теча и Исеть; взрыв хранилища радиоактивных отходов ПО «Маяк» 29 сентября 1957 г. с выбросом в атмосферу $7{,}4 \cdot 10^{16}$ Бк суммарной активности и формированием на территории Челябинской и Свердловской областей Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС); ветровой перенос высохшего радиоактивного ила ($2 \cdot 10^{14}$ Бк) с берегов промышленного озера Карачай в период засухи 1967 г., что вызвало дополнительное загрязнение северной и северо-восточной части Челябинской области. Газо-аэрозольные выбросы ПО «Маяк» в 1950-1960-е годы также служили дополнительным источником радиоактивного загрязнения. Кроме того, как и на всей нашей планете, на Урале имели место глобальные выпадения радиоактивных веществ в период массовых испытаний ядерного оружия; пик выпадений пришелся на 1963-1964 гг.

В период с 50-х по конец 80-х годов прошлого века в Уральском научно-практическом центре радиационной медицины (УНПЦРМ) был накоплен уникальный материал по концентрации ^{90}Sr в образцах костной ткани человека. Важным является то, что подготовка проб, включающая оценку коэффициента озоления кости, и анализ содержания ^{90}Sr проводились по одной и той же методике, и данные, полученные в течение длительного периода, могут быть проанализированы совместно. Сбор аутопсийного материала в разные годы был организован А.М. Скрябиным, И.А. Сарапульцевым и И.М. Расиным.

В период 1995-2002 гг. в УНПЦ РМ был создан компьютерный регистр, включающий обширную информацию о донорах и пробах костей, так называемый *регистр аутопсийного материала*. Этот регистр позволяет проводить исследования, касающиеся не только проблем радиоактивного

загрязнения окружающей среды, но и более общих проблем антропологии и минерального обмена у человека. Краткое описание регистра применительно к решению конкретных научных задач было дано в ряде наших публикаций. Цель настоящей работы – представить все научные направления, в которых используются данные регистра как пример применения научно ориентированной базы данных для решения прикладных и фундаментальных научных проблем.

КОМПЬЮТЕРНЫЙ РЕГИСТР АУТОПСИЙНОГО МАТЕРИАЛА

Общее описание данных регистра

Регистр включает данные о 11254 пробах костной ткани от 6024 человек, проживавших в Челябинской, Курганской, Свердловской и Тюменской областях. Эти люди проживали на территории ВУРСа, в прибрежных селах рек Теча, Исеть, Тобол, в условиях глобального загрязнения территории. В настоящий момент регистр является самой большой в мире информационной базой данного профиля. Регистр представляет собой три файла, связанных между собой. Связующим звеном является уникальный индивидуальный идентификационный цифровой код, который присвоен каждому донору и который обеспечивает конфиденциальность (анонимность) информации. Фамилия и имя пациента не оглашаются и могут быть использованы только в УНПЦРМ при работе с базой данных.

Первый файл содержит информацию о доноре: идентификационный код; фамилия, имя; пол; год рождения; год смерти; место смерти - населенный пункт и плотность загрязнения ^{90}Sr территории пункта; причина смерти, включая

код Международной классификации болезней (МКБ-9). Второй файл содержит информацию о пробах: идентификационный код донора, название пробы, дата отбора, сырой вес, зольный вес, коэффициент озоления, удельная активность ^{90}Sr. Третий файл содержит описание источников информации: номера единиц хранения архивов УНПЦ РМ, номера анализов и т.д. Регистр аутопсий связан с основной медико-дозиметрической базой данных УНПЦ РМ «Человек», в которой систематизирована информация о более 100000 жителей Уральского региона.

Отбор проб костной ткани производился при паталого-анатомических вскрытиях в отделениях судебно-медицинской экспертизы Челябинской, Тюменской, Курганской и Свердловской областей в 1951-1993 гг. в рамках мониторинга радиоактивного загрязнения окружающей среды и человека. В различные периоды времени набор проб костной ткани от одного донора различался, поэтому частота встречаемости проб неодинакова. Средний вес сырой пробы составлял 60 г. Возраст доноров – от новорожденных до 99 лет; года рождения от 1872 до 1984. Наибольшее количество составляют пробы ребра – 4685.

Относительный вклад различных причин смерти среди лиц, включенных в регистр аутопсий, представлен в табл. 1. Структура причин смерти характерна для отделений судебно-медицинской экспертизы, где отбирались пробы костного материала.

Таблица 1

Причины смерти в различных возрастных группах лиц, включенных в регистр аутопсий

Причины смерти (классы заболеваний по МКБ-9)[а]	Процентный вклад в структуру причин смерти в возрастных группах, годы						
	≤5[б]	6-10	11-18	19-25	26-40	41-60	>60
1. Инфекционные	6,1	2,67	0,37	2,5	1,3	1,8	2,9
2. Новообразования	1,36	0	4,1	1,0	2,5	6,8	10,9
7. Сердечно-сосудистые	1,02	6,7	3,69	4,6	11,9	31,7	37,8
8. Органы дыхания	43,4	6,7	3,69	0,6	1,5	3,8	5,8
16.Неточно обозначенные состояния	16,1	16	10,3	10,0	9,8	11,5	12,3
17. Травмы	22,4	62,7	72,7	74,7	68,0	39,3	22,1
Остальные классы	9,6	5,2	5,2	6,6	5,0	5,1	8,2
Число человек	295	75	271	479	1466	1993	987

а - использование МКБ-9 связано с тем, что постановка диагноза была произведена до принятия более поздних систем МКБ. Кодирование причин смерти было выполнено научным сотрудником эпидемиологического отдела УНПЦ РМ Гудковой Н.В.

б - не включена смертность до 1 года

Как видно, основными причинами смерти в группе детей до 5 лет были заболевания органов дыхания (8 класс, обычно воспаления легких), а также травмы (17 класс). В остальных группах максимальный вклад вносят травмы (17 класс), с возрастом увеличивается доля сердечно-сосудистых заболеваний (7 класс). Доля причин смерти, потенциально связанных с изменениями минерального обмена, которые могут повлиять на задержку ^{90}Sr и на показатели минеральной плотности, не превышает нескольких процентов.

Уровни загрязнения ^{90}Sr территории населенных пунктов включены для лиц, проживавших на территориях прилегающих к ВУРСу. Значения плотности загрязнения были взяты, главным образом, из работы Бакурова А.С. и др. [2]. В работе приведены начальные плотности загрязнения (на 1957 г.) для 157 населенных пунктов Челябинской области. Для оценки плотности загрязнения ^{90}Sr остальных населенных пунктов, наиболее удаленных от ПО «Маяк», были использованы карты Челябинской области, на которые нанесены границы загрязнения с различной плотностью (рис. 1). Карта отражает суммарное загрязнение территорий от всех источников ^{90}Sr на 1994-1997 гг. Чтобы получить первоначальную плотность загрязнения на 1957 г., значения экстраполировали с поправкой на скорость радиоактивного распада ^{90}Sr. Очевидно, что для таких населенных пунктов (НП) плотность загрязнения оценена с большой погрешностью. Следует также отметить, что если для НП имелись данные о содержании ^{90}Sr в почвах территории жизнеобеспечения (5 км вокруг НП), то за основу были взяты именно эти значения. Данные для Свердловской области были взяты из работ [3,4]. Таким образом, каждому донору была приписана плотность загрязнения его населенного пункта согласно месту его последнего проживания.

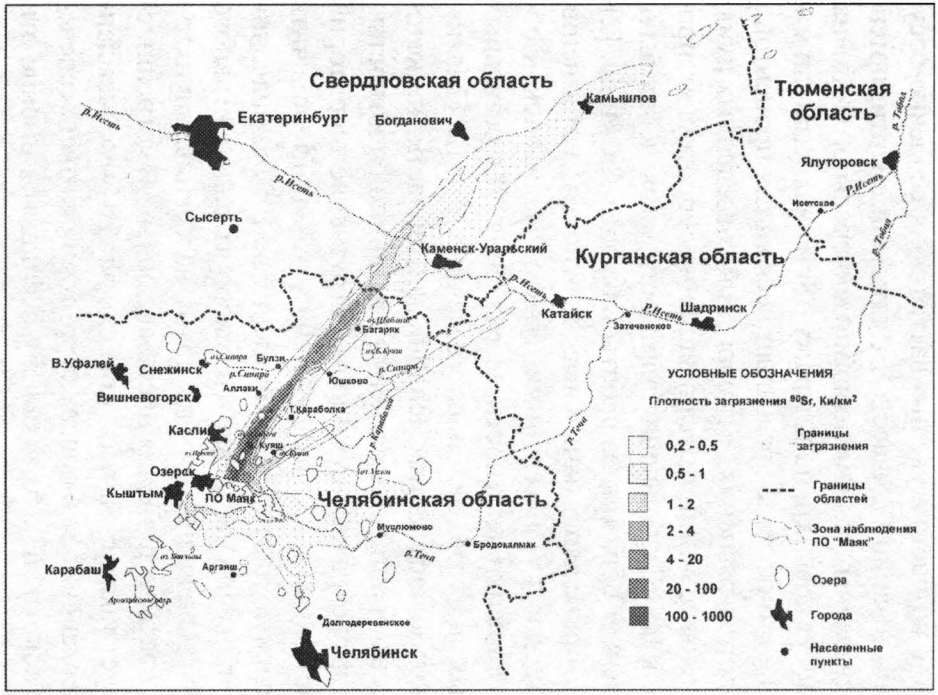


Рисунок 1. Карта-схема загрязнения территории Южного и Среднего Урала ^{90}Sr на 1997 г. Выполнена на основе Карты современных (на 1997 г.) уровней загрязнения почв Южно-Уральского региона стронцием-90 от аварий 1957 и 1967 гг. на ПО «Маяк». (Межведомственная комиссия по радиационному мониторингу, Институт глобального климата и экологии, 2000)

Методы измерения содержания минеральных веществ и удельной активности ^{90}Sr в кости

До 1960 гг. основным методом измерения содержания ^{90}Sr в костной ткани был радиометрический. После озоления суммарную β - активность пробы определяли с использованием торцевого счетчика, калиброванного по $^{90}Sr+^{90}Y$. Однако, начиная с 1959 г., уже применялся радиохимический метод, основанный на соосаждении нитратов [5,6]. Позднее определение ^{90}Sr в пробах проводилось с использованием МИОМФа. Относительная ошибка радиохимического метода на уровне 95% доверительной вероятности составляла 20% в диапазоне 0,4-100 Бк $кг^{-1}$ ^{90}Sr в образце и 14% для измеренных уровней выше 100 Бк $кг^{-1}$. Сопоставление результатов измерений ^{90}Sr в одних и тех же образцах костной ткани, полученных методами радиометрии и радиохимии, показало хорошую сходимость результатов [7], что позволяет их анализировать совместно. Подготовка пробы включала озоление в муфельной печи при температуре 600°С. Золу взвешивали, после чего находили коэффициент озоления как отношение веса золы и сырого веса пробы. Содержание минеральных веществ (МВ) рассчитывали как производное от коэффициента озоления, умножая коэффициент на 1000. В результате, содержание МВ оценивали в граммах на килограмм сырого веса кости.

Информация о коэффициентах озоления проб была необходима для расчета содержания ^{90}Sr в организме жителей Уральского региона, однако, до 2003 г. не использовалась для анализа половозрастных закономерностей содержания МВ в различных костях скелета.

ОСНОВНЫЕ ОБЛАСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ДАННЫХ РЕГИСТРА АУТОПСИЙ

Изучение накопления ^{90}Sr в костной ткани жителей Уральского региона

Содержание ^{90}Sr в организме человека является важной (конечной) характеристикой миграции радионуклида по биологическим цепочкам. Сопоставление содержания ^{90}Sr в организме людей, проживавших на различном расстоянии от источника попадания радионуклида в биосферу, дает наглядную картину изменения концентрации радионуклида в объектах внешней среды вследствие различных естественных и социальных причин.

Большое количество работ посвящено миграции радионуклидов в почве, воздушной и водной среде. Однако для попадания радионуклидов внутрь организма большое значение имеют факторы, которые можно отнести к социальным. Например, организация водоснабжения в населенном пункте, которая определяет степень использования загрязненной речной воды для питья и бытовых нужд; источники продуктов питания (местные или привозные); выполнение запретов на те или иные виды использования загрязненных территорий и т.п. Влияние этих факторов делает весьма приблизительными общепринятые оценки доз облучения населения, базирующихся на данных о плотности загрязнения территорий самого НП, а также окрестных полей и пастбищ.

В этой ситуации данные по содержанию радионуклидов в организме человека имеют принципиальное значение. Они позволяют восстанавливать или верифицировать функцию поступления радионуклида.

Данные по реке Теча. Сбросы радиоактивных отходов ПО «Маяк» в реку Теча в период 1949-1956 гг. привели к существенному загрязнению речной воды и поймы реки. Оценка содержания ^{90}Sr в организме жителей прибрежных сел реки Теча имеет определяющее значение для расчетов доз облучения населения.

В регистре аутопсий имеются данные о 1210 пробах от 246 человек, проживавших на реке Теча. Однако основная информация о содержании ^{90}Sr в организме прибрежных жителей была получена с использованием спектрометра излучений человека (СИЧ-9.1), который позволяет прижизненно измерять содержание ^{90}Sr в скелете [8]. С помощью СИЧ-9.1 было выполнено более 38000 измерений для 20500 человек. Именно эти данные легли в основу расчета доз пострадавшего населения [9], а также в основу разработки моделей поведения Sr в организме человека [10].

Информация регистра аутопсий была использована в качестве одного из наборов данных для верификации биокинетической модели (биокинетической стронциевой модели БСТ [10]), поскольку результаты измерений костных проб охватывают более ранний период времени (с 1951 г.) по сравнению с измерениями СИЧ-9.1 (с 1974 г.). На рис. 2 показано сопоставление расчетных значений с результатами измерений содержания ^{90}Sr в скелете для взрослых жителей НП Метлино и Муслюмово, расположенных в верхнем и среднем течении р. Теча [11].

Как следует из рис. 2, модель удовлетворительно описывает задержку ^{90}Sr в скелете в первые годы после попадания ^{90}Sr в организм.

Для целей моделирования биокинетики Sr в организме беременной женщины и плода были также использованы данные по переходу ^{90}Sr в системе мать-плод [12]. В регистре

аутопсий находятся результаты измерения содержания ^{90}Sr в костной ткани у женщины и ее мертворожденной двойни. Кроме того, матери пяти мертворожденных детей (данные о детях есть в регистре аутопсий) были в последующем измерены на СИЧ-9.1. Это позволило для каждой женщины оценить коэффициент перехода ^{90}Sr из скелета матери в плод, представляющий отношение концентрации ^{90}Sr в костной ткани ребенка (в единицах количества Sr на 1 г Ca) к таковому у матери (рис.3). Полученные оценки коэффициента перехода легли в основу верификации моделей перехода остеотропных радионуклидов в системе мать-плод, принятых Международной комиссией по радиологической защите в Публикации 88 [13].

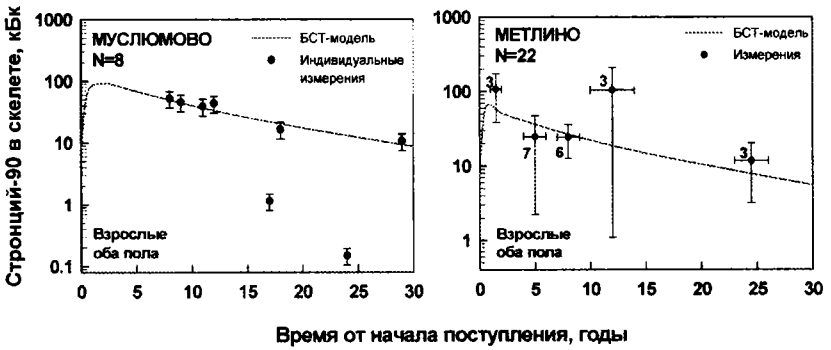


Рисунок 2. Радиохимические и радиометрические измерения содержания ^{90}Sr в скелете для взрослых жителей НП Муслюмово и НП Метлино в сравнении с модельными расчетами (БСТ-модель) в первые годы после загрязнения реки Теча

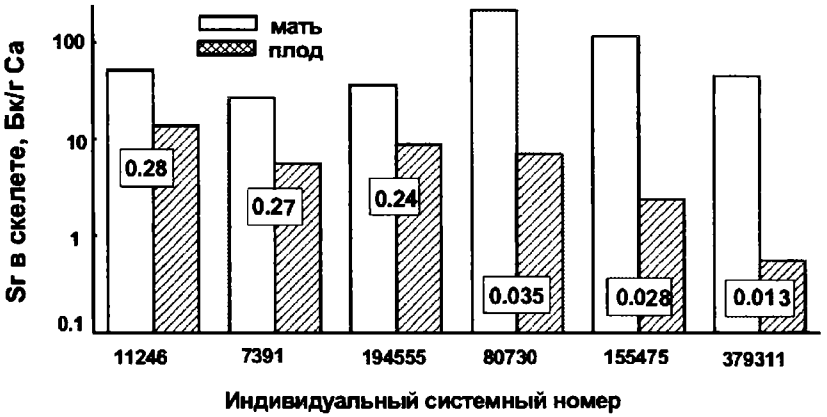


Рисунок. 3. Концентрация ^{90}Sr в материнском скелете и в скелете плода. Цифрами на рисунке показаны значения индивидуальных коэффициентов перехода ^{90}Sr из скелета матери в скелет плода. Цифрами под столбиками показаны индивидуальные системные номера матерей

Данные по реке Исеть. Населенные пункты по реке Исеть можно разделить на 2 группы: НП, расположенные выше впадения р. Теча, и НП, расположенные ниже впадения р. Теча, которая была основным источником радиоактивного загрязнения р. Исеть. Это позволяет оценить роль выноса радионуклидов с водой р. Теча, в накопление ^{90}Sr жителями сел на р. Исеть. На рис. 4 представлены результаты измерения концентрации ^{90}Sr в костных пробах жителей г. Каменска-Уральского (80 км до впадения р. Теча) и г. Шадринска (60 км после впадения р. Теча). Различия в уровне накопления ^{90}Sr составляют более 3 раз.

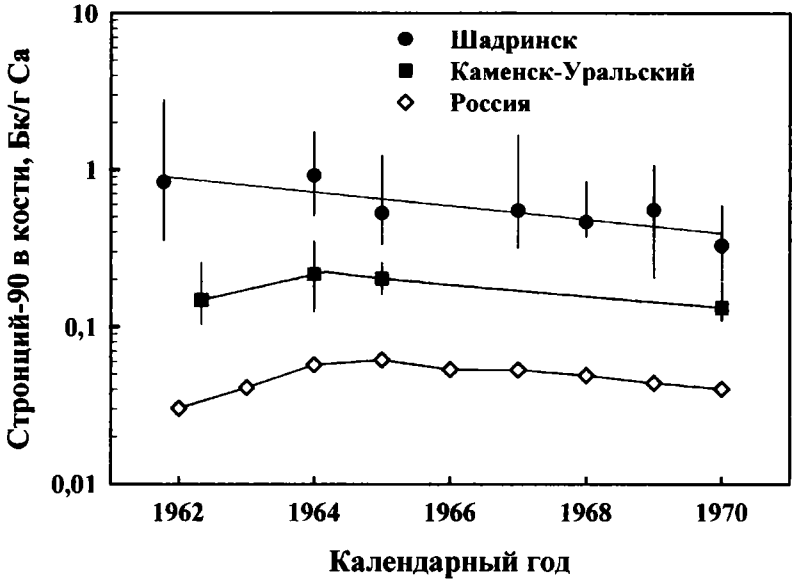


Рисунок 4. Медианные значения содержание ^{90}Sr в скелете взрослых жителей г. Шадринска (n=107) и жителей Каменска-Уральского (n=61). Вертикальные линии ограничивают 25 и 75 процентили измеренных величин. Концентрация ^{90}Sr в костной ткани жителей г. Шадринска в 1961 г. приводится по данным М. Саурова [14]. Средние значения по России взяты из отчетов Государственного комитета по использованию атомной энергии [15,16].

Отбор проб костной ткани жителей г. Каменск-Уральского проводился в связи с аварией 1957 г., когда произошел взрыв хранилища радиоактивных отходов на ПО «Маяк» с образованием Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Первоначальная плотность загрязнения по ^{90}Sr в г. Каменск-Уральском составляла 0,5-2 Ки/км^2. Как видно на рис. 4, содержание ^{90}Sr в костной ткани жителей г. Шадринска в 1970-е годы составляло 0,3-0,9 Бк/г Са. Содержание

^{90}Sr в организме жителей г. Каменск-Уральского было в 2,5 раза ниже. Следует отметить, что накопление ^{90}Sr в кости у жителей гг. Шадринска и Каменск-Уральского статистически значимо превышало глобальные уровни: в 3 и 5 раз, соответственно.

Рис. 5 иллюстрирует уровни накопления ^{90}Sr в костной ткани жителей прибрежных сел рек Теча и Исеть (измерения 1978-1980 гг.) В анализ также были включены данные по г. Ялуторовску, расположенному на р. Тобол в 2 км от места впадения р. Исеть.

Рисунок 5. Медианные значения концентрации ^{90}Sr в образцах костной ткани у взрослых жителей прибрежных НП рек Теча, Исеть, Тобол: **1- Муслюмово** (n=123); **2- Затеченское** (n=45); **3- Шадринск**; **4- Исетское** (n=25); **5- Ялуторовск** (n=48). Значения для г. Шадринска получены методом экстраполяции по данным рис. 4 с помощью биокинетической модели поведения Sr [11]. Вертикальные линии ограничивают значения 25 и 75 процентилей. Заштрихованная область - среднее значение по России, приводится по отчету Государственного комитета по использованию атомной энергии [17].

Обращает на себя внимание, что уровни накопления ^{90}Sr у жителей прибрежных сел р. Исеть (ниже впадения р. Теча) практически не различаются между собой, несмотря на различия в местоположении относительно источника сбросов радиоактивности. Это говорит о близких уровнях поступления ^{90}Sr на всем интересующем участке р. Исеть. Вместе с результатами измерений загрязнения продуктов питания данные регистра аутопсий могут быть использованы для оценки уровня поступления ^{90}Sr жителям прибрежных сел реки Исеть. Как следует из анализа рис.5, уровни поступления, а значит, и дозы облучения от ^{90}Sr, у жителей прибрежных сел р. Исеть будут в десятки раз ниже, чем у жителей прибрежных сел р. Теча. Работа по оценке уровней поступления ^{90}Sr и доз облучения жителей в настоящее время проводится в УНПЦ РМ.

Данные по НП, расположенных на территориях с различной плотностью загрязнения по ^{90}Sr (Восточно-Уральской радиоактивный след и прилегающие территории). Для анализа содержания ^{90}Sr в костной ткани были использованы результаты измерения 2793 человек. На основании данных из регистра аутопсийного материала впервые был проведен ретроспективный анализ данных по посмертным измерениям содержания ^{90}Sr в костной ткани у жителей Уральского региона в период 1957-1988 гг., который подробно описан в работе Толстых и др., 2005 [18]. Была прослежена во времени связь между плотностью загрязнения почвы и накоплением ^{90}Sr в организме человека, а также оценено влияние пола и возраста на задержку ^{90}Sr в костной ткани.

Оказалось, что содержание ^{90}Sr в организме жителей значительной территории севера, северо-востока Челябинской и прилегающих районов Свердловской области в несколько раз превышало средне-российские значения.

При значительном количестве измерений прямая зависимость между плотностью загрязнения территорий и концентрацией ^{90}Sr в скелете человека прослеживается в течение 30 лет после аварии 1957 г. (рис. 6). Для конкретных населенных пунктов зависимость между плотностью загрязнения почвы ^{90}Sr может быть выражена слабо вследствие действия различных биологических и социальных факторов.

Данные регистра аутопсий, касающиеся территории ВУРСа, используются для восстановления и верификации функции поступления ^{90}Sr [19], а также для верификации функции поступления короткоживущих радионуклидов [20]. Последняя задача базируется на использовании целого набора данных из различных регистров УНПЦ РМ: регистр измерений суммарной бета-активности проб продуктов питания (данные 1958-1960 гг.); регистр измерений суммарной бета-активности кала у жителей наиболее загрязненных НП на ВУРСе (данные 1958-1960 гг.). Кроме того, используются данные по радионуклидному составу выпадений на территории ВУРСа [1, 21].

Изучение половозрастных особенностей накопления ^{90}Sr. Данные регистра позволили проанализировать возрастные особенности накопления и выведения ^{90}Sr, которые определяются процессами роста скелета. Впервые показано [18], что наибольшее количество глобального ^{90}Sr обнаруживается в костях у лиц 1949-1955 годов рождения (Рис. 7). Эти лица были подростками в период максимума глобальных выпадений (1962-1964 гг.). Для них период юношеского ростового рывка, когда происходит максимальная аккумуляция остеотропных веществ в скелете, совпал с максимумом поступления ^{90}Sr в биосферу.

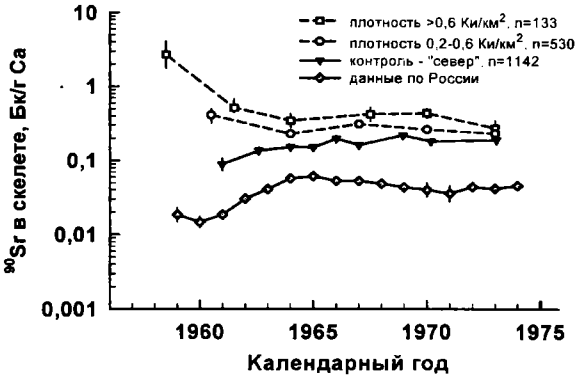


Рисунок 6. Концентрация ^{90}Sr в скелете различных групп населения в зависимости от календарного года. Точками показаны средние геометрические значения. Вертикальные линии ограничивают ошибку среднего геометрического. Данные для России взяты из отчетов Государственного комитета по использованию атомной энергии и Национальной комиссии по радиационной защите [15-17].

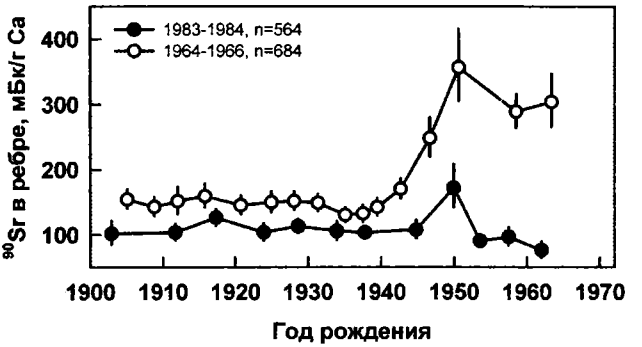


Рисунок 7. Концентрация ^{90}Sr в ребре у жителей севера Челябинской области и прилегающих районов Свердловской области в зависимости от года рождения. Точками показано среднее геометрическое. Вертикальные линии ограничивают ошибку среднего геометрического. Данные 1964-1966 гг. – белые кружки, данные 1983-1984 гг. – черные кружки.

Изучение минеральной плотности костной ткани у жителей Уральского региона

Коэффициент озоления, который представляет собой отношение массы зольного остатка к массе сырой кости, использован для оценки уровня минерализации костных образцов. Различные значения коэффициента озоления для трабекулярных и кортикальных костей связаны с наличием в губчатой кости полостей, заполненных жидкостью (костным мозгом). Содержимое этих полостей практически исчезает при озолении, то есть коэффициент озоления служит характеристикой минеральной плотности костной ткани.

Особенности минеральной плотности различных костей скелета в зависимости от пола и возраста. Подробный анализ половозрастных особенностей минеральной плотности отдельных костей скелета представлен в работе [22]. В работе были изучены зависимости минерализации и деминерализации отдельных участков скелета у мужчин и женщин в возрастном диапазоне от новорожденных до 90 лет.

Были выявлены следующие закономерности: (1) скорость увеличения минеральной плотности кости в период детства и юношества изменяются от 1,3-1,5% в год (ребро) до 0,5-0,9% для проб черепа и малой берцовой кости; (2) для ряда костей наблюдается период плато, то есть период с незначительными изменениями количества МВ (позвонок, грудина, череп, малая берцовая кость); (3) скорость потери минеральных веществ в пожилом возрасте зависит от пола человека и типа кости и изменяются от 0,2-0,3% у мужчин и женщин в различных участках скелета до 0,8 % в год (малая берцовая кость, женщины после 50 лет). Значения скоростей минерализации и деминерализации кортикальных костей были в 1,5-2 раза выше у женщин, чем у мужчин.

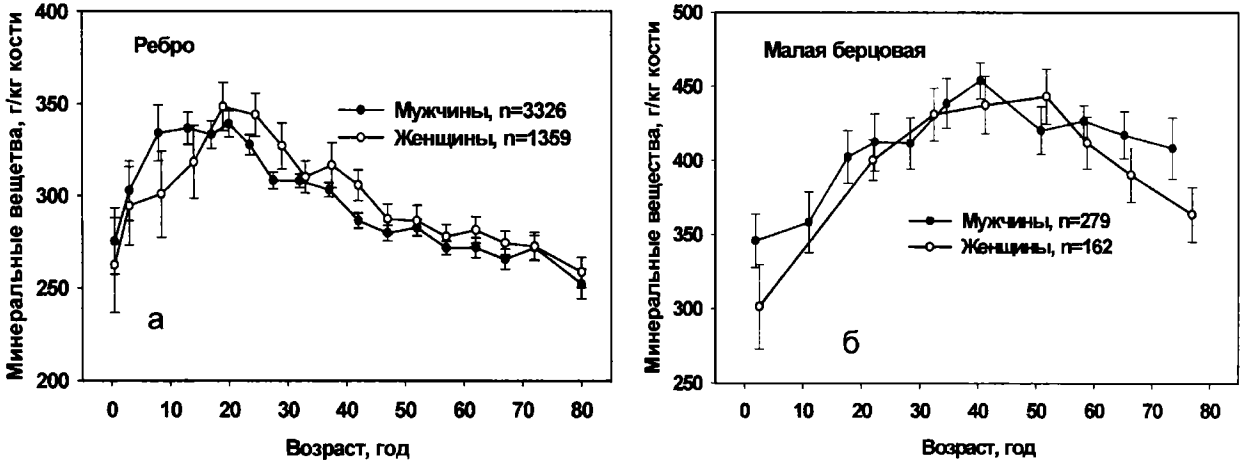


Рисунок 8. Содержание МВ в костях скелета мужчин и женщин в зависимости от возраста (а - ребро, б - малая берцовая кость)

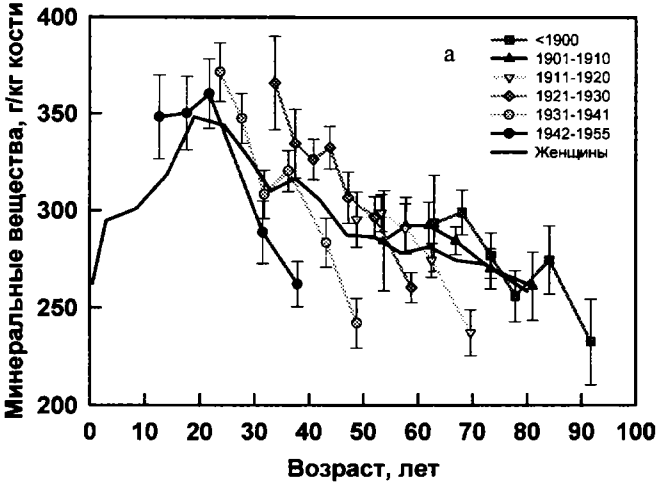
Наши результаты согласуются с данными литературы по возрастной динамике минеральной плотности отдельных костей. Большое количество измерений позволило получить более полную картину возрастных изменений концентрации МВ в недостаточно изученных в этом плане отделах скелета (ребро, грудина, малая берцовая кость). Для примера, на рис. 8 представлены данные для ребра и малой берцовой кости.

Оценка векового тренда степени минерализации кости. Вековым трендом принято называть продолжительное, охватывающее многие группы населения разных континентов, увеличение длины тела взрослого населения в XIX и XX веке. Это явление совпадает по времени с явлением ускоренного роста и развития детей - акселерацией. Большинство исследователей рассматривают эти два явления как единый процесс сдвигов в реализации генетического потенциала соматических способностей человека [23,24]. Явления векового тренда и связанных с ним явлений акселерации подробно изучено на показателях, которые поддаются ретроспективному анализу: возраст менопаузы, возраст менархе, размеры тела человека [23-27]. Данные регистра аутопсий позволяют впервые провести исследования векового тренда по показателю содержания МВ, то есть по минеральной плотности костной ткани.

Оценка векового тренда степени минерализации кости потребовала обобщения всех результатов измерения содержания МВ в ребре. Пробы ребра составляют основную часть содержащихся в регистре проб аутопсийного материала (более 4,5 тыс.). Они отбирались в течение почти 40 лет, при этом интенсивность отбора имела выраженные максимумы, которые приходились на первую половину 1960-х, первую половину 1970-х и первую половину 1980-х годов. Таким образом, имеющиеся данные позволили провести попе-

речные исследования, когда информация собрана для всех возрастных групп за короткий промежуток времени (одна временная точка). Такой анализ дает представление о возрастных зависимостях только на момент исследования и в связи с действием вековых трендов, сменой образа жизни, структуры питания, характера медицинского обслуживания не может использоваться в прогностических целях. Для прогностических целей более подходящими следует считать длительные (продольные) исследования, выполненные, на одной группе лиц. В наших исследованиях используются данные, полученные *post mortem*, и информация из регистра аутопсий позволяет проследить изменения минеральной плотности у группы людей одного года рождения, то есть провести своего рода продольные исследования.

Согласно полученным данным, у людей, родившихся в разные периоды XX века, существенно различаются как абсолютные значения содержания МВ, так и скорости возрастной деминерализации. Особенно значительные различия наблюдаются у женщин (рис. 9а). Скорость деминерализации у женщин 1942-1955 г.р. была 1,99% в год; 1931-1941 г.р. – 1,55%; 1921-1930 г.р. – 1,22% в год. Наименьшее содержание МВ в ребре (ниже 250 мг/кг) в группе 1931-1941 г.р. было достигнуто в 50 лет, в группе 1911-1920 г.р. – в 70 лет, у лиц, родившихся ранее 1900 г.р. – в 90 лет. У женщин, родившихся в конце XIX - начале XX века, потеря МВ происходила значительно медленнее, минимальные значения содержания МВ достигались в более преклонном возрасте, чем у женщин, родившихся позже. У мужчин (Рис. 9б) прослеживаются аналогичные закономерности, но проявляются они в меньшей степени. В сопоставимых возрастных группах скорости потери МВ у мужчин составляли: 1,47%, 1,29% и 0,97% в год, соответственно.



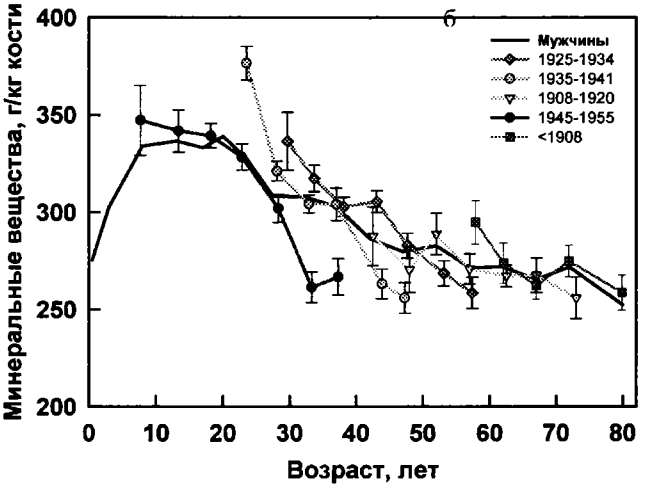


Рисунок. 9. Возрастная динамика содержания МВ в ребре у мужчин (а) и женщин (б) различных годов рождения. Вертикальные линии ограничивают ошибку среднего. Пунктирная линия показывает возрастную кривую на основе усреднения данных для всех годов рождения

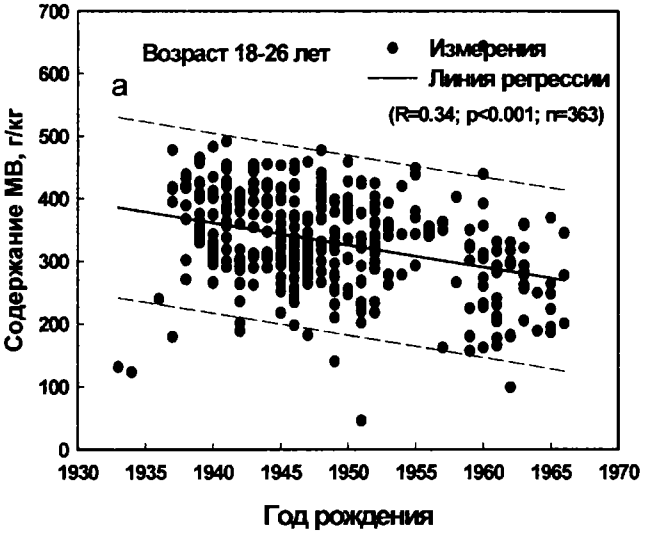
Ни в одной группе мужчин средний уровень минерализации не опустился ниже 250 г/кг. У мужчин и у женщин можно предположить изменение (укорочение) периода «плато» в содержании МВ и/или снижение возраста (омоложение) наступления «плато».

Все это позволяет заключить, что в популяции наблюдался вековой тренд изменения минеральной плотности костной ткани. Более наглядно его существование иллюстрирует рис. 10 а,б, где представлено содержание МВ в ребре в зависимости от года рождения в группах с фиксированным возрастом. Содержание МВ у лиц 18-26 лет, родившихся в период с 1933 по 1966 гг., снизилось почти на 30%, то есть на 10% за каждые 10 лет. В группе лиц, родившихся в период с 1899 по 1932 гг., содержание МВ снизилось только на 16%. Таким образом, скорости снижения МВ (скорости векового тренда) различались в разные периоды XX века.

Данные регистра аутопсий позволяют более подробно исследовать особенности векового тренда изменения минеральной плотности. Эта работа проводится в настоящее время в УНПЦ РМ.

Изучение действия ^{90}Sr на минеральную плотность костной ткани

Средняя длина пробега β-частиц в костной ткани с энергией, характерной для спектра излучения ^{90}Sr-^{90}Y, составляет 0,6 мм. В результате, преимущественному облучению подвергается костный мозг и костные поверхности. Воздействие ^{90}Sr является частным случаем влияния ионизирующего облучения на костную ткань. Чтобы оценить влияние радиационного воздействия ^{90}Sr на минеральную плотность кости, была исследована связь между концент рацией ^{90}Sr



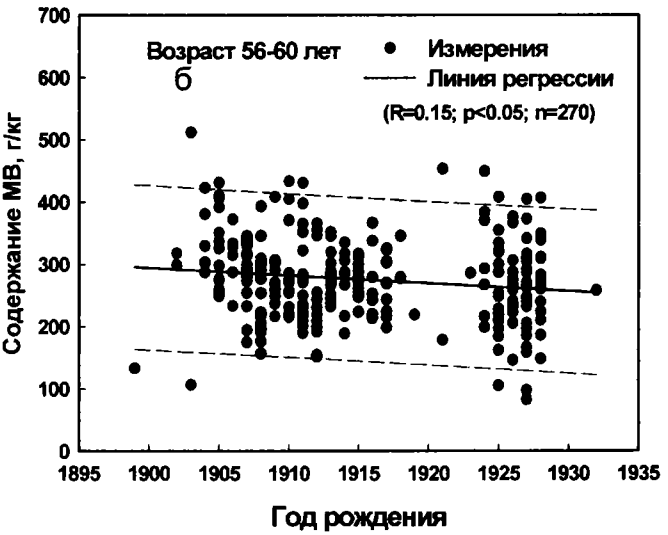


Рисунок 10. Индивидуальные значения содержания МВ в ребре у мужчин в возрасте 18-25 лет (а) и 56-60 лет (б) в зависимости от года рождения.

в ребре и содержанием минеральных веществ в одних и тех же образцах (рис. 11). В группу вошли жители Уральского региона, однородные по возрасту (50-60 лет на момент измерения, года рождения 1917-1924), проживавшие как на территории, прилегающей к ВУРСа, так и в прибрежных селах реки Теча. Наибольшая концентрация ^{90}Sr в ребре у них составляла 15,7 Бк/г Са, максимальная доза облучения красного костного мозга составила 0,6 Гр.

По данным регрессионного анализа, связь между концентрацией ^{90}Sr и минеральной плотностью кости была статистически незначима. Таким образом, полученная совокупность данных указывает на отсутствие прямого влияния облучения ^{90}Sr (в диапазоне доз облучения до 0,6 Гр на красный костный мозг) на минеральною плотность кости.

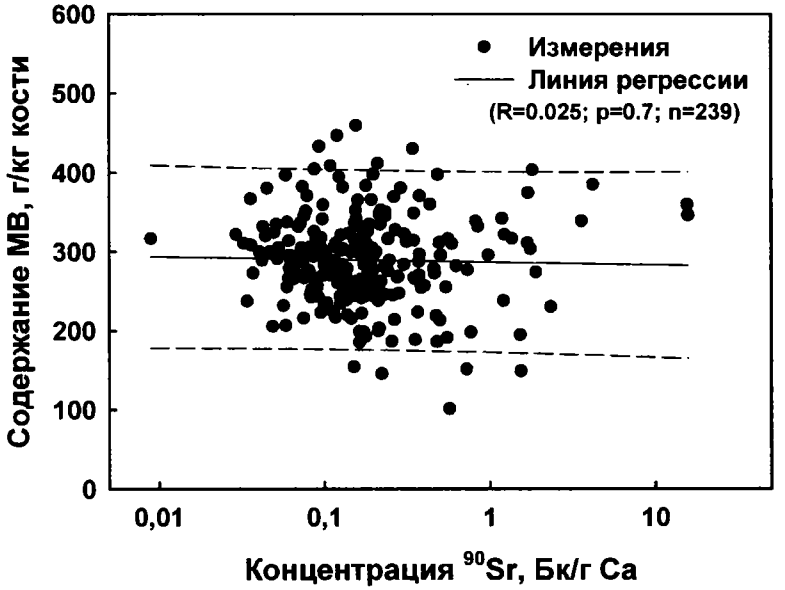


Рисунок 11. Зависимость между концентрацией ^{90}Sr в образцах ребра и минеральной плотностью костной ткани у мужчин.

Исследования влияния ионизирующего излучения на различные показатели минерального обмена и перестройку кости будут продолжены с привлечением других наборов данных, регистра прижизненных измерений содержания ^{90}Sr в скелете и т.д.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Одним из основных организаторов отбора костных проб в Уральском регионе был Анатолий Михайлович Скрябин, который в настоящее время работает в Гомельском центре радиационной медицины. При личной встрече в декабре 2006 г. он высказал мысль, что в период сбора образцов при анализе были «сняты только верхушки», то есть основная масса информации, которую можно извлечь из данных по костным пробам, так и осталась невостребованной. Регистр аутопсийного материала костных проб жителей Уральского региона в настоящее время является базой для проведения исследований в различных областях знаний: радиобиологии, радиоэкологии, антропологии, физиологии костной ткани. Кроме того, нельзя недооценивать его практическое применение для целей радиационной гигиены и ретроспективной дозиметрии применительно к Уральскому региону. С его помощью в течение последних 5 лет были получены новые знания, нашедшие свое отражение в публикациях рецензируемых журналах различной направленности: «Радиобиология и Радиоэкология», «Морфология», «Международный журнал радиационной медицины», «Radiation protection dosimetry».

Основными направлениями работы с регистром в нестоящее время являются задачи из области антропологии и радиобиологии:

- применение различных математических подходов к анализу векового тренда изменения минеральной плотности костной ткани у жителей Уральского региона во второй половине XX века;
- оценка возможной связи между минеральной плотностью костной ткани и выбросами ^{131}I с ПО «Маяк» в 1950-е годы.

Вероятно, со временем могут появиться новые задачи, для решения которых будет пригоден регистр аутопсийного материала.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, проект 07-04-96084.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона. / Под ред. Шойгу С.К. М.: «Комтехпринт». – 2002 – 287 с.
2. Бакуров А.С., Романов Г.Н.,. Шеин Г.П. Динамика радиационной обстановки на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности. – 1997. – № 4. – С. 68– 74.
3. Волобуев П.В., Баженов А.В., Жуковский М.В., Заболотских В.А., Кулигин А.П., Кямкин А.М., Штинов Н.А. Расчет суммарных (накопленных) эффективных доз облучения населения на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в Свердловской области / Отчет НИР. – Екатеринбург, 1995. – 12. с
4. Перечень населенных пунктов, утвержденный Росгидрометом 15 августа 2003г. Средняя плотность загрязнения почв ^{90}Sr населенных пунктов и ареалов землепользования на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в Свердловской

области по реконструированной карте Института глобального климата и экологии Росгидромета и РАН на 1957г. – Екатеринбург, 2003. – 10 с.
5. Инструктивно-методические указания по работе санитарно-эпидемиологических станций в области радиационной гигиены. – М: Медгиз, 1960. – 136. с.
6. Сборник радиохимических и дозиметрических методик / Под ред. Н.Г. Гусева, Ю.Я. Маргулиса, А.Н. Марея, Н.Ю. Тарасенко, Ю.М. Штуккенберга. – М., 1959. – 55 с.
7. Degteva M. O., Kozheurov V. P., Tolstykh E. I. Retrospective dosimetry related to chronic environmental exposure // Rad. Prot. Dosimetry. – 1998. –№ 79. – P. 155-160.
8. Kozheurov V.P. SICH.-9.1- A Unique Whole-body Counting System for Measuring ^{90}Sr via Bremsstrahlung: the Main Results from a Long-term Investigation of the Techa River Population // Sci. Total Environ. – 1994.– Vol. 142 – № (1– 2) – P. 37-48.
9. Дегтева М.О., Толстых Е.И., Воробьева М.И. Шагина Н.Б., Кожеуров В.П., Анспо Л.Р., Напье Б.А. Усовершенствование системы реконструкции доз для оценки риска отдаленных последствий для когорты реки Теча // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2001. – Т. 46. – № 6. – С. 9-21.
10. Толстых Е.И., Дегтева М.О., Шагина Н.Б., Кожеуров В.П., Репин В.С., Берковский В., Носске Д. Биокинетические модели для стронция: оценка надежности в отдаленный период после поступления в организм // Международный журнал радиационной медицины. – 2002. – Т. 4. – С. 134-143.
11. ShaginaN.B.,TolstykhE.I.,DegtevaM.O..Improvementsinthebiokineticmodelforstrontiumwithallowanceforageandgenderdifferences inbonemineralmetabolism//Rad.Prot.Dosimetry.–2003.–Vol.105.– № (1-4). – P. 619-622.
12. Tolstykh E.I., Kozheurov V.P., Degteva M.O., Burmistrov D.S. Strontium Transfer from Maternal Skeleton to the Fetus Estimated on the Basis of the Techa River Data // Radiat. Protec. Dosimetry. – 1998. –Vol. 79. – №. (1-4). – P. 307-310.

13. ICRP. Publication 88, Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the Mother. Annals of the ICRP 31(1-3) Elsevier Science Ltd, Oxford. Corrected version, May, 2002. – 511 p.
14. Сауров М.М. Радиационно-гигиеническая оценка естественного движения населения, подвергшегося хроническому воздействию продуктов деления урана/ Дисс. докт. мед. наук. – Москва, 1968, 663 с.
15. Марей А.Н., Борисов Б.К., Бархударов Р.М. Стронций-90 в костной ткани населения Советского Союза. (1957-1967 гг.). Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР. НКРЗ при МЗ СССР. – М.: Атомиздат, 1968. – 21 с.
16. Марей А.Н., Борисов Б.К. Динамика ^{90}Sr в костной ткани населения Советского Союза за период 1969-1971 гг. // Гигиена и санитария. – 1972. №7. – С. 57– 69.
17. Прокофьев О.Н., Антонова В.А., Голубева Т.Н. Динамика эффективной эквивалентной дозы в РСФСР от поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs с рационом. М.: ЦНИИатоминформ, 1987, 31 с.
18. Толстых Е.И., Перемыслова Л.М., Шагина Н.Б., Дегтева М.О., Воробьева М.И., Токарева Е.Э., Сафронова Н.Г. Особенности накопления и выведения стронция-90 у жителей Уральского региона в период 1957-1988 гг. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – № 4.– С. 464-473.
19. Толстых Е.И., Дегтева М.О., Воробьева М.И., Кожеуров В.П., Перемыслова Л.М. Поступление с продуктами питания и содержание ^{90}Sr в организме жителей, проживавших на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа. Сорокалетний опыт мониторинга // Международный журнал радиационной медицины. –2002. – Т. 4. – С. 127-133.
20. Толстых Е.И., Шагина Н.Б., Перемыслова Л.М., Дегтева М.О. Анспо Л.Р., Напье Б.А. Реконструкция поступления с рационом короткоживущих радионуклидов на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа: новые подходы. Материалы I Международной научно-практической конференции «Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды». 9-11 октября 2006 г. Челябинск.

Изд-во Челябинского государственного педагогического университета, 2006. – С. 54-59.
21. Авраменко М.И., Аверин А.Н., Лобойко Б.Г., Филин В.П., Дрожко Е.Г., Романов Г.Н., Глаголенко Ю.В., Мокров Ю.Г., Котов Е.С. Авария 1957 г. и Восточно-Уральский радиоактивный след: РФЯЦ-ВНИИТФ и ПО «Маяк»: Технический отчет по проекту МНТЦ № 48 / РФЯЦ-ВНИИТФ и ПО «Маяк». – Снежинск и Озерск, 1998. www.ch70.chel.su/vniitf/project/istc048/repsum.html
22. Толстых Е.И., Токарева Е.Э., Перемыслова Л.М., Дегтева М.О. Содержание минеральных веществ в различных костях скелета у жителей Уральского региона в зависимости от пола и возраста // Морфология. – 2003. – Т. 125. – № 2. – С. 72-75.
23. Волкова Т.В. Акселерация населения СССР. – М.: МГУ, 1988. – 72 с.
24. Миклашевская Н.Н., Соловьева В.С., Година Е.З. Ростовые процессы у детей и подростков. – М.: МГУ, 1988. – 183 с.
25. Властовский В.Г., Зенкевич П.И. Об изменении за последние 50 лет размеров тела взрослых мужчин и женщин г. Москвы в зависимости от их года рождения // Вопр. антропол. – 1969. Вып. 33. – С. 34-45.
26. Никитюк Б.А. Изменение возраста начала полового созревания и прекращения менструаций за последние 90 лет и связи между сроками менархе и менопаузы у русских женщин // Вопр. антропол. – 1973. – Вып. 45. – С. 40-50.
27. Никитюк Б.А. Факторы роста и морфофункционального созревания организма. – М.: МГУ, 1978. – 143 с.

УДК 574:539.16.047

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

И.В. Молчанова, В.Н. Позолотина, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская, Е.В. Антонова, Э.М. Каримуллина, Л.В.Лобанова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, 620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), сформировавшийся в результате аварии 1957 г. на ПО «Маяк», характеризуется высоким градиентом концентраций радионуклидов на его территории. Благодаря усилиям многих специалистов уже в первые годы были получены исходные данные о содержании радионуклидов в различных почвах, о поступлении их в урожай разных сельскохозяйственных культур и модифицирующем действии ряда физико-химических и экологических факторов. Решалась проблема получения «чистой» продукции с загрязненных земель, разрабатывались специальные технологии возделывания и обработки почв, проводились работы по оценке дозовых нагрузок, получаемых населением на загрязненных территориях [1-3]. Работы, выполненные в поставарийный период на территории ВУРСа, долгое время не были достоянием научной общественности. Лишь в 1993 г. после принятия «Государственной программы по радиационной реабилитации Уральского региона ...» были проведены открытые комплексные радиоэкологические исследования.

В этих работах принимали участие сотрудники Отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН, включая авторов статьи [4-7]. В настоящее время в пределах следа, особенно на территории бывшего Восточно-Уральского Государственного Заповедника (ВУГЗа), сохраняется сложная радиационная обстановка, что определяет необходимость проведения углубленных радиоэкологических исследований природных экосистем.

В открытой печати опубликовано мало данных, касающихся отдаленных последствий действия хронического облучения на растения в этой зоне. Важно, что здесь впервые было обнаружено явление радиоадаптации [8]. Отметим фундаментальные эколого-генетические исследования, начатые в 1976 г. группой В.А. Шевченко. Наиболее изучены эффекты хронического облучения в популяциях *Crepis tectorum* L. *и Centaurea scabiosa* L. [9, 10]. Нами исследованы в градиенте загрязнения ВУРСа ценопопуляции *Plantago major* L. и *Taraxacum officinale* s.l. [11, 12]. Однако, учитывая, что на территории ВУРСа произрастает более 300 видов травянистых растений (собственные данные), число видов, вовлеченных в радиоэкологические исследования, очень ограничено. Возникает необходимость провести эколого-генетический мониторинг флоры, длительное время испытывающей воздействие радиации. Начав эти работы, мы планируем оценить многообразие реакций растений на хроническое облучение и выявить механизмы устойчивости природных экосистем к радиационному фактору.

Цель настоящей работы – провести сопряженный анализ радиоактивного загрязнения компонентов наземных экосистем ВУРСа, дозовых нагрузок и биологических эффектов хронического облучения у некоторых дикорастущих растений.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Исходя из принципа ранжирования загрязненных территорий, было заложено три трансекты: центральная, совпадающая с центральной осью ВУРСа, западная и восточная, охватывающие периферии следа (рис. 1). Территория ВУРСа в градиенте загрязнения была условно разделена на две зоны: импактную, охватывающую ВУГЗ, протяженностью 24 км (6-30 км от ПО «МАЯК»), и буферную – от границы заповедника до Каменского района Свердловской области, протяженностью 70 км. На территории ВУРСа обследовали как автоморфные почвы водосборных пространств, так и гидроморфные почвы береговых зон озер. На обследованной территории лесные массивы и колки сменяются открытыми пространствами, занятыми разнотравно-злаковыми лугами и старопахотными землями с преобладанием рудеральной растительности. Распространены серые лесные и луговые почвы. Их физико-химическая характеристика приведена в таблице 1. В береговой зоне озер формируется преимущественно осоково-злаковые и осоково-тростниковые ассоциации. Почвообразовательный процесс здесь динамичен, что отражается в чередовании слоев, обогащенных илом или песком. Фоновые участки располагались вне зоны воздействия аварии на территориях сходных по почвенно-экологическим характеристикам. На выбранных участках закладывали полнопрофильные почвенные разрезы в 2-3 повторностях. В непосредственной близости от них отбирали пробы вегетативной массы и семян некоторых видов травянистых растений.

Для определения содержания ^{137}Cs в образцах окружающей среды применяли инструментальный метод. Измерения проводили на гамма-анализаторе фирмы “Canberra

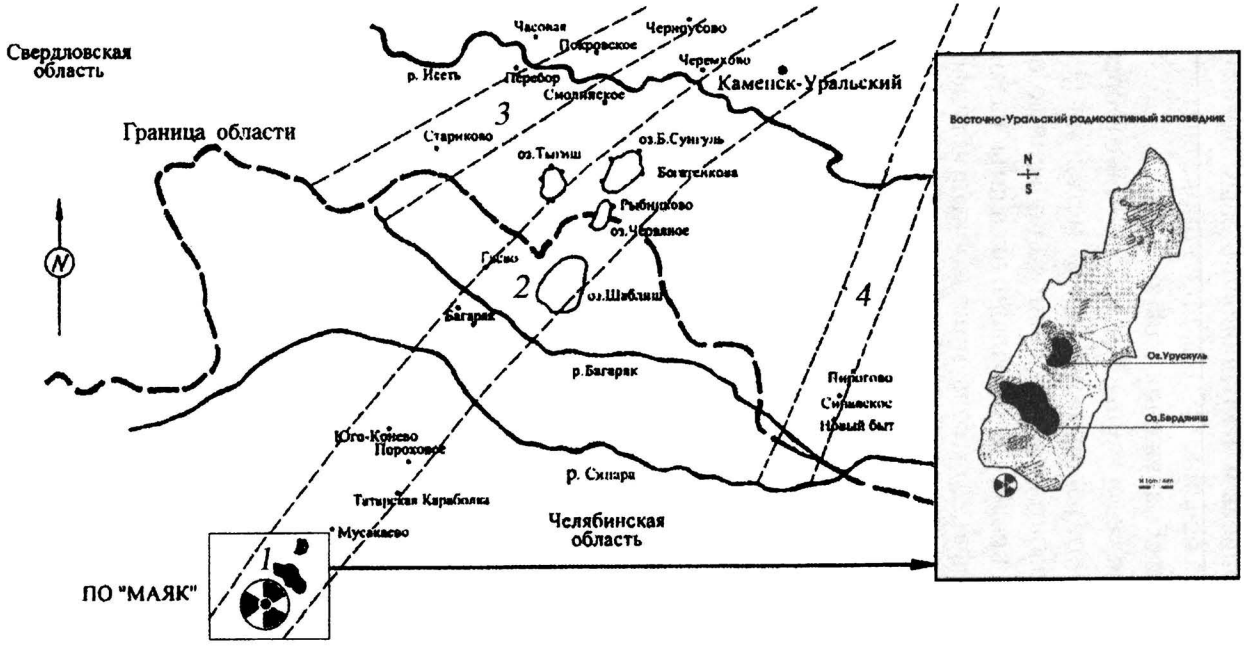


Рисунок 1. Карта-схема района исследования. Центральная трансекта: 1 - импактная, 2 - буферная зоны; 3 - западная, 4 - восточная трансекты

Packard" с германиевым полупроводниковым детектором (программное обеспечение OS 1/2) при ошибке счета 5-15% и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/кг.

Определение содержания ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в отобранных образцах проводили радиохимическими методами [13-15]. ^{90}Sr выделяли обрабатывая прокаленную почвенную навеску 4-6н соляной кислотой, осаждали оксалаты кальция и стронция и миомфат ^{90}Y (соль моноизооктилметилфосфоновой кислоты). Радиометрию полученных препаратов проводили на малофоновой радиометрической установке типа УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 0,2 Бк/кг, статистической ошибкой измерений не более 15 %. Суммарная погрешность метода определения ^{90}Sr не превышала 20 %.

При определении плутония 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. Из элюата плутоний осаждали электролитически на диски из нержавеющей стали. Содержание изотопов плутония определяли на альфа-спектрометре типа Alpha Analyst фирмы "Canberra Packard" (США) с полупроводниковыми детекторами (PIPS), программным обеспечением GENIE-2000 и пределом обнаружения 0.1 Бк/кг. Ошибка анализа складывается из ошибок альфа-спектрометрического определения активности пробы и метки (^{242}Pu) и не превышает 20%.

Под плотностью загрязнения условились понимать запас радионуклидов в 40-см слое почвенного профиля.

Таблица 1

Физико-химическая характеристика почв Восточно-Уральского радиоактивного следа (средние значения при n=3)

Почва	Горизонт, глубина, см	pH водной суспензии	Гумус, %	Обменные катионы, мг-экв/100 г				Механический состав, % Размер фракций, мм		
				Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Na^{+}	1,0-0,01	0,01-0,001	<0,001
Серая лесная суглинистая на покровных суглинках	$A_д$ 0-2	6,2	22,0	13,0	7,5	1,9	0,4	35,0	22,0	43,0
	A 2-10	6,0	9,0	11,4	4,4	0,5	0,2	34,0	17,8	48,2
	B_1 10-22	6,5	1,1	7,6	2,0	0,2	0,2	35,1	18,2	46,7
	B_2 22 и глубже	6,4	0,8	4,2	6,6	0,4	0,3	-	-	-
Темно-серая лесная суглинистая на покровных суглинках	$A_д$ 0-3	7,1	30,4	93,6	38,4	1,8	2,6	46,6	22,7	30,7
	A 3-40	7,1	7,0	38,8	28,5	0,5	1,8	41,2	18,1	40,7
	B 40-70	8,3	9,2	45,8	17,3	0,6	0,9	43,2	19,7	37,1
Дерново-луговая суглинистая на песчано-глинистых отложениях	$A_д$ 0-5	6,2	7,4	24,4	14,4	0,6	0,6	36,6	22,8	40,6
	A 5-23	6,5	5,8	26,6	11,8	0,3	0,4	40,3	18,3	41,4
	AB 23-34	6,9	3,9	28,0	9,7	0,3	0,5	37,7	20,3	42,0
	B 34-61	6,7	1,2	24,2	11,8	0,3	0,6	38,7	16,2	45,1
Луговая слабооглеенная суглинистая на глинистых отложениях	$A_{пах}$ 0-25	7,2	5,7	37,3	13,7	0,2	0,5	54,0	12,9	33,1
	AB 25-35	6,9	2,0	30,2	12,0	0,2	0,2	47,7	21,5	30,8
	B 35-45	6,9	0,4	22,8	6,8	0,2	0,2	48,8	22,2	29,0
	C 45-75	6,7	0,2	22,0	10,0	0,2	0,3	57,7	17,4	24,9
Лугово-слоистая суглинистая на озерных отложениях	$A_д$ 0-5	8,1	24,0	142,0	48,0	3,6	10,0	67,9	20,8	11,3
	A 5-30	6,8	16,6	34,4	12,0	1,8	1,1	52,8	26,1	21,1
	B_g 30-50	6,8	1,2	3,9	2,3	0,2	0,2	37,9	43,9	18,2

В настоящей работе представлен анализ биологических эффектов у следующих видов растений: одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* s.l.), подорожник большой (*Plantago major* L.), кострец безостый (*Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub), дрема белая (*Melandryum album* (Mill.) Garke), щавель конский (*Rumex confertus* Willd.) и крапива двудомная (*Urtica dioica* L.). Семенной материал собирали в трех ценопопуляциях импактной зоны ВУРСа, в одной – буферной, а также в двух ценопопуляциях на фоновой территории. Ценопопуляция «Буферная» расположена на западной границе ВУГЗа (55°52' с.ш., 60°54' в.д.). Выборка «Импактная-1» – на северном берегу оз. Урускуль (55°50' с.ш., 60°55' в.д.), «Импактная-2» – на южном берегу оз. Урускуль (55°49' с.ш., 60°52' в.д.) и «Импактная-3» – на юго-западном берегу оз. Бердяниш (55°48' с.ш., 60°51' в.д.). Ценопопуляция «Фоновая-1» произрастает в окрестностях н.п. Рассоха, Свердловской области (56°41'с.ш., 61°02' в.д.); «Фоновая-2» – на южном берегу Белоярского водохранилища (56°47' с.ш., 61°18' в.д.).

Для исследования жизнеспособности семян, их проращивали методом рулонной культуры. Жизнеспособность оценивали по энергии прорастания и всхожести семян, но главными критериями считали выживаемость проростков на стадии образования листьев (% проростков с настоящими листьями к числу посеянных семян), поскольку она свидетельствует об успешном прохождении ювенильной стадии роста. О мутабильности семенного потомства судили по частоте встречаемости проростков с различными морфологическими нарушениями (некрозы, изменение формы и цвета семядолей и листьев, скрученность гипокотилей и др.). Для оценки радиочувствительности семян их облучали непосредственно перед посевом на гамма-установке

типа «Исследователь» (источник ^{60}Co) при мощности дозы 15.5 сГр/с в дозах 100, 200, 300 и 400 Гр, а затем проращивали, учитывая перечисленные выше показатели жизнеспособности. Полученные данные обработаны с использованием методов анализа пропорций R.G. Newcombe и E.B. Wilson для независимых выборок [16, 17]. В тексте статьи приводятся нижние и верхние границы доверительных интервалов при 95%-ном уровне значимости (при положительной разности сравниваемых пропорций и отрицательном значении нижней границы доверительного интервала различия между выборками считали незначимыми).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Уровни содержания и пространственное распределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове ВУРСа

На рис. 2 показано содержание радионуклидов в почвах на разном удалении от ПО «Маяк» в пределах центральной трансекты. Запас ^{90}Sr в почвах импактной территории снижается с увеличением расстояния от источника загрязнения от 25 000 кБк/м^2 до 4000 кБк/м^2, а буферной – от 3000 до 70 кБк/м^2. Такое снижение подчиняется экспоненциальному закону: $y=13687e^{-00605x}$; коэффициент детерминации $R^2=0.8142$. Отметим, что даже на расстоянии 100 км от источника загрязнения запас ^{90}Sr в почвах более чем в 20 раз превышает уровень контрольных значений, который по данным UNSCEAR (1982) и нашим определениям колеблется в пределах от 1.5 до 1.8 кБк/м^2 [4].

В непосредственной близости от эпицентра аварии (6 км) запас ^{137}Cs в почвах составляет 670 кБк/м^2, а $^{239,240}Pu$ –

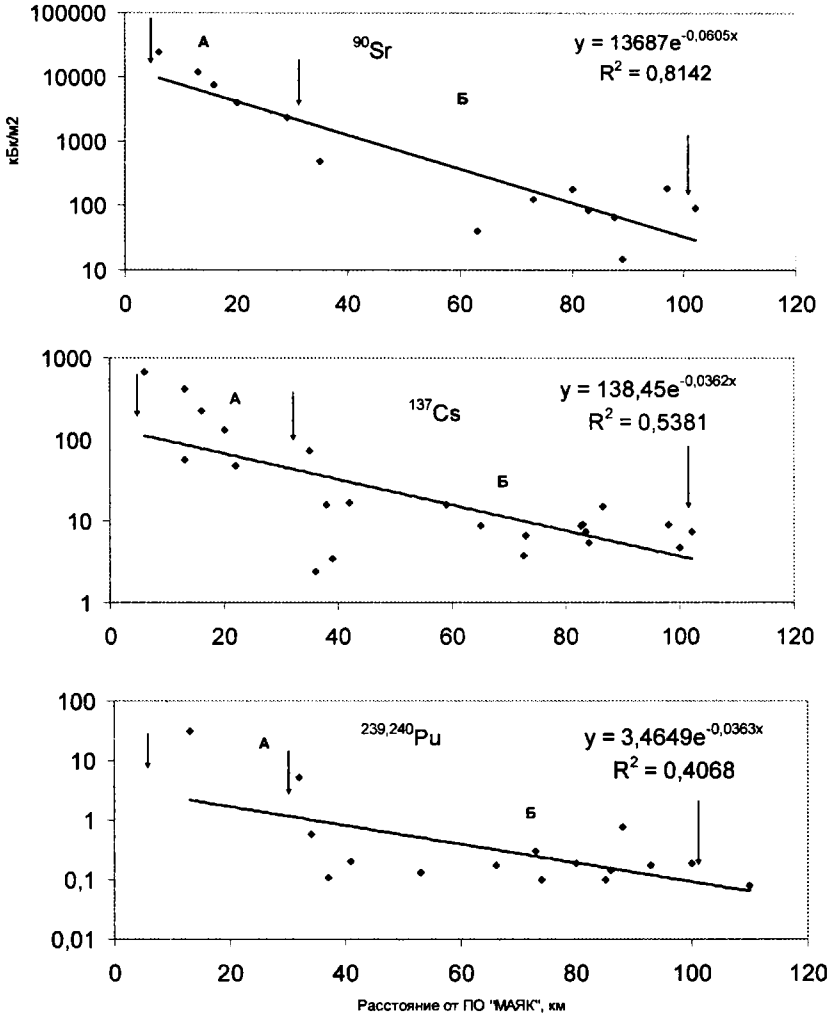


Рисунок 2. Содержание радионуклидов в почвах ВУРСа в зависимости от расстояния от ПО «Маяк»: А – импактная, Б – буферная зоны.

30 кБк/м^2. В дальнейшем он постепенно снижается и на расстоянии более 30-ти км от ПО «Маяк» большинство значений запаса ^{137}Cs удерживается в диапазоне 5-10 кБк/м^2, а ^{239,240}Pu – 0.1-0.3 кБк/м^2 и, как правило, не отличается от фоновых значений характерных для Уральского региона [4,18]. На фоне общего снижения запаса ^{137}Cs просматривается сложная картина его пространственного распределения. Так, места отбора проб, расположенные на небольшом удалении друг от друга, в сходных топоэкологических условиях могут различаться на порядки величин. Изменение содержания обоих радионуклидов в пределах центральной трансекты также подчиняется экспоненциальной зависимости, которая для ^{137}Cs описывается уравнением вида: $y = 138.45e^{-0,0362x}$ при $R^2 = 0.5381$, а для ^{239,240}Pu - $y = 3.4649e^{-0,0363x}$ $R^2 = 0.4068$.

Для выявления особенностей распределения радионуклидов в почвенном покрове импактной и буферной территорий обследованы сопряженные по вектору стока водораздельные и береговые пространства озер. В табл. 2 приведены данные для импактного участка, расположенного в районе оз. Бердениш, и буферного – в районе озер Сунгуль и Тыгиш. Видно, что для импактного участка характерна высокая неоднородность радионуклидного загрязнения. Наиболее низкое содержание радионуклидов обнаружено в часто затапливаемой ближней береговой зоне. По мере удаления от озера содержание радионуклидов, а также величина отношения ^{90}Sr/^{137}Cs в почвах возрастает. На плакоре наибольший запас ^{90}Sr отмечен для старопахотной нативной почвы суходольного луга. В геохимическом сопряжении буферной зоны градиент изменения содержания радионуклидов выражен слабо. Однако, можно отметить достоверное повышение содержания ^{90}Sr в почвах берегов озер (критерий Стьюдента $t_{оп}$>3,9 при $t_{0.05}$=2.6). Аналогичные данные

получены и для других геохимических сопряжений импактной и буферной территорий. Выявленные различия в геохимическом распределении радионуклидов связаны со следующим. На отчужденной территории в отсутствии антропогенной нагрузки при высокой плотности растительного покрова и дефиците летнего увлажнения стоковые процессы с водосбора выражены слабо. В результате в почвах береговой полосы за счет их переувлажнения и, как следствие, повышенной миграционной способности радионуклидов [19] преобладают процессы самоочищения. В буферной зоне интенсивное сельскохозяйственное использование плакоров приводит к усилению эрозионных и деструкционных процессов, что проявляется в некоторой аккумуляции радионуклидов в приозерных понижениях.

Таблица 2

Запас радионуклидов в почвах геохимических сопряжений

Участок	Расстояние от уреза воды, м	кБк/м^2		$^{90}Sr/^{137}Cs$
		^{90}Sr	^{137}Cs	
Импактная зона				
Берег оз. Бердениш	1	270	58	4.6
	4	2 333	207	11.3
	20	16 690	699	23.9
Водосбор				
Суходольный разнотравно-злаковый луг:				
нативный	150	13 888	401	34.6
антропогеннонарушенный	150	9455	249	38.0
Березовый лес	300	8152	310	26.3
Буферная зона				
Берег оз. Сунгуль	10	22.7	10.8	2.1
Берег оз. Тыгиш	10	34.3		13.6
Водосбор: пастбище	200	13.0		13.3

Поскольку западная и восточная периферии следа являются селитебными территориями, отбор проб в их пределах приурочивали к окраинам населенных пунктов. Для облегчения интерпретации результатов, обследованные территории условно разделили на участки, непосредственно примыкающие к центральной трансекте (А) и удаленные от нее (Б). Видно, что в пределах западной трансекты усредненные значения запаса ^{90}Sr, основного загрязнителя, в большинстве случаев варьируют от 1.5 до 2.9 кБк/м^2 (табл. 3). Наиболее высокие уровни загрязнения отмечены у западной границы заповедника и в районе н.п. Черемхово. При этом уровень содержания радиостронция в секторе А, максимально приближенном к центральной трансекте, практически не отличается от такового в секторе Б, примыкающем к западной границе Каменского района. На территории восточной трансекты отмечено повышенное содержание ^{90}Sr в районе н.п. Метлино, в непосредственной близости от границы ВУГЗа и н.п. Травянское. В целом, содержание ^{90}Sr удерживается на уровне контрольных значений или несколько превышает их (н.п. Грязнуха и н.п. Монастырка).

Содержание ^{137}Cs в почвах обследуемых участков восточного сектора варьирует в пределах значений 3-9 кБк/м^2 и лишь в отдельных случаях достигает 12-20 кБк/м^2. Западный участок ВУРСа характеризуется более высоким содержанием ^{137}Cs по сравнению с восточным, что указывает на поступление элемента в почвенный покров из других источников [4].

Представляет интерес спустя десятилетия после аварии определить характер распределения радионуклидов по глубине почвенных профилей. В регионе наиболее широко представлены серые лесные почвы. На импактной территории верхние их слои (0-10 см) отличаются максимальной

Таблица 3

Содержание ^{90}Sr в почвенном покрове периферийных территорий ВУРСа, кБк/м^2

Западная трансекта			
Населенный пункт	Сектор А	Населенный пункт	Сектор Б
Западная граница ВУГЗа	*60.0 (40.0-80.0)	Клевакинское	2.1 (1.8-3.5)
Черноусово	1.8 (1.5-3.0)	Мухлынино	2.5 (2.0-4.0)
Черемхово	13.8 (10.3-15.6)	Лебяжье	2.5 (2.0-4.0)
Покровское	2.0 (1.8-3.5)	Первомайский	2.9 (2.2-4.5)
Перебор	2.4 (1.5-4.0)	Часовая	1.8 (1.5-3.1)
Стариково	2.2 (2.0-3.2)	Исетское	1.5 (1.5-2.8)
		Троицкое	1.9 (1.5-3.2)
Восточная трансекта			
Восточная граница ВУГЗа	44.0 (30.0-50.0)	Боевка	1.7 (1.4-2.1)
Травянское	7.0 (6.0-10.2)	Колчедан	1.8 (1.6-2.9)
Б. Грязнуха	3.3 (2.9-3.5)	Соколово	1.5 (1.3-2.7)
Монастырка	3.1 (2.5-3.8)	Крайчиково	1.8 (1.5-3.1)
Новоисетское	1.8 (1.5-3.0)	Чернушка	2.2 (2.0-2.6)
Пирогово	1.7 (1.6-3.2)	Новый Быт	1.6 (1.4-2.0)
Сипавское	1.8 (1.5-3.3)	Окулово	1.7 (1.5-2.4)
Контрольный участок	1.8(1.5-2.0)		

Примечание. * – усредненные данные; в скобках – разброс значений для разных точек отбора.

(800-1000 кБк/м^2) плотностью загрязнения ^{90}Sr. В них удерживается 87% радионуклида в расчете от его общего запаса в почвенном профиле. В более глубоких слоях содержание ^{90}Sr резко снижается, на глубине 15-20 см и ниже обнаруживаются лишь следовые его количества. На буферной территории, а также на восточной и западной периферия следа в почвенной толще 0-20 см удерживается 85-92 % от общего его запаса в профиле. Распределение ^{137}Cs в профилях серых лесных почв на всей обследованной территории однотипно, верхний (0-5 см) слой удерживает до 80 % радионуклида от суммарного его запаса в почве.

Поступление радионуклидов в растения и расчет дозовых нагрузок

Ранее нами было показано, что концентрации основного загрязнителя (^{90}Sr) в надземной массе изученных видов травянистых растений импактной зоны на три-четыре порядка выше, а коэффициенты накопления – достоверно ниже, чем на буферной и фоновой территориях [20]. Дальнейшие исследования показали, что для импактной зоны отмечено относительное снижение поступления в надземную массу растений не только ^{90}Sr, но и ^{239,240}Pu. В качестве примера в таблице 4 приведены концентрации радионуклидов и коэффициенты накопления для надземной массы наиболее распространенного вида: крапивы двудомной. Возможно, это связано с физико-химическими формами нахождения радионуклидов в почвах, а также с биологическими особенностями растений, адаптированными к условиям обитания в загрязненной зоне.

Таблица 4

Накопление радионуклидов надземной массой крапивы двудомной

Зона	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{239,240}Pu$	
	Бк/кг	КН	Бк/кг	КН	Бк/кг	КН
Импактная	134148	1.5	960	0.4	0.05	0.0003
Буферная	150	8.8	5.0	0.1	0.02	0.04
Фоновая	58	5.7	1.0	0.1	0.03	0.09

Соответствующие различия в концентрации ^{90}Sr прослеживаются и в семенах растений, собранных с разных участков ВУРСа и фоновых территорий. Из табл. 5 видно, что наибольшая концентрация ^{90}Sr в семенах характерна для видов, произрастающих в головной части ВУРСа, она значительно снижается с расстоянием от ПО «МАЯК» и находится на пределе обнаружения в семенах контрольного участка. Для ^{137}Cs аналогичной закономерности не выявлено. Среди исследованной группы растений наилучшими накопителями ^{90}Sr являются семена кровохлебки обыкновенной, а также василька шероховатого, звездчатки средней, крапивы двудомной и пустырника пятилопастного; ^{137}Cs – крапивы двудомной, дремы белой и звездчатки средней.

Для некоторых видов были рассчитаны соотношения удельной активности ^{90}Sr в семенах и надземной массе. На примере подорожника показано, что значения данного показателя при переходе от фоновой зоны (0.38) через буферную (0.14) к импактной (0.09) снижаются на порядок величин. Это означает, что растения из загрязненной зоны обладают большей способностью защищать генеративные органы по сравнению с вегетативной массой от дополнительного облучения.

Таблица 5

Уровни накопления радионуклидов в семенах и обусловленные ими дозовые нагрузки на зародыш на исследованных территориях

Зона	Вид растения	Концентрация, Бк/кг		Дозовая нагрузка	
		^{90}Sr	^{137}Cs	МЭД, мкР/ч	в месяц, мГр
Импактная	Василек*	45 233	37.0	1 553.6	11.3
	Дрема	8 500	220	380.6	2.8
	Звездчатка*	26 500	190	957.5	7.0
	Крапива	28 406	267	1 021.4	7.5
	Кровохлебка*	296 900	80.0	9 635.7	70.3
	Подорожник	3 536	40.0	214.9	1.6
	Пустырник	27 100	10.0	970.5	7.1
	Щавель	8 430	252	379.5	2.8
Буферная	Крапива	134.7	н.п.о.	24.4	0.18
	Одуванчик	82.0	н.п.о.	22.6	0.17
	Подорожник	197.0	60.8	28.5	0.21
Фоновая	Василек	н.п.о.	н.п.о.	10.0	0.07
	Дрема	100	21.0	13.6	0.10
	Звездчатка	н.п.о.	11.0	10.4	0.08
	Крапива	25.3	н.п.о.	10.8	0.08
	Кровохлебка	н.п.о.	н.п.о.	10.0	0.07
	Одуванчик	12.2	н.п.о.	10.4	0.08
	Подорожник	9.5	н.п.о.	10.2	0.07
	Пустырник	н.п.о.	6.0	10.2	0.08
	Щавель	5.3	н.п.о.	10.2	0.07

Примечание. * – средние значения рассчитаны с учетом участка «Импактный-4», расположенного в 6 км от эпицентра (Лежневка, 55°46’с.ш., 60°50’ в.д.).

При расчете дозовых нагрузок учитывали вклад внешнего гамма-излучения (радиационный фон от естественных и искусственных радионуклидов) и вклад инкорпорированных в семена ^{90}Sr и ^{137}Cs (см. табл. 5). Мощность экспозиционной дозы, измеренная с помощью дозиметра ДРГ-01Т, на фоновой территории составила 10-11 мкР/ч, на буферной – 15-20 мкР/ч, а в импактной зоне варьировала в пределах 20-170 мкР/ч. Для расчета дозовых нагрузок от инкорпорированных радионуклидов использовали данные о концентрациях ^{90}Sr и ^{137}Cs в семенах, включая их в простую модель:

$$M=q_1L_{(Sr+Y)}+q_2L_{(Cs)},$$

где q_1 и q_2 – измеренные нами удельные активности каждого радионуклида в семенах, L – мощность поглощенной дозы, сЗв/с, которую создает этот радионуклид внутри равномерно загрязненного объема при $q_0 = 3.7 \cdot 10^4$ Бк/г [21].

Отметим, что доля внешнего гамма-облучения составляет на фоновой территории 0.73-1, на буферной – 0.69-0.89, а на импактной – 0.01-0.46 от общей дозовой нагрузки на семена. Дозовая нагрузка на зародыш за счет инкорпорированных в семенах радионуклидов в импактной зоне на три, а в буферной – на один порядок величин больше, чем на фоновой территории, где она составляет 0.001-0.007 мГр в месяц. Эти нагрузки относятся к области малых доз для растительных объектов.

Жизнеспособность семенного потомства.

Из рисунка 3 видно, что у большинства видов фоновых ценопопуляций различия по выживаемости проростков незначительны (границы доверительных интервалов варьи-

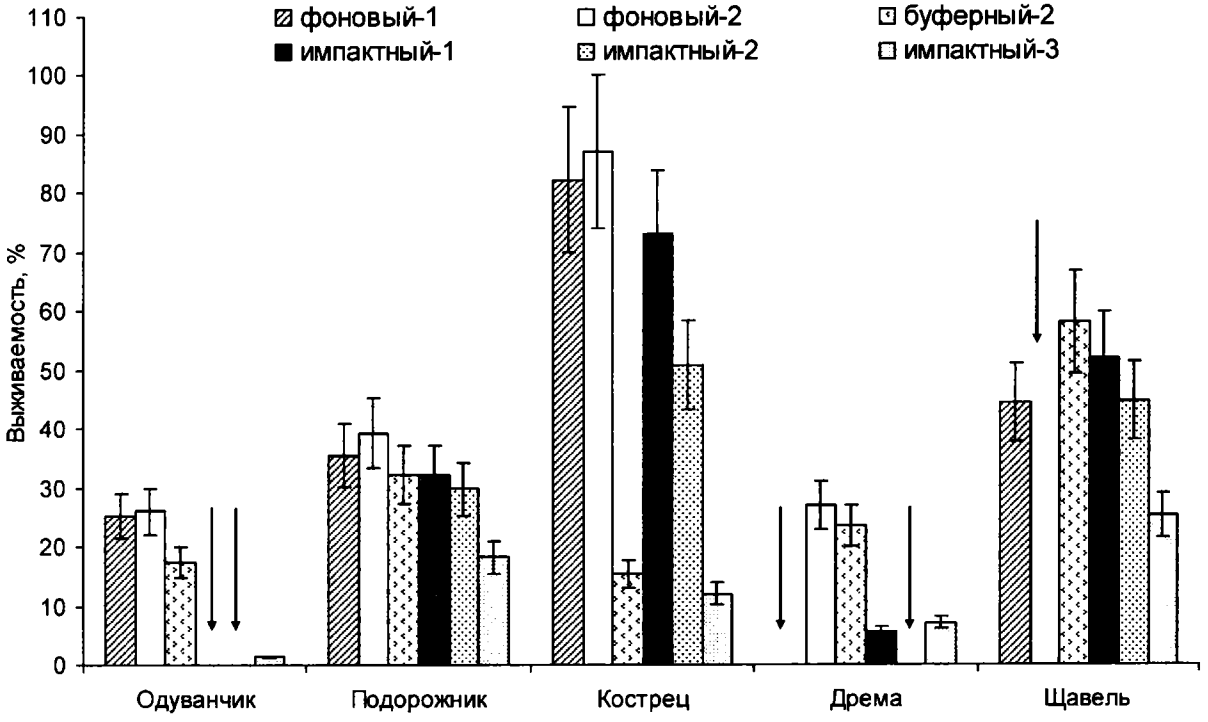


Рисунок 3. Выживаемость проростков на стадии листообразования у растений из разных ценопопуляций зоны ВУРСа (стрелками обозначено отсутствие данных о виде в ценопопуляции).

ровали от -0.0289 до 0.1475), в то время как выборки из зоны ВУРСа отличаются большой амплитудой изменчивости признака. Ценопопуляции разных видов, произрастающие на наиболее загрязненном участке «Импактный-3», обладают пониженной выживаемостью проростков по сравнению с остальными выборками (различия значимы, доверительные интервалы: 0.0233 (нижняя граница), 0.8147 (верхняя граница) при положительной разнице между пропорциями). Исключение составили лишь ценопопуляции костреца «Буферная-2» и дремы «Импактная-2». Анализ всей совокупности данных позволяет заключить, что определенной зависимости данного показателя от уровня радионуклидного загрязнения не обнаружено: у некоторых видов различия между буферной и импактными выборками отсутствуют (подорожник), у других выживаемость в буферной выборке меньше, чем в импактных (кострец).

Из общего ряда растений выделяется крапива двудомная. Жизнеспособность ее семенного потомства была очень низкой. Пытаясь уловить различия между выборками, мы исследовали изменчивость показателей в течение года. Как видно из рисунка 4, энергия прорастания ее семян практически не зависела от места произрастания материнских растений и уровня радионуклидного загрязнения. За некоторым исключением (ценопопуляции «Импактная-1» и Импактная-2») в течение года во всех выборках наблюдались ее синхронные подъемы и падения. Амплитуда колебаний составила от 0 до 40% (фоновые выборки), от 0 до 29.3% (буферная) и от 0 до 28.2% (импактные).

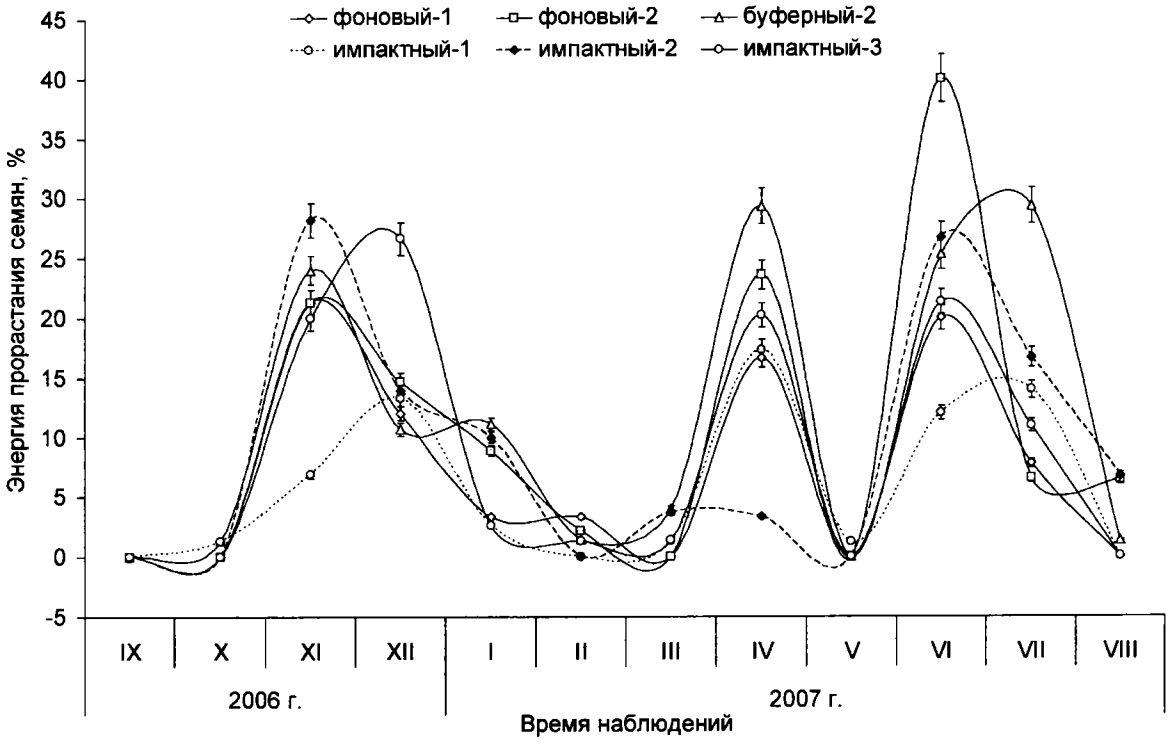


Рисунок 4. Годовая динамика энергии прорастания семян крапивы из разных ценопопуляций.

Мутабильность семенного потомства

В хронически облучаемых ценопопуляциях одуванчика, подорожника, костреца, дремы и щавеля доля проростков с глубокими поражениями всех органов, с нарушением формы, цвета семядолей и некрозом корней значительно превышала фоновый уровень. Иногда аномалии в развитии проростков проявлялись только после провокационного облучения. В качестве примера приведем данные для щавеля. Показано, что после провокационного облучения у проростков из импактной ценопопуляции чаще (метод Newcombe-Wilson, доверительные интервалы: -0.308 (нижняя граница), -0.05 (верхняя граница) при отрицательной разнице между пропорциями) встречаются изменения в цвете семядолей (разные оттенки красного). Это свидетельствует о выработке антоцианов, являющихся мощными природными антиоксидантами (рис. 5). Данные в совокупности свидетельствуют об увеличении генетического груза в облучаемых ценопопуляциях, причем в градиенте дозовой нагрузки этот эффект усиливается.

Радиочувствительность семенного потомства.

Адаптивный потенциал семенного потомства можно выявить, подвергая семена дополнительному облучению. Практически для всех видов из фоновых ценопопуляций получена классическая S-образная дозовая зависимость (рис. 6). У одуванчика из ценопопуляции «Буферная-2» была отмечена стимуляция выживаемости проростков при облучении в дозе 100 Гр, однако различия не были значимыми (доверительные интервалы: -0.158 (нижняя граница), -0.0253 (верхняя граница) при отрицательной разнице между

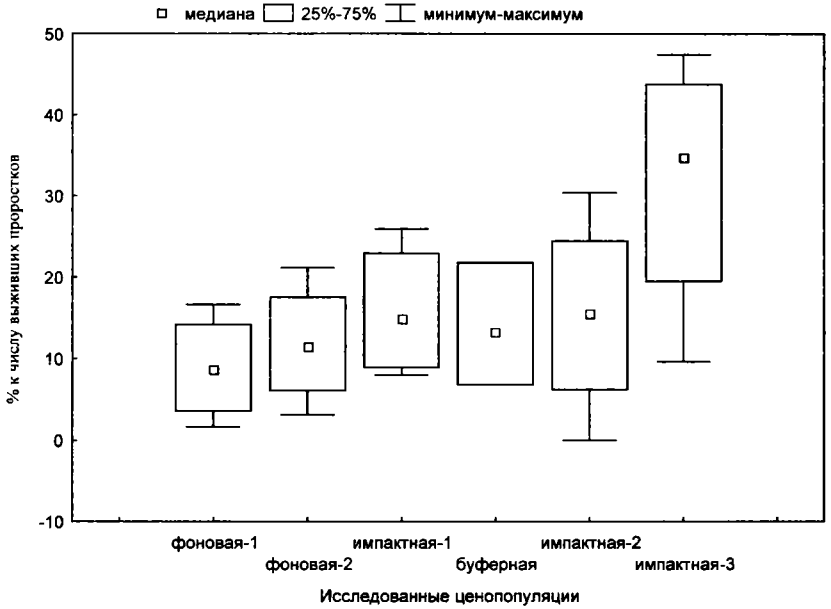


Рисунок 5. Доля проростов с изменением цвета семядолей в ценопопуляциях щавеля конского при максимальной дозе провокационного облучения.

пропорциями), а в выборке «Импактная-3» исходная жизнеспособность семенного потомства была столь низкой, что дополнительное облучение полностью подавило развитие настоящих листьев у проростков. Подобная зависимость была отмечена и для ценопопуляции «Импактная-1» дремы. Характерной особенность щавеля является то, что в выборках «Импактная-2» и «Импактная-3» самая малая доза облучения (100 Гр) вызвала снижение выживаемости (доверительные интервалы: 0.081 (нижняя граница), 0.255 (верхняя граница) при положительной разнице между пропорциями). У подорожника при той же дозе облучения отмечен стимуляционный эффект в популяциях «Фоновая-1» и «Импактная-1».

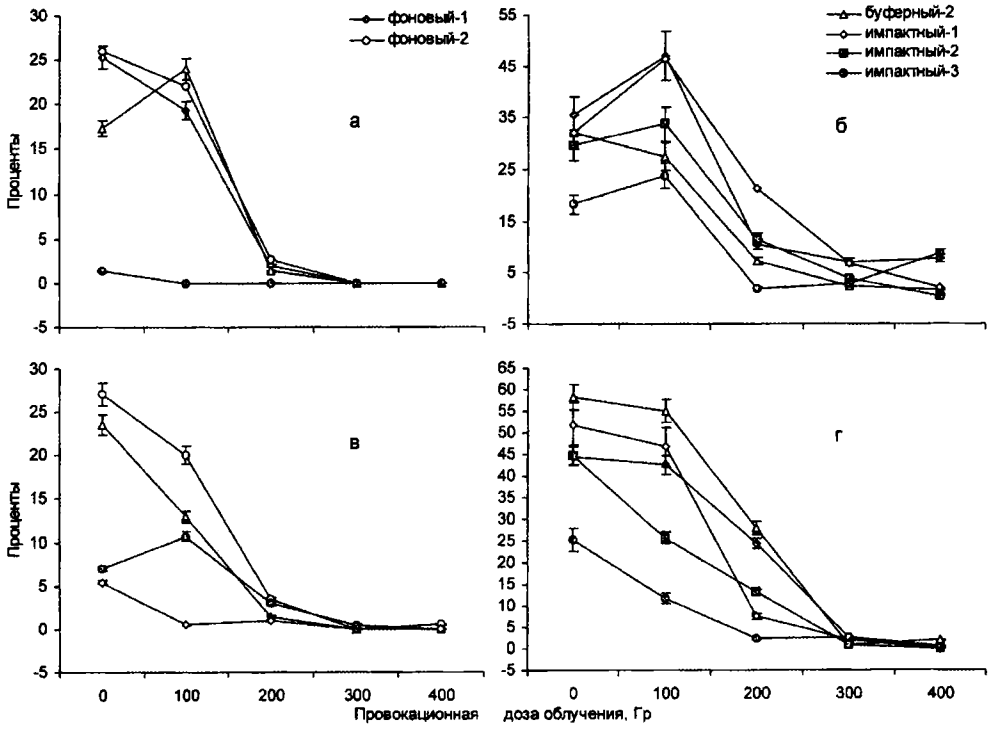


Рисунок 6. Выживаемость проростков некоторых видов растений из исследованных ценопопуляций: а) одуванчик лекарственный, б) подорожник большой, в) дрема белая, г) щавель конский

Для всех популяций одуванчика, подорожника, дремы, щавеля $ЛД_{100}$ была равна 300 Гр. Исключением является кострец безостый, который оказался наиболее радиоустойчивым видом, облучение на всем диапазоне доз не вызвало понижения выживаемости проростков во всех выборках.

РЕЗЮМЕ

Проведена радиоэкологическая оценка современного состояния наземных экосистем в зоне ВУРСа. На участке центральной оси следа протяжённостью 100 км снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в почвах описывается экспоненциальным уравнением. Максимальный запас ^{90}Sr (25000 кБк/м^2), ^{137}Cs (670 кБк/м^2) и $^{239,240}Pu$ (30 кБк/м^2) обнаружен в почвенном покрове на расстоянии 6 км от эпицентра аварии. На западной и восточной периферриях следа в пределах радиоактивного заповедника содержание ^{90}Sr в почвах составляет 30-80 кБк/м^2, а за пределами заповедника оно незначительно превышает фоновый уровень. Для растений, произрастающих в импактной зоне, отмечена дискриминация ^{90}Sr в звене «вегетативная масса–семена».

Исследованы ценопопуляции одуванчика лекарственного, подорожника большого, костреца безостого, дремы белой, щавеля конского и крапивы двудомной из зоны ВУРСа. Дозовые нагрузки на семена в импактных ценопопуляциях превышают фоновый уровень на три, а в буферной – на один порядок величин.

Анализ всей совокупности данных позволяет заключить, что определенной зависимости жизнеспособности семенного потомства от уровня радионуклидного загрязнения не обнаружено. У некоторых видов различия между буферной и импактными выборками отсутствуют (подорожник),

у других – выживаемость в буферной выборке меньше, чем в импактных (кострец), только ценопопуляции всех видов, произрастающие на наиболее загрязненном участке «Импактный-3», обладают пониженной выживаемостью проростков по сравнению с остальными выборками.

У всех изученных видов отмечено увеличении генетического груза в популяциях зоны ВУРСа, что проявляется в повышенной частоте встречаемости морфологических аномалий. Исследование радиочувствительности семенного потомства из разных ценопопуляций показало, что у большинства исследованных видов форма кривой «доза-эффект» по выживаемости проростков соответствует классической (S-образной). При наименьшей дозе провокационного облучения (100 Гр) в некоторых выборках (подорожник, одуванчик) отмечены стимуляционные процессы. Эффекта радиоадаптации не обнаружено.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты №07-05-00070, № 07-05-00171 и 07-04-96098), а также программы развития ведущих научных школ (НШ-5286.2006.4) и гранта Президента РФ для молодых ученых (проект МК-4788.2006.4).

ЛИТЕРАТУРА

1. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А.И. Бурназяна. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 145 с.
2. Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.Н. и др., Об аварии на Южном Урале 29 сентября 1957 г. // Информ. бюл. Межвед. совет по информации и связям с общественностью в обл. атом. энергии. М., 1990. – С. 39-48.

3. Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк». Рефераты научных работ (Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности») / Из архивов ПО «Маяк». – 2003. – № 3. – 88 с.
4. Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S.P., Trapeznikov A.B., Molchanova I.B., Pozolotina V.N., Karavaeva E.N., Yushkov P.I., Polikarpov G.G. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995) // The Science of the Total Environment. 1997. – Vol. 201. – P. 137-154.
5. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н., Ааркрог А., Дальгаардт Г., Нильсен С.П. Радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа // Дефектоскопия. 1998. – № 4. – С.87-92.
6. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. – 161 с.
7. Позолотина В.Н. Отдаленные последствия действия радиации на растения. Екатеринбург: Академкнига, 2003. – 244 с.
8. Чережанова Л.В., Алексахин Р.М., Смирнов Е.Г. О цитогенетической адаптации растений при хроническом воздействии ионизирующей радиации // Генетика. 1971. – Т. 7. – № 4. – С. 30-37.
9. Шевченко В.В., Гриних Л.И., Абрамов В.И. Цитогенетические эффекты в природных популяциях *Crepis tectorum* L., произрастающих в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология, 1998. – Т. 38. – Вып. 3. – С. 330-336.
10. Кальченко В.А., Рубанович А.В., Шевченко В.А. Генетические процессы в хронически облучаемых природных популяциях *Centaurea scabiosa* L., произрастающих на восточно-уральском радиоактивном следе // Радиац. биология. Радиоэкология. 1995. – Т. 37. – Вып. 5. – С. 708-719.
11. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Ульянова Е.В. Современные уровни радионуклидного загрязнения ВУРСа и биологические эффекты в локальных популяциях *Plantago major* L. // Экология. 2005. – № 5. – С. 353-361

12. Ульянова Е.В., Позолотина В.Н. Клональная структура ценопопуляций одуванчика в условиях радионуклидного загрязнения на Урале // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. – Т. 47. – № 3. – С. 349-354.
13. 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. N 2. P. 281-288.
14. Цветаева Н. Е., Филин И. В., Иванова Л. А. и др. Использование моноизооктилметилфосфоновой кислоты и миомфата трехвалентного железа для определения содержания радионуклидов в водных сбросах // Атом. энергия. – 1984. – Т 2. – Вып. 57. – С. 114-117.
15. Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А., Федорова З. М. и др. Методика определения плутония в почвах // Радиохимия. – 1984. – Т. 26. – № 4. – С. 460-467.
16. Newcombe R.G. Interval Estimation for the Difference Between Independent Proportions: Comparison of Eleven Methods // Statistics in Medicine. 1998. – Vol. 17. – P. 873-890.
17. Wilson E.B. Probable Inference, the Law of Succession and Statistical Inference // J. Am. Stat. Assoc. 1927. – Vol. 22. – P. 209-212.
18. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. – Екатеринбург, 2006. – 188 с.
19. Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Роль некоторых категорий почвенной влаги в вертикальном перемещении ^{90}Sr и ^{137}Cs // Экология. 1979. № 1. – С. 48-52.
20. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Молчанова И.В. Восточно-Уральский радиоактивный след: современные уровни радиоактивного загрязнения и биологические эффекты // Scientific Articles. Ecology-2006. Bourgas, 2006. – С. 47-63.
21. Горшков Г.В. Проникающие излучения радиоактивных источников. Л.: Наука, 1967. – 207с.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СОДЕРЖАНИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs В БИОТЕ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЦЕНТРАЛЬНОЙ И ДАЛЬНЕЙ ЗОНЫ ВУРСА (на примере озер Б. Игиш и Куяныш)

С.Г. Левина, И.Я. Попова*, Г.Г. Корман, Л.Ф. Мухаметшина

Россия, г. Челябинск, Челябинский государственный педагогический университет

** Россия, г. Челябинск, Уральский научно-практический центр радиационной медицины*

Рассматриваются данные по содержанию и распределению долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs по основным компонентам биоты озерных экосистем Б. Игиш и Куяныш, расположенных в центральной и периферийной зоне ВУРСа. Отмечено закономерное снижение активности радионуклидов в макрофитах и представителях ихтиофауны исследуемых озер по мере удаления от точки взрыва. На основании полученных данных выявлены виды высших водных растений, являющиеся специфическими накопителями ^{90}Sr и ^{137}Cs. По содержанию ^{90}Sr в водной массе и представителях ихтиофауны оз. Б. Игиш остается радиационно опасным. Состояние радиоактивного загрязнения оз. Куяныш позволяет органично использовать его в хозяйственной деятельности, для получения рыбной продукции.

Обширная территория на Восточном склоне Уральского хребта была радиоактивно загрязнена вследствие Кыштымской аварии 1957 г. Для данной территории характерно расположение большого числа озер, некоторые из них используются в хозяйственной деятельности человека [1]. За время, прошедшее с момента аварии, в результате естественного радиоактивного распада, перераспределения радионуклидов между основными компонентами озерной экосистемы плотность загрязнения территории ВУРСа по ^{90}Sr и

^{137}Cs снизилась в несколько раз [2]. Тем не менее, озерные котловины являются аккумуляторами вещества своего водосбора; в процессе пространственного перераспределения радионуклидов озера способны накапливать радиоактивные элементы.

Автотрофные гидробионты, в том числе высшие водные растения (ВВР), обладают высоким продукционным потенциалом и способностью активно накапливать радиоактивные вещества. Санитарная значимость пресноводных животных, в первую очередь рыб, определяется главным образом степенью их участия в процессах миграции радиоактивных веществ по биологическим и пищевым цепочкам из водоема в организм человека [1].

Целью данной работы явилось исследование содержания и накопления долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах биоты (макрофиты и ихтиофауна) озерных экосистем центральной и дальней зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа на примере озер Б. Игиш и Куяныш.

Материалы и методика

Объектами исследований были выбраны озера Большой Игиш (Б. Игиш) и Куяныш, расположенные на расстоянии 60-80 км от точки взрыва 1957 г. [2, 3] и контрольное озеро Большой Боляш (Б. Боляш), не подвергшееся загрязнению в результате этой аварии, но находящееся в одной лимнологической провинции с исследуемыми водоемами. Оз. Б. Игиш расположено в Каслинском районе, вблизи автотрассы Тюбук – Багаряк. В результате аварии с водосборной территории данного водоема был отселен населенный пункт – деревня Игиш, в настоящее время озеро не

используется в хозяйственной деятельности. Оз. Куяныш испытывает антропогенную нагрузку: на северном берегу расположен населенный пункт Гаево.

Изучаемые озера, за исключением оз. Б. Боляш, являются бессточными (оз. Б. Боляш слабопроточное, в засушливые годы - бессточное). Водное питание осуществляется в основном за счет вод местного подземного и поверхностного стока и атмосферных осадков [4, 5]. По морфометрическим параметрам озерных котловин водоемы имеют незначительные различия.

Из более чем 20 видов высших водных растений (ВВР), зарегистрированных на водоемах Б. Игиш и Куяныш, для анализа были отобраны 13 общих для исследуемых озер видов, относящихся к 6 семействам. Среди них были представители различных экологических групп: воздушно-водные макрофиты – тростник обыкновенный (*Phragmites communis*), рогоз узколистный (*Typha angustifolia*), рогоз широколистный (*Typha latifolia*); полностью погруженные, укореняющиеся макрофиты – уруть мутовчатая (*Myriophyllum spicatum*), рдест блестящий (*Potamogeton lucens*), элодея канадская (*Elodea canadensis*), телорез обыкновенный (*Stratiotes aloides*); свободно плавающие, неукореняющиеся – роголистник обыкновенный (*Ceratofillum demersum*), водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus-ranae*); погруженные, укореняющиеся с плавающими листьями – горец земноводный (*Polygonum amphibium*), рдест плавающий (*Potamogeton natans*). Сбор макрофитов проводился согласно стандартным методикам [6]. Отобранные образцы растений (сырой массой 3-5 кг) промывали водой, высушивали при комнатной температуре и измельчали. Для радиохимических исследований пробы макрофитов озоляли при температуре 450° С в течение 5 часов.

На всех исследуемых озерах отбирались представители одного вида ихтиофауны (*Carassius auratus gibelio*). Отлов осуществляли в летне-осенний период (выборка не менее 25 штук, масса каждой пробы рыбы 3-5 кг). Все отобранные экземпляры подвергались морфометрическим обмерам по методике [7], высушивались и озолялись при температуре 450°С (отдельно готовились пробы кости, мышц и тушки без внутренних органов).

В полученных образцах определяли ^{90}Sr экстракционным методом по дочернему ^{90}Y, ^{137}Cs выделяли в виде сурьмянойодидной соли после предварительного соосаждения на ферроцианиде никеля. Погрешность определения ^{90}Sr и ^{137}Cs составляет не более 15 %. Все методики измерений аттестованы в ГОСТ – стандарте.

Аналитические работы проводились на базе физико-химической лаборатории естественно-технологического факультета ЧГПУ, лаборатории геоэкологии Института минералогии УрО РАН и лаборатории отдела окружающей среды Уральского научно-практического центра радиационной медицины.

Основные показатели накопления радионуклидов и макроэлементов макрофитами рассчитывали на сухой вес, рыбой – на сырой вес. Полученные результаты подвергались обработке методами вариационного и дисперсионного статистического анализа с использованием программного обеспечения Stat Soft, SPSS Inc, MS Excel .

Результаты и обсуждение

Для анализа содержания радионуклидов в высших водных растениях в зависимости от места произрастания на рис. 1 приведены графики изменения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs на примере тростника обыкновенного и рогоза узколистного.

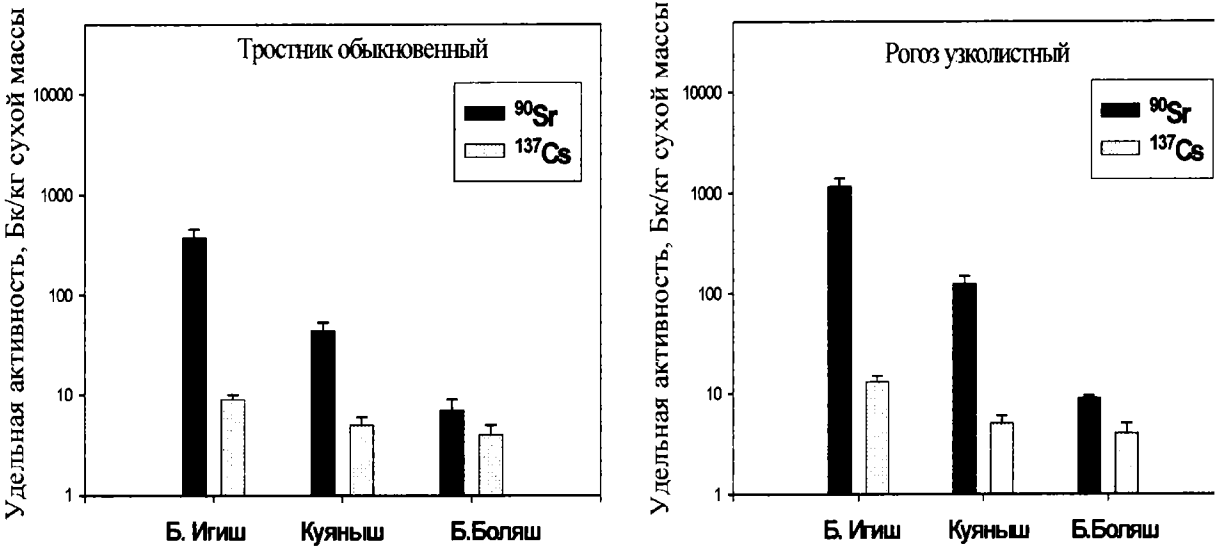


Рисунок 1. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в тростнике обыкновенном и рогозе узколистном в зависимости от места произрастания (Бк/кг сух.веса)

Выявлено, что для макрофитов оз. Б. Игиш характерно более высокое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs, чем для ВВР оз. Куяныш, что связано с различным удалением от точки взрыва, неодинаковым первоначальным уровнем загрязнения воды и донных отложений [8]. Сопоставляя значения удельной активности радионуклидов в ВВР водоемов ВУРСа с оз. Б. Боляш, можно отметить, что содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Б. Игиш и Куяныш превышает соответствующее значение для контрольного водоема.

Для представителей высшей водной растительности были рассчитаны величины коэффициента накопления (КН) [9, 10], характеризующие их способность аккумулировать соответствующие радионуклиды (рис. 2, 3).

Полученные данные показали, что, несмотря на низкое содержание ^{137}Cs, в отличие от ^{90}Sr, в воде изучаемых озер, значения КН ^{137}Cs и ^{90}Sr растений – величины одного порядка, за исключением рдеста блестящего (рис. 2, 3). По всей вероятности, это связано с принадлежностью данных макрофитов к калийфильным видам с преимущественным концентрированием аналога калия – цезия, вследствие избирательного минерального питания [11].

Наибольшие значения КН ^{90}Sr отмечены у представителей видов рдест блестящий, элодея канадская; наименьшие – для камыша озерного и тростника обыкновенного. Наибольшие значения КН ^{137}Cs характерны для представителей видов элодея канадская, уруть мутовчатая, наименьшие – для камыша озерного и рогоза узколистного.

Выбранный для проведения оценки радиационного заражения ихтиофауны вид *Carassius auratus gibelio* является доминирующим на исследуемых озерах. Удельная радиоактивность органов и тканей рыбы зависит от удельной радиоактивности воды [2, 9].

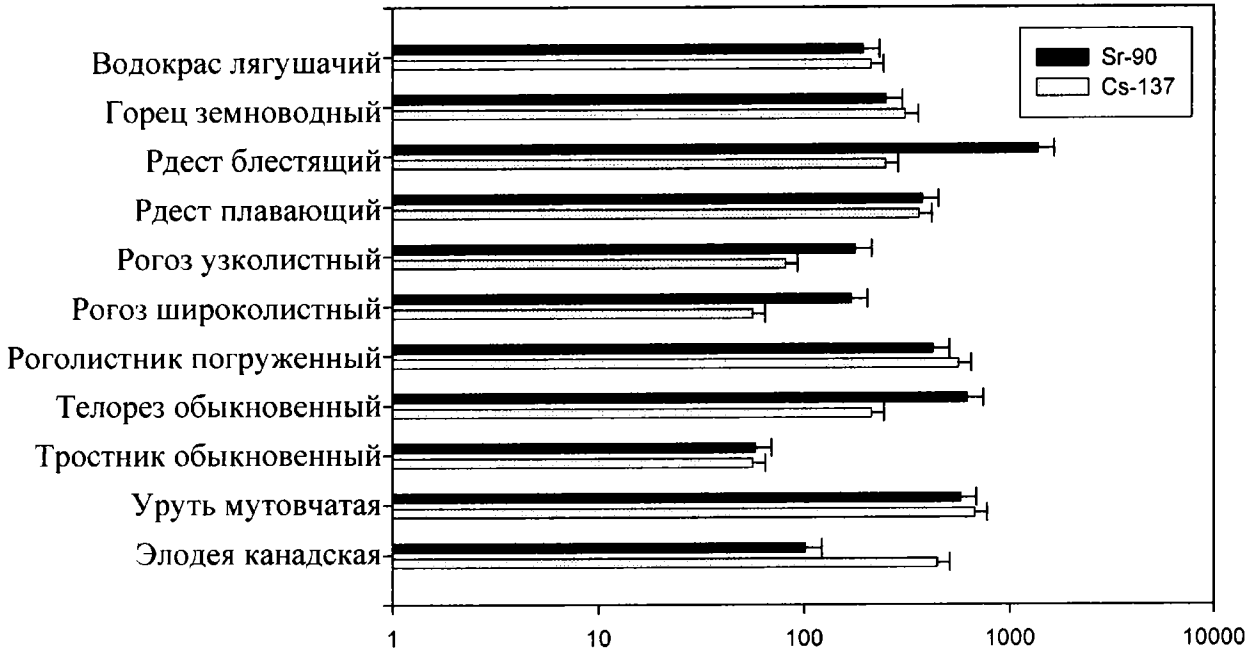


Рисунок 2. Значения КН ^{90}Sr и ^{137}Cs для исследованных видов макрофитов оз. Б. Игиш

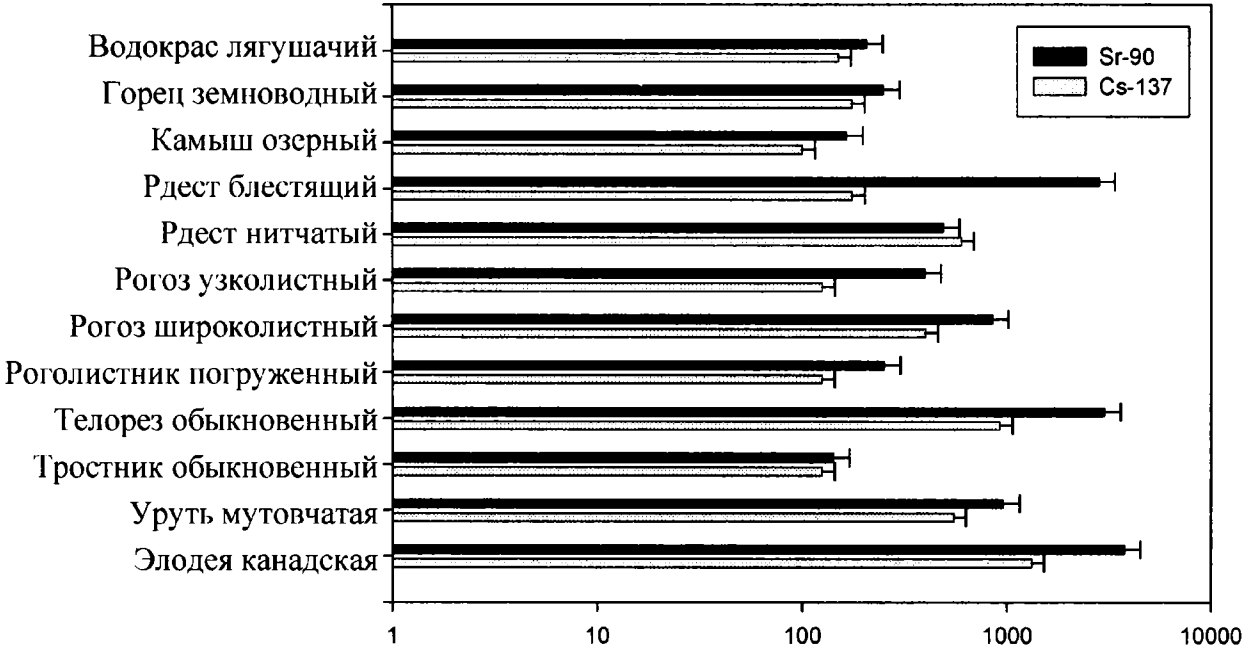


Рисунок 3. Значения КН ^{90}Sr и ^{137}Cs для исследованных видов макрофитов оз. Куяныш

Согласно литературным данным [8] поступление радиоизотопов в организм рыбы, находящейся в загрязненном водоеме, происходит на 60-75 % из воды. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Б. Игиш равна 6,4±1,28 и 0,14±0,02 Бк/л; и в воде оз. Куяныш – 0,19±0,04 и 0,03±0,005 Бк/л соответственно.

Для оценки уровня загрязнения рыбы руководствовались санитарными правилами и нормами СанПин 2.6.1.758-99 [12]. Согласно которым допустимый уровень удельной активности ^{90}Sr в рыбе равен 100 Бк/кг (сырого веса), а ^{137}Cs – 130 Бк/кг (сырого веса). В соответствии с НРБ – 99 допустимое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в питьевой воде равно 5 Бк/л и 11 Бк/л соответственно.

Результаты исследований удельной активности тканей рыбы, обитающей в озерах Б. Игиш и Куяныш, представлены в табл. 2.

Таблица 2

Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в мышцах и кости карася серебряного озер Б. Игиш и Куяныш, Бк/кг.

Озеро	Тип ткани	^{90}Sr, Бк/кг сыр. веса	^{137}Cs, Бк/кг сыр. веса
Б.Игиш	Кость	2932,5±586,5	30,6 ±4,6
	Мышца	181,2 ±36,2	15,9 ±2,4
Куяныш	Кость	185,9 ±37,2	10,6 ±1,6
	Мышца	5,8 ±1,2	3,8 ±0,6

Известно, что распределение радионуклидов по тканям носит определенную тропность: ^{90}Sr преимущественно

накапливается в костной ткани, а ^{137}Cs распределен диффузно. Анализируя величины удельной активности ^{90}Sr в представителях вида карась серебряный изучаемых озер (табл. 2), можно отметить, что содержание ^{90}Sr в мышцах и кости рыб отличаются более чем на порядок, то есть накопление ^{90}Sr носит остеотропный характер.

Сопоставляя содержание радионуклидов в ихтиофауне исследуемых озер ВУРСа с нормами СанПиН-99, определено, что для оз. Б. Игиш в кости рыбы удельная активность ^{90}Sr, примерно, в 20 раз, а для оз. Куяныш в 2 раза превышает нормативный уровень (табл. 2); содержание ^{137}Cs в рыбе изучаемых водоемов меньше нормативной величины.

Таким образом, полученные данные подтверждают, что содержание радионуклидов в отдельных компонентах экосистем водоемов тесно взаимосвязаны. Проявляется закономерное снижение активности радионуклидов в воде исследуемых озер по мере удаления от точки взрыва. Выявлены виды ВВР, являющиеся накопителями радионуклидов: по ^{90}Sr – рдест блестящий, элодея канадская; по ^{137}Cs – элодея канадская, уруть мутовчатая. За прошедшие годы произошло около 1,6 периода полураспада ^{90}Sr и ^{137}Cs [8], тем не менее, по ^{90}Sr макрофиты и ихтиофауна оз. Б. Игиш остаются радиационно опасными. Состояние радиоактивного загрязнения оз. Куяныш позволяет ограничено использовать его в хозяйственной деятельности, для получения рыбной продукции.

Авторы выражают глубокую благодарность д.м.н., профессору, Заслуженному деятелю науки РФ, директору УН ПЦРМ А.В. Аклееву, зав. каф. биологии человека и МБП, д.б.н., профессору Шибковой Д.З., руководителю лимнолого-экологического центра ЧГПУ, зав. каф. географии и МПГ, доценту, к.г.н. Дерягину В.В., к.г.н., доценту

каф. географии и МПГ Захарову С.Г, зав. лаборатории геоэкологии Института минералогии УрО РАН к.г.-м.н. Удачину В.Н., доценту каф. биоэкологии ЧелГУ, к.б.н. Дерябиной Л.В. за помощь в проведении исследовательской работы.

Научно-исследовательская работа выполнена при финансовой поддержке гранта Правительства Челябинской области, проект № 37/МО7/А.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ:

1. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / под ред. А.И. Бурназяна – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 144 с.
2. Левина С.Г. Современное радиационное состояние экосистемы озера Большой Игиш, расположенного на осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа / С.Г. Левина, И.Я. Попова, С.Г. Захаров, В.В. Дерягин, Д.З. Шибкова // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45, № 1. – С. 96-99.
3. Возможность хозяйственного использования озер средней и дальней зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа (на примере озер Б. Игиш и Куяныш) / Нуралинова Г.Г., Мухаметшина Л.Ф., Рафикова О.М. // Матер. Межрегион. науч.-практ. конф. (7-8 дек. 2005). – Челябинск, 2005. – С. 172-174.
4. Андреева М.А. Озера Среднего и Южного Урала / М.А. Андреева. – Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 1973. – 270 с.
5. Черняева Л.Е. Гидрохимия озер / Л.Е. Черняева, А.М. Черняев, М.Н. Еремеева. – Л.: Гидрометиоиздат, 1997. – 336 с.
6. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов / В.М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 185 с.
7. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб / Правдин И.Ф. – М.: Наука, 1966. – 169 с.

8. Гидрохимические особенности распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных геосистемах осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа. Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г., Удачин В.Н., Шибкова Д.З., Трапезников А.В., Дерягин В.В., Трапезникова В.Н. // Российский химический журнал. – 2004. – Т. XLVIII, № 2. – С. 94-98.
9. Куликов Н.В. Радиоэкология пресноводных биосистем / Н.В. Куликов, М.Я. Чеботина. – Свердловск: ИЭРИЖ, 1988. – 129 с.
10. Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем / Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. – Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. – 390 с.
11. Лукина Л.Ф. Физиология высших водных растений / Л.Ф. Лукина, Н.Н. Смирнова. – Киев: Наук. думка, 1988. – 188 с.
12. Санитарные правила и нормы СП. 2.6.1.758-99. СанПиН 2.1.4.559-96. – М.: Минздрав России, 1999. – 115 с.

РЕЗУЛЬТАТЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ ИНФРАНИЗКОЧАСТОТНОГО ИМПУЛЬСНОГО ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ НА ЖИВОТНЫХ С ОНКОПАТОЛОГИЯМИ ПО ДАННЫМ МОРФОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

А.П. Волобуев, И.М. Донник, Н.В. Казанцева

1 – УрНИВИ; 2 – Свердловский областной онкологический диспансер.

Представленные результаты исследования не адекватного локального воздействия импульсного инфранизкочастотного электромагнитного поля на спонтанные злокачественные новообразования молочных желёз беспородных собак. Использованные режимы достоверно обеспечили избирательное воздействие с лечебным патоморфозом I – II степени опухолей без заметных структурных изменений в здоровых тканях.

В инфранизкочастотном диапазоне сосредоточены основные биоритмы и собственные частоты системных и клеточных уровней биообъектов. Их отклик на воздействие инфранизкочастотных электромагнитных полей (ЭМП) имеет резонансный характер. При частотах менее 1 кГц электрическая составляющая поля практически не проникает внутрь клетки. В то же время биообъекты прозрачны для магнитного поля [8]. Выполняемые, в том числе и российские исследования, выявили изменения иммунологических и морфологических показателей у ряда групп млекопитающих, обусловленные длительным воздействием ЭМП [5]. При этом полученные результаты исследований о возможных последствиях влияния интенсивных ЭМП на биосистемы носят противоречивый характер.

Первичным объектом воздействия ЭМП на биосистему является клетка, включая субклеточные компоненты. Функциональный отклик клетки на воздействие ЭМП проявляется в изменении её гомеостаза, интенсивности метаболических процессов и клеточного дыхания [7]. Воздействие классифицируют как адекватное, если оно усиливает процессы метаболизма и клеточной биоэнергетики, не адекватное – при их угнетении. Адекватные воздействия широко используются в физиотерапии [2]. Следует иметь ввиду фазный характер воздействия ЭМП, с возможным переходом от адекватного к не адекватному, при увеличении дозы. Неадекватные условия многопараметричны, их последствия зависят от интенсивности, частотных характеристик, режимов и экспозиции облучения. Можно предположить, что при соответствующих интенсивностях воздействия могут избирательно вызывать необратимые морфологические изменения тканей [3].

Известно, что клетки опухолевых тканей по ряду функциональных и морфологических признаков отличаются от здоровых [10]. Воздействие малыми интенсивностями ЭМП на опухоли приводит к стимуляция их роста [9]. При этом, значимых изменений в здоровых тканях не регистрируется. Имеющиеся исследования показали, что высокоинтенсивное воздействие ЭМП может приводить к разрушению тканей [6]. Эти обстоятельства допускают принципиальную возможность избирательно влиять на функциональное и морфологическое состояние новообразований при соответствующем выборе параметров воздействия ЭМП [3].

Проблема системного отклика организма на локальное воздействие интенсивного ЭМП представляет как научный, так и практический интерес. Соответствующая информация может быть получена по данным клинико-лабораторных исследований биологических объектов.

Авторы в данной работе ставили своей целью изучить действие локальных интенсивных импульсных инфранизкочастотных электромагнитных полей (ИИ ЭМП) на животных со спонтанными злокачественными новообразованиями молочных желёз, а так же разработать и реализовать способ избирательного воздействия, вызывающего подавление роста и необратимые морфологические изменения в интенсивно делящихся клетках на примере злокачественных новообразований. Для этого было необходимо установить параметры воздействия ИИ ЭМП, вызывающие подавление митоза интенсивно делящихся клеток, при избирательном воздействии на опухолевые ткани [4].

Материалом для проведения исследований были выбраны 44 собаки со спонтанными злокачественными новообразованиями одной или двух молочных желёз, с поражением одного или нескольких пакетов (диагноз – умеренно и высоко дифференцированная протоковая карцинома). Время развития новообразований (с момента обнаружения до начала лечения) составляло от 8 до 24 месяцев. Размеры новообразований к началу воздействия составляли от 2,5 до 7 см в диаметре. Возраст собак – от 6 до 13 лет. Вес животных – от 7 до 25 кг. В качестве контрольной группы было отобрано 20 животных, которым воздействие ИИ ЭМП не проводилось.

В ходе эксперимента у животных трижды исследовали общий анализ крови, биохимические показатели и иммунный статус (до, в середине и по окончанию курса воздействия ИИ ЭМП). Забор анализов проводился через 30 мин. после сеанса.

До курса воздействия всем животным проводили пункционную биопсию новообразования с последующим гистологическим и морфо- метрическим исследованием.

Раздельно подчитывали строму, лимфоидные элементы и опухолевые клетки, находящиеся в стабильном состоянии, а также в состояниях митоза, дистрофических изменений и некроза [1].

Всем животным рабочей группы проводили облучение самого новообразования и прилегающих здоровых тканей ИИ ЭМП с использованием авторской установки. Сеансы проводили ежедневно, по (30-60) мин. от 20 до 40 дней.

Аппарат воздействия включает блоки: питания, формирования импульсов, управления и контроля, генератор ЭМП. Генератор магнитного поля выполнен в виде двух торообразных соленоидов. Катушки соленоидов расположены на верхнем и нижнем основаниях рабочей стойки, с возможным расположением между ними объекта воздействия. Управление режимами работы установки осуществлялось по специально разработанной программе через персональный компьютер. Основными регулируемыми параметрами импульсных воздействий являются: амплитуда индукции, полярность их следования, длительность импульса, скважность, продолжительность воздействия. Использовались ЭМП с чистота следования импульсов до 1Гц и амплитудой индукции не менее 20мТл.

При облучении животное помещали между катушками на специальный стол. Ось катушек соответствовала центру облучаемого новообразования.

На 3-7 день после окончания курса воздействия ИИ ЭМП, животным осуществляли хирургическое удаление пораженных молочных желёз. Полученный операционный материал подвергали гистологическому и морфометрическому исследованию. Исследования проводили на разных участках опухоли. Следует отметить, что, учитывая размеры новообразований и рисунок распределения ИИ ЭМП

в пространстве, все они подвергались воздействию с различными амплитудами индукции на разных участках, что позволило использовать одно и тоже новообразования при разных режимах воздействия. Эффективность воздействия ИИ ЭМП на новообразование определяли сравнением результатов гистологических и морфометрических исследований облучённых и не облучённых участков опухолевых тканей, а так же результатов воздействия на здоровые ткани.

У всех животных, подвергнутых воздействию, не зависимо от характера новообразования, отмечены следующие внешние изменения: увеличение их размера за счёт отёка к окончанию курса воздействия с (2,5÷7)см. до (3,5÷8,5) см в диаметре; в 15% случаев наблюдали поверхностное изъязвление новообразований к окончанию курса воздействия; площадь изъязвлений составляла ~ (0,5÷1,0) см^2; при пальпации опухоли после курса воздействия становились более мягкими и подвижными. Новообразования, находящиеся вне зоны воздействия ЭМП, практически не изменялись.

В гистологических препаратах спонтанных злокачественных новообразований молочных желёз без воздействия ЭМП среди стромы определяли железистые и железисто-криброзные структуры из полиморфных атипичных клеток с гиперхромными ядрами, единичные участки дистрофий и фокусы некрозов. Имело место преобладание эпителиального опухолевого компонента над стромой.

При сравнительном морфологическом исследовании гистологических препаратов злокачественных новообразований молочных желёз после курса воздействия ЭМП с амплитудой индукции (20÷35) мТл. и экспозицией (30мин.×20сеансов) отмечали следующие особенности: появились дистрофические изменения эпителиальных клеток в виде очагово-диффузного кариопикноза и кариорексиса,

вакуолизация цитоплазмы до (25÷50) %; увеличилась площадь некрозов до (15÷25)%; изменилось соотношения строма – эпителиальный опухолевый компонент в сторону стромы; выявлена умеренная очаговая лимфоидная инфильтрация стромы в виде скоплений реактивных лимфоцитов; появление участков гиалиноза и фиброза; наличие гемосидероза в строме.

В гистологических препаратах тех новообразований, которые были подвергнуты курсу воздействия ЭМП с большой амплитудой индукции: (35÷50) мТл и экспозицией (60мин.×40сеансов) все перечисленные изменения оказались более выражены. Лечебный патоморфоз соответствовал I-II степени - дистрофические изменения и некрозы нарастали, и составляли (40÷60)% и (20÷30)% - соответственно.

В то же время, при гистологическом исследовании тканей здоровых молочных желез при всех используемых параметрах воздействия ЭМП дистрофические изменения составляли (1÷3) %, некрозы обнаружены не были.

При морфометрическом исследовании гистологических препаратов после курса воздействия ИИ ЭМП с амплитудой индукции (35÷50)м Тл имело место увеличение дистрофических изменений в эпителиальном опухолевом компоненте, пролиферация стромы, увеличение числа некрозов; уменьшение числа опухолевых клеток, практически полное подавление митозов в спонтанных злокачественных новообразованиях молочных желёз. Эти изменения были менее выражены при воздействии ИИ ЭМП с амплитудой индукции (20÷35) мТл. Результаты сравнения данных морфометрии представлены в табл. 1.

Таблица 1

Характеристика структурных компонентов спонтанных злокачественных новообразований молочных желёз до и после курса воздействия ИИ ЭМП с амплитудой индукции (20÷50)мТл и экспозицией (60мин.×40сеансов)

Структурные компоненты и их состояние	Без воздейст-вия (в %)	После курса воздействия с индукцией МП (20÷35)мТл (в %)	После курс воздействия с индукцией МП (35÷50)мТл (в %)
Клетки опухоли	27,90±2,08*	22,64±2,47	13,27±3,19*
Митозы	0,59±0,12*	0,41±0,13	0,20±0,18*
Клетки дистрофически изменённые	2,71±0,67	2,97±1,07	2,95±1,82
Некрозы	0,80±0,35*	1,21±0,41	1,80±1,91*
Лимфоидные элементы	1,51±0,42	1,64±0,66	1,00±0,31
Строма	66,49±2,16*	71,13±2,25	81,01±8,79*

* - $p<0,05$

Морфометрические исследования подтверждают гистологические результаты.

В совокупности, полученные результаты исследований воздействий знакопеременного ИИ ЭМП, позволяют сделать следующие выводы:

1. Использованные режимы локального воздействия достоверно приводят к лечебному патоморфозу I-II степени выраженности в спонтанных злокачественных новообразований у подопытных животных. Значимым фактором является избирательность воздействия на опухолевые ткани по сравнению с аналогичными здоровыми. В здоровых тканях, попадавших в зону воздействия, заметных структурных изменений, стимулируемых ИИ ЭМП, не обнаружено.
2. Обнаружен эффект подавления митотической активности интенсивно делящихся клеток при используемых в настоящей работе параметрах ИИ ЭМП и режимах облучения. При увеличении экспозиции или интенсивности воздействия за подавлением митотической активности клеток следует их переход в некротическое состояние.
3. В здоровых тканях под воздействием ЭМП с различными параметрами значимые изменения минимальны – (1÷3) %.

Полученные результаты последствий воздействия ИИ ЭМП на злокачественные новообразования допускают возможную перспективность их использования в онкологической практике.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ:

1. Автандилов Г.Г. Морфометрия в патологии / Г.Г.Автандилов. – М.: Медицина, 1973. – 248 с.
2. Боголюбов В.М. Общая физиотерапия / В.М.Боголюбов, Г.Н.Пономаренко. – М.: Медицина, 1999. – 430 с.
3. Волобуев А.П. Механизмы биологического действия электромагнитного излучения / А.П. Волобуев, И.М. Донник, А.В. Трапезников, П.И. Юшков // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2005. – Вып. 6. – С. 187-202.

4. Волобуев А.П. Электромагнитное поле низкой частоты: результат воздействия на биообъекты / А.П.Волобуев, И.М.Донник, Н.В.Казанцева // Научные основы профилактики и лечения болезней животных: Сборник научных трудов ведущих ученых России, СНГ и др. стран. – Екатеринбург: Уральское издательство, 2005. – С. 415-418.
5. Григорьев Ю.Г. Отдаленные последствия биологического действия электромагнитных полей / Ю.Г.Григорьев // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2000. – Т. 40, № 2. – С. 217 – 225.
6. Каплан М.А. Перспективы применения высокоинтенсивных импульсных магнитных полей в лечении злокачественных новообразований /М.А.Каплан, Р.Г.Никитина, М.Е.Климанов и др. //Российский онкологический журнал. – 1998. - № 8. – С. 34-37.
7. Королёв О.В. Общие закономерности ультраструктурных реакций при действии электромагнитных излучений / О.В.Королёв // Вопросы курортологии, физиотерапии и лечебной физической культуры. – 1997. - №5. – С.3-7.
8. Кузнецов А.Н. Биофизика низкочастотных электромагнитных воздействий / А.Н.Кузнецов. – М.: МФТИ, 1994. – 84 с.
9. Муратов Е.И. Электрические и магнитные поля сверхнизкой частоты и их роль в развитии новообразований /Е.И.Муратов //Вопросы онкологии . – 1996. – Т. 42, № 5. – С. 13-19.
10. Струков А.И. Патологическая анатомия / А.И.Струков, В.В.Серов. – М.: Медицина, 1993. – 688 с.

СОДЕРЖАНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ПОЧВЕ И ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЯХ НА ЛЕСНЫХ УЧАСТКАХ, ЗАТОПЛЯЕМЫХ РАДИОАКТИВНЫМИ ВОДАМИ

П.И. Юшков

Институт экологии растений и животных Уральского отделения РАН. г. Екатеринбург

В 1949-1952 гг. Производственное Объединение «Маяк» (Южный Урал) сбросило в р. Течу 10^{17} Бк радионуклидов, при этом на долю ^{90}Sr и ^{137}Cs пришлось по 10^{16} Бк (Trapeznikov a. oth, 1994). Вследствие этого некоторые участки пойм рек Течи и Исети на территории Курганской области оказались в разной степени загрязненными радионуклидами. В воде и грунтах р. Течи содержится около $0{,}3 \cdot 10^{12}$ Бк ^{90}Sr и более $6 \cdot 10^{12}$ Бк ^{137}Cs (Трапезников и др., 1993; Trapeznikov a. oth., 1993; Трапезников и др., 1999). Кроме этого, в пойме р. Течи ниже с. Муслюмово (Челябинская область) к началу 90-х годов прошлого столетия было депонировано $(79\text{-}189) \cdot 10^{12}$ Бк ^{90}Sr и $(115\text{-}235) \cdot 10^{12}$ Бк ^{137}Cs («Краткая техническая характеристика», 1990).

Сохранение ядерного производства на ПО «Маяк», наличие депо радионуклидов в пойме р. Течи, в озере Карачай и Аслановских болотах в верховье р. Течи, миграция радиоактивных веществ из каскада водохранилищ и обводных каналов на территории ПО «Маяк» («Заключение ...» 1991), возможность аварийных сбросов радионуклидов делают актуальной организацию стационарной сети наблюдений за радиоэкологической обстановкой на р. Тече, на пойменных и припойменных участках суши вдоль реки.

Известно, что древесные растения, являющиеся источником строительных материалов, сырьем для пищевой промышленности, для производств фото- и киноматериалов и используемых частью населения в качестве топлива, способны выносить из почвы и аккумулировать значительное количество радионуклидов (Алексахин, Нарышкин, 1977; Karavaeva a. oth., 1994). Федеральная служба лесного хозяйства России приняла в 1963 г. решение о создании в лесном фонде сети стационарных участков наблюдения за радиационной обстановкой на части территорий Челябинской, Курганской и Свердловской областей, загрязненных радионуклидами вследствие аварий на производственном объединении «Маяк» и сбросов радиоактивных вод в р. Течу («Положение...»,1993). Следует отметить, что в период с 1990 по 1995 г. Опытной научно-исследовательской станцией (Челябинской области) было проведено исследование загрязнения радионуклидами на пойменных залесенных участков, расположенных по обеим сторонам р. Течи в пределах Челябинской области (Мартюшева и др., 2004) .

В сентябре 1995 г. в соответствии с программой Курганского областного Управления лесами на территории области в поймах рек Течи и Исети Отделом континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН были заложены три лесных стационарных радиоэкологических участка, на каждом из которых согласно («Методические указания...», 1994) определили содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и в господствующих видах древесных растений. К сожалению, полностью программа из-за отсутствия финансирования осталась не выполненной.

Цель настоящей работы – представить данные о радиоэкологической обстановке в пойменных лесах, располо-

женных вдоль нижнего течения р. Течи, а также р. Исети в пределах Курганской области на разном расстоянии от источника радиоактивного загрязнения и показать особенности накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs разными видами древесных растений.

Методика

Были заложены два лесных радиоэкологических участка на р. Тече (участки 1 и 2) и один на р. Исети (участок 3). Закладку указанных участков производили согласно рекомендациям Федеральнойслужбы лесного хозяйства России («Методические указания...», 1994). На каждом участке способом конверта (со стороной 50 м) закладывались пять разрезов для отбора проб почвы и бралось по три дерева господствующей породы.

Почвенные образцы отбирали с учетом площади отбора на глубину 60 см послойно: 0-20, 20-40, 40-60 см. В местах отбора почвенных образцов с площади 1 м^2 собирали лесную подстилку и травяной покров. Воздушно-сухая масса пробы растений равнялась 2,5-3,5 кг, лесной подстилки – 1-2 кг, почвы 1,5-2 кг. В разных частях участков подбирали деревья, средние для каждого насаждения по высоте и диаметру. С каждого модельного дерева по стандартной методике отбирали образцы хвои (листьев), веток, коры и древесины. При этом пробы коры и древесины брали из нижней (комлевой), серединной и вершинной частей дерева. Масса образцов хвой (листьев) составляла 0,6-1 кг, коры – 0,5-2 кг, древесины – 4-8 кг сухой массы.

Пробы растений, лесной подстилки и почвы высушивали до воздушно-сухого состояния и взвешивали. Пробы растений и лесной подстилки озоляли при температуре 500°С.

Почвенные пробы растирали и просеивали через сито с ячейками диаметром 1 мм. Из подготовленных проб изготовляли методом квартования образцы в двух повторностях для гамма-спектрометрического и радиохимического анализов. Содержание ^{90}Sr определяли по ^{90}Y (Павлоцкая и др., 1964). Радиометрию полученных образцов производили на малофоновой установке УМФ-1500 с торцовым счетчиком СБТ-13 при статистической ошибке счета не более 10%.

Для гамма-спектрометрического определения содержания ^{137}Cs в образцах почвы, золы растений и лесной подстилки помещали в алюминиевые бюксы емкостью 50 мл. Гамма-спектрометрию образцов проводили на многоканальных анализаторах типа АМ-А-02Ф1 с детектором кристаллом Na(Tl) размером 150x150. Статистическая ошибка измерений не превышала 15%.

В районе каждой постоянной точки участка измеряли мощность дозы γ-излучения на высоте 1 м от поверхности почвы прибором ДРГ-01Т и плотность потока β-частиц на высоте 1-2 см от поверхности почвы и на глубине 60 см прибором МКС-01. На основании 5-6-кратных замеров рассчитывали средний показатель для каждой постоянной точки.

Полученный материал подвергли статистической обработке (Плохинский, 1970).

Результаты

Участок № 1 заложен в 45-летнем сосновом насаждении в квартале 87 между н.п. Верхняя Теча и н.п. Скилягина (далее в тексте н.п. Скилягина) на левом берегу реки. Он в отдельные годы затапливается при поднятии уровня воды в реке. Травяной покров отсутствует.

Точка 1 находится вблизи моста. Лесная подстилка представлена сосновым опадом толщиной до 5 см. Почва

темно-серая лесная, иловатая. Верхние 40 см пронизаны корнями, на глубине 1 м илистые отложения. Мощность дозы γ-излучения составила 15±0,6 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 21±0,8, на глубине 60 см – 20±0,8 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 2* расположена в 100 м выше точки 1 по течению реки вблизи юго-восточной опушки лесного участка. Лесная подстилка до 5 см толщиной. Почва аналогична таковой в точке 1. Корни встречаются по всей 60-см толще почвенного слоя. Мощность дозы γ-излучения 14±1,4 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 27±1,2 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 3* находится в 50 м к западу от точки 2. Лесная подстилка и почва сходны с таковыми в точках 1 и 2. Мощность дозы γ-излучения 15±1,1 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 20±0,6 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 4* находится в 50 м к северу от точки 3. Лесная подстилка мощностью 3-4 см образована сосновым опадом, нижний слой которого разложился. Слой 0-30 см – гумусированная супесь, влажная. Слой 30-35 см – песчано-илистый. На глубине 55-58 см прослойка гумусированного грунта, ниже, до глубины 80 см песчано-илистый слой. Мощность дозы γ-излучения 16±0,4 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 12±0,7 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 5* находится в центре участка. Лесная подстилка аналогична отмеченной в точке 4. Слой почвы 0-30 см иловатый, серой окраски. На глубинах 30-33, 35-36, 38-40 см имеются прослойки плотного субстрата более темной окраски и вкрапления глины. Между этими слоями тонкие прослойки песка. Слой 0-18 см насыщен корнями, которые встречаются до глубины 70 см. Мощность дозы γ-излучения 13±0,8 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 20±0,8 β-частиц /см^2 · мин.

Таблица 1

Содержание радионуклидов в почве лесного участка 1 в пойме реки Течи (район н.п. Скилягина)

№ точки	Слой почвы, см	Концентрация, Бк/кг		Плотность загрязнения, кБк/м^2	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1	Лесная подстилка	573,6±41,2	127,4±8,5	2,29±0,16	0,51±0,03
	0-20	56,5±10,1	29,5±1,1	9,15±1,64	4,78±0,18
	20-40	35,1±7,7	4,4±1,6	4,63±1,02	0,58±0,21
	40-60	14,4±4,3	7,4±2,6	2,23±0,67	1,15±0,40
	Сумма:	-	-	18,30±2,05	7,02±0,49
2	Лесная подстилка	474,7±34,8	108,4±4,1	3,00±0,22	0,68±0,03
	0-20	51,5±9,5	33,8±2,8	7,83±1,44	5,14±0,43
	20-40	30,1±4,2	8,5±2,3	5,27±0,74	1,49±0,40
	40-60	9,6±1,7	6,9±1,8	1,97±0,35	1,41±0,37
	Сумма:	-	-	18,07±1,67	8,72±0,69
3	Лесная подстилка	525,8±25,1	105,1±8,0	2,06±0,03	0,41±0,03
	0-20	52,4±8,7	30,4±9,0	8,38±1,39	4,86±0,14
	20-40	37,6±6,8	4,6±0,7	6,13±1,01	0,75±0,11
	40-60	15,1±3,8	1,1±0,5	3,14±0,79	0,23±0,10
	Сумма:	-	-	19,71±1,89	6,25±0,21
4	Лесная подстилка	351,5±20,6	29,3±2,0	0,82±0,05	0,07±0,005
	0-20	38,7±6,1	19,6±1,5	6,31±0,99	3,19±0,24
	20-40	24,3±3,7	3,8±1,9	5,05±0,77	0,79±0,40
	40-60	8,5±1,5	7,4±2,3	1,62±0,29	1,41±0,44
	Сумма:	-	-	13,80±1,29	5,46±0,64
5	Лесная подстилка	462,7±40,5	95,6±8,6	1,75±0,15	0,36±0,03
	0-20	36,8±7,1	18,4±0,5	5,04±0,97	2,52±0,07
	20-40	28,5±3,9	5,3±1,1	4,61±0,63	2,48±0,18
	40-60	8,3±1,8	12,3±2,4	1,28±0,28	1,89±0,06
	Сумма:	-	-	12,68±1,20	7,25±0,20

Продолжение таблицы 1

№ точки	Слой почвы, см	Концентрация, Бк/кг		Плотность загрязнения, кБк/м^2	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Средняя по участку	Лесная подстилка	403,4±16,5	92,6±3,1	1,98±0,05	0,41±0,01
	0-20	47,1±3,8	26,3±2,5	7,34±0,59	4,10±0,11
	20-40	30,1±3,9	5,3±0,6	5,14±0,38	1,22±0,13
	40-60	11,2±2,5	7,0±0,9	2,04±0,23	1,22±0,14
	Сумма:	-	-	16,5±0,74	6,95±0,22

Из табл. 1 видно, что концентрация ^{90}Sr в подстилке в среднем превышает таковое в нижележащих слоях почвы в 8,5-36,4 раза. Максимальная концентрация радионуклида в лесной подстилке отмечена в точке 1 (573,6 Бк/кг), минимальная – в точке 4 (351,5 Бк/кг). Плотность загрязнения ^{90}Sr на участке 1 находится в пределах от 12,7 до 19,7 кБк/м^2. Средняя плотность загрязнения участка 1 этим нуклидом составляет 16,5 кБк/м^2. Так же как и ^{90}Sr, ^{137}Cs неравномерно распределен на участке и его наибольшие концентрации приурочены к лесной подстилке. В среднем концентрация ^{137}Cs в лесной подстилке составила 92,6 Бк/кг, что в 3,5 раза превышает его концентрацию в слое почвы 0-20 см. На участке 1 в слое 0-20 см концентрация нуклида находится в пределах 18,4-33,8 Бк/кг, в нижележащих слоях почвы она снижается в несколько раз. Плотность загрязнения ^{137}Cs почв на участке составляет 6,95 Бк/м^2. В почвенном покрове участка 1 содержание этого радионуклида в несколько раз ниже содержания ^{90}Sr и отношение ^{137}Cs/^{90}Sr составляет 0,42.

В табл. 2 представлены данные о содержании обоих радионуклидов в надземных органах сосны.

Таблица 2

Содержание радионуклидов в деревьях сосны на участке 1 в пойме реки Течи (район н.п. Скилягина), Бк/кг воздушно-сухой массы

Радионуклид	Хвоя	Ветки	Кора			Древесина		
			Часть ствола					
			вершинная	средняя	нижняя	вершинная	средняя	нижняя
^{90}Sr	21,4±8,5	40,9±2,8	78,4±44,1	62,9±6,9	62,0±13,3	24,3±11,3	16,1±5,0	17,2±7,1
^{137}Cs	2,6±1,8	3,6±2,7	7,9±3,8	5,2±1,9	4,6±0,5	0,5±0,04	0,4±0,1	0,4±0,2

По концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs органы сосны располагаются следующим образом: кора>ветки>хвоя>древесина. Концентрация ^{90}Sr в коре практически одинакова на всем протяжении ствола: 62,0-78,4 Бк/кг. Аналогичная картина наблюдается и по содержанию ^{90}Sr в древесине ствола. Концентрация ^{37}Cs в коре снижается от вершинной части к нижней, комлевой, части ствола, а в древесине она одинакова во всех частях ствола.

Участок 2 заложен в квартале 188 в правобережной пойме р. Течи вблизи н.п. Затеченское в лесопосадках сосны и лиственницы, подвергается затоплению при весенних и летних паводках. Точки отбора проб почвы и проведения дозиметрии расположены в сосняке, отстоящем от лиственничника в нескольких десятках метров. В обоих насаждениях травянистые растения в виде куртин имелись только в отдельных точках. В *точке 1* насаждения сосны лесная подстилка мощностью около 3 см образована в основном полуразложившимся сосновым опадом. Верхний 20-см слой иловатый, серой окраски. Слой обильно пронизан корнями растений. На глубине 20-25 см находится слой песка, ниже, до глубины 56 см, более темноокрашенный слой почвы средне-комковатой структуры. Более глубокие слои почвы гумусированы, мелко-комковатой структуры, близкой к зернистой. Почва вязкая, влажная. Возможно, что формирование этого слоя почвы связано с переносом водой гумусового слоя с пахотных земель. В *точке 2* лесная подстилка толщиной 1-3 см представлена главным образом сосновым опадом. Верхний слой минеральной части почвы 0-25 см иловатый, серой окраски, содержит много корней. Слой почвы 25-60 см имеет средне-комковатую структуру, более окрашен, чем вышележащий слой, насыщен корнями. Мощность дозы γ-излучения 12±0,2 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 16±0,2 β-частиц /см^2 · мин., на глубине

60 см - 12±0,2 β-частиц /см^2·мин. *Точка 3* расположена в 50 м к юго-западу от точки 2. Лесная подстилка сформирована в основном сосновым опадом. Слой почвы 0-20 см серой окраски пронизан большим числом корней. С глубины 25 см до глубины 55 см слой влажной вязкой, темноокрашенной гумусированной почвы, имеющей зернистую структуру. В этом слое мало корней растений. С глубины 55 влажный сероватой окраски иловатый слой почвы с элементами оглеения. Мощность дозы γ-излучения 11±1,2 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 21±1,2 β-частиц /см^2 · мин., на глубине 60 см - 10±1 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 4* находится в 55 м к востоку от точки 2 характеризуется отсутствием лесной подстилки. Верхний 20-см слой почвы серой окраски, сухой, имеет мелко-комковатую структуру, содержит раковины моллюсков, пронизан корнями. Слой 20-40 см сероватой окраски, влажный, с илистыми включениями. Слои почвы, расположенные ниже, глинистые, плотные, вязкие. Мощность дозы γ-излучения 14±1,3 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 12±1,3 β-частиц /см^2 · мин., на глубине 60 см - 10±1 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 5* находится в 50 м к юго-западу от точки 2. Лесная подстилка состоит в основном из полуразложившихся сосновых хвои и шишек. Слой 0-20 см представлен сухой серой легкой иловато-песчаной почвой, пронизан корнями растений. На глубине 15-17 см встречаются гнезда тонкого ила. С глубины 25-27 см находится слой песка толщиной до 2,5 см. С глубины 28-30 см почва приобретает темную окраску и зернистую структуру, включает глинистые образования, влажная. Слой почвы 20-40 см содержит много тонких корней. Мощность дозы γ-излучения 15±0,4 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 14±0,8 β-частиц /см^2 · мин., на глубине 60 см - 10±0,8 β-частиц /см^2 · мин.

Таблица 3.

Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове на лесном участке 2 в пойме реки Течи (район н.п. Затеченское)

№ точки	Слой почвы, см	Концентрация, Бк/кг		Плотность загрязнения, кБк/м^2	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1	2	3	4	5	6
1	Растения	135,4±8,6	31,4±4,0	1,41±0,09	0,33±0,04
	Лесная подстилка	211,3±15,8	43,2±1,1	1,33±0,10	0,27±0,01
	0-20	98,5±9,2	17,3±0,4	18,23±1,70	3,20±0,07
	20-40	60,6±8,3	5,0±0,5	9,39±1,29	0,78±0,08
	40-60	14,1±2,9	4,7±0,8	2,00±0,41	0,67±0,11
	Сумма:	-	-	32,36±2,17	5,25±0,16
2	Лесная подстилка	256,3±18,7	41,7±1,1	1,74±0,13	0,28±0,008
	0-20	114,1±9,7	27,3±1,0	16,54±1,11	3,96±0,15
	20-40	68,5±9,5	10,0±0,6	10,14±1,41	1,48±0,09
	40-60	13,2±1,6	11,5±2,0	1,56±0,18	1,36±0,24
	Сумма:	-	-	29,98±1,81	7,08±0,008
3	Растения	121,5±9,3	34,1±5,5	1,02±0,08	0,29±0,15
	Лесная подстилка	285,1±23,1	64,5±2,1	1,08±0,09	0,25±,0,24
	0-20	182,6±12,7	41,8±2,2	27,58±2,06	6,77±0,84
	20-40	110,1±9,8	21,7±2,6	25,85±1,50	3,62±0,09
	40-60	34,5±4,8	5,7±1,6	5,80±0,71	0,96±0,43
	Сумма:	-	-	54,33±2,65	11,89±1,11
4	Лесная подстилка	241,3±10,7	111,5±3,5	1,40±0,06	0,65±0,02
	0-20	129,4±16,3	20,2±0,4	22,26±2,80	3,47±0,07
	20-40	98,2±7,7	16,0±0,4	15,71±1,23	2,56±0,06
	40-60	23,5±4,1	1,3±0,6	3,99±0,68	0,21±1,0
	Сумма:	-	-	43,36±3,13	6,89±1,00

№ точки	Слой почвы, см	Концентрация, Бк/кг		Плотность загрязнения, кБк/м^2	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1	2	3	4	5	6
5	Лесная подстилка	20,5±15,6	39,9±0,7	0,81±0,06	0,16±0,003
	0-20	108,3±18,5	26,4±0,7	15,70±2,68	3,68±0,10
	20-40	70,2±9,6	12,7±4,0	8,42±1,18	1,52±0,48
	40-60	15,6±2,8	2,6±0,5	2,11±0,38	0,35±0,07
	Сумма:	-	-	27,04±2,95	5,71±1,12
Среднее по участку	Растения			0,49±0,08	0,12
	Лесная подстилка	-	-	1,27±0,20	0,32±0,11
	0-20	-	-	20,1±2,5	4,22±0,77
	20-40	-	-	13,9±3,74	2,15±0,61
	40-60	-	--	3,09±3,09	0,71±0,25
	Сумма:	-	-	38,85±5,86	7,52±0,25

Из табл. 3 видно, что ^{90}Sr и ^{137}Cs неравномерно распределены на территории участка 2, при этом наибольшие концентрации их наблюдаются в лесном опаде. Средняя концентрация ^{90}Sr в растениях составляет 128,6 Бк/кг и она почти в два раза ниже концентрации в лесном опаде (240 Бк/кг). В минеральной части почвы концентрация нуклида значительно меньше, чем в лесной подстилке, и в нижних слоях почвенного разреза составляет 13,2-34,5 Бк/кг. Плотность загрязнения участка радионуклидом находится в пределах от 20 до 54 кБк/м^2. Средняя плотность загрязнения ^{90}Sr почвенно-растительного покрова (здесь и далее без учета древесных растений) равняется 37,41 кБк/м^2. Концентрация ^{137}Cs в растительном покрове участка в 4 раза ниже, чем концентрация ^{90}Sr. В подстилке концентрация радионуклида в среднем в 1,8 раза превышает таковую в растениях и более чем в 2 раза –

в верхнем 20-см слое почвы. Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs почвенно-растительного покрова на участке составляет 7,4 кБк/м^2. Отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ равно 0,19.

По концентрации ^{90}Sr органы сосны располагаются следующим образом: кора> ветки> хвоя> древесина (табл. 4). При этом самая высокая концентрация радионуклида (более 85 Бк/кг) отмечена в коре вершинной и средней частей ствола, а наименьшая - в древесине (около 12 Бк/кг). Значительно более высокое содержание этого радионуклида, чем в сосне, наблюдается в деревьях лиственницы. По концентрации ^{90}Sr органы лиственницы располагаются в следующий ряд: хвоя> ветки> кора> древесина. Наибольшая концентрация радионуклида в хвое равна 837,8 Бк/кг, наименьшая – в древесине комлевой части ствола – 205 Бк/кг.

Содержание ^{137}Cs в сосне и лиственнице на один-два порядка величин ниже, чем содержание ^{90}Sr. Органы сосны по концентрации в них ^{137}Cs располагаются в такой ряд: кора> ветки> хвоя> древесина. Близкие концентрации этого радионуклида характерны и для листенницы, органы которой по данному показатели располагаются следующим образом: ветки-кора-хвоя>древесина.

Участок 3 заложен в пойме р. Исети в спелом сосновом насаждении, к которому с юга примыкает березняк с примесью осины. Участок подвергается сезонному затоплению. В сосняке находятся точки отбора проб и проведения дозиметрии 1-3, в березняке – точка 4 и на границе сосняка и березняка – точка 5. В *точке 1* лесная подстилка образована слаборазложившимся сосновым опадом толщиной 5-6 см. Верхний 14-см слой почвы представляет собой гумусированную супесь черной окраски. Ниже, до глубины 24 см, лежит песчаный светлоокрашенный слой, пропитанный

Таблица 4

Содержание радионуклидов в деревьях сосны (1) и лиственницы (2) на участке 2 в пойме реки Течи (район н.п. Затеченское), Бк/кг воздушно-сухой массы.

Вид	Радио-нуклид	Хвоя	Ветки	Кора			Древесина		
				Часть ствола					
				вершинная	средняя	нижняя	вершинная	средняя	нижняя
1	^{90}Sr	19,3±4,8	34,8±5,1	86,4±9,9	88,6±9,1	47,7±9,9	14,8±0,8	11,9±2,2	16,9±2,7
	^{137}Cs	1,8±0,8	2,0±0,9	3,5±0,5	4,6±0,7	5,3±2,2	0,7±0,2	1,3±0,5	0,9±0,5
2	^{90}Sr	837,8±215,5	340,7±64,7	266,9±69,7	331,2±149,1	284,2±136,5	230,6±72,2	235,0±104,6	205,0±84,0
	^{137}Cs	4,8±2,3	5,7±2,6	3,0±0,9	4,5±0,3	5,4±0,8	1,9±0,8	1,1±0,3	0,7±0,3

буроватыми железистыми соединениями. Песчаный слой простирается до глубины 80 см, ниже переходит в уплотненный железистый песчаник. Мощность дозы γ-излучения 11,4±1,1 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 18,2±1,1 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 2* находится в 50 м севернее точки 1. Лесная подстилка образована сосновым и березовым опадом мощностью 3-4 см. Слой почвы 0-7 см представлен темно-серым гумусированным песком, слой 7-47 см светло-серым песчаником, ниже 47 см переходит в бурый плотный и вязкий песчаник. Мощность дозы γ-излучения 12±0,6 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 18±1,1 β-частиц /см^2 · мин. В *точке 3*, расположенной в 50 м к западу от точки 2, толщина лесной подстилки составляет 7-8 см. Слой почвы 0-8 см гумусовый, темной окраски, обильно пронизан мощными корнями растений. Слой почвы, лежащий ниже, до глубины 15 см имеет светло-серую окраску, представлен плотным песчаником. Ниже 15 см появляется слабо бурая железистая окраска почвы, которая на глубине 60 см переходит в интенсивно бурую окраску. Почва неструктурированна, представляет собой плотную, вязкую влажную массу. Мощность дозы γ-излучения 12±0,9мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 18±0,5 β-частиц /см^2 · мин. В 50 м к югу от точки 3 находится *точка 4.* Лесная подстилка мощностью 3-4 см состоит из листьев березы, осины и перегнившей хвои. Слой 0-5 см темно-серый гумусированный, супесчаный. Слой 5-35 см – песчаник с бурыми железистыми включениями. До глубины 10 см в почве много корней. На глубине 35 см и ниже очень плотный слой песчаника, представляющий плотный вязкий субстрат, пропитанный бурыми железистыми соединениями. До глубины 40 см встречаются единичные корни. Мощность дозы γ-излучения 12±0,6 мкР/час,

плотность потока β-частиц на поверхности почвы 16±0,9 β-частиц /см^2 · мин. *Точка 5* расположена в центре участка. Лесная подстилка сформирована в основном сосновым опадом. Слой 0-7 см представляет собой гумусированную супесь, ниже, до глубины 18 см – светло-серый мелкозернистый песчаник. С глубины 18 см появляется слабая буроватая железистая окраска, которая с глубины 57 см становится более интенсивной. Ниже этой глубины находится песчаник, пропитанный железистыми соединениями. Мощность дозы γ-излучения 18±0,8 мкР/час, плотность потока β-частиц на поверхности почвы 13±0,8 β-частиц /см^2 · мин.

Данные табл. 5 показывают, что концентрация ^{90}Sr в лесной подстилке находится в пределах 120,9-181,5 Бк/кг. Концентрация этого радионуклида в верхнем 20-см слое почвы в 4-6 раз ниже, чем в лесной подстилке. В слое почвы 20-40 см содержание ^{90}Sr снижается в 1,5-2 раза по сравнению с вышележащим слоем. В нижнем 20-см слое концентрация нуклида ниже в 2-3 раза, чем в предшествующем слое. Плотность загрязнения почвы ^{90}Sr на участке 1 находится в пределах от 8,3 до 20,3 кБк/м^2. раза, чем в предшествующем слое. Плотность загрязнения почвы ^{90}Sr на участке 1 находится в пределах от 8,3 до 20,3 кБк/м^2.

По содержанию в почвенном покрове ^{137}Cs разные точки отбора проб на участке 3 значительно различаются. Наибольшие концентрации нуклида (183 Бк/кг) обнаружены в лесной подстилке, причем превышении над концентрацией в верхнем 20-см слое составляет 3-90 крат. В большинстве точек отбора проб ^{137}Cs сравнительно равномерно распределен по почвенному профилю. Плотность загрязнения участка 3 радионуклидом находится в пределах от 3 до 6 кБк/м^2 и в среднем составляет 4,75 кБк/м^2 . Отношение ^{90}Sr/^{137}Cs на данном участке равно 0,36.

Таблица 5

Содержание радионуклидов в почве лесного участка 3 в пойме реки Исети (район н.п. Барино)

№ точки	Слой почвы, см	Концентрация, Бк/кг		Плотность загрязнения, кБк/м^2	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1	Лесная подстилка	128,5±8,8	49,6±0,4	1,51±0,11	0,59±0,02
	0-20	36,4±6,5	16,0±2,3	4,00±0,72	1,76±0,25
	20-40	21,0±3,8	2,9±1,9	3,05±0,55	0,42±0,27
	40-60	10,8±2,4	1,3±0,7	2,75±0,61	0,33±0,18
	Сумма:	-	-	11,31±1,10	3,10±0,0,41
2	Лесная подстилка	159,2±13,7	124,8±7,0	1,06±0,09	0,83±0,05
	0-20	27,8±7,7	9,2±0,6	4,77±1,33	1,93±0,13
	20-40	16,8±3,1	3,0±2,3	4,11±0,76	0,48±0,37
	40-60	9,3±1,1	3,1±1,5	2,23±0,26	0,70±0,34
	Сумма:	-	-	12,17±1,56	3,94±0,52
3	Лесная подстилка	148,0±11,2	183,0±6,5	2,42±0,18	3,00±0,11
	0-20	24,3±6,7	2,0±0,5	4,20±1,16	0,37±0,09
	20-40	15,6±3,4	2,8±0,6	3,82±0,83	0,69±0,15
	40-60	6,4±0,8	4,5±2,9	1,60±0,20	1,12±0,82
	Сумма:	-	-	12,04±1,45	5,18±0,84
4	Лесная подстилка	181,5±13,5	142,6±11,0	1,45±0,01	1,14±0,10
	0-20	38,9±8,1	7,5±1,1	7,31±1,52	1,41±0,21
	20-40	18,1±4,3	8,6±2,2	3,49±0,83	1,66±0,43
	40-60	10,2±2,8	7,6±1,5	2,45±0,67	1,82±0,36
	Сумма:	-	-	14,70±1,86	6,03±0,61
5	Лесная подстилка	120,9±10,6	142,5±11,0	1,94±0,17	2,28±0,18
	0-20	30,7±5,5	3,3±0,9	8,98±0,04	0,97±0,26
	20-40	19,4±2,8	3,0±0,9	6,87±0,99	1,06±0,32
	40-60	5,1±1,8	2,4±0,3	2,55±0,90	1,20±0,15
	Сумма:	-	-	20,34±1,35	5,51±0,47

Продолжение таблицы 5

№ точки	Слой почвы, см	Концентрация, Бк/кг		Плотность загрязнения, кБк/м^2	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Средняя по участку	Лесная подстилка	147,6±2,1	182,5±3,8	1,68±0,06	1,57±0,05
	0-20	31,6±3,1	7,6±0,6	4,90±0,49	1,28±0,09
	20-40	14,2±1,6	4,1±0,6	4,27±0,36	0,86±0,15
	40-60	7,9±0,9	3,8±1,5	2,32±0,23	1,04±0,75
	Сумма:			13,17±0,65	4,75±0,77

В табл. 6 представлены данные о распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в надземных органах сосны и березы. По концентрации ^{90}Sr в сосне органы располагаются в ряду: кора>ветки>хвоя >древесина. При этом содержание нуклида в коре составляет 8,6-23,6 Бк/кг, в древесине – 1,2-2,0 Бк/кг.

У березы наиболее высокая концентрация ^{90}Sr обнаружена в листьях - 46,2 Бк/кг, что в 10 раз выше, чем в хвое сосны. В ветках содержание этого радионуклида такое же, что и в листьях. В коре ствола ^{90}Sr в 2,5-5 раз ниже, чем в листьях и ветках. Наименьшая концентрация радионуклида оказалась в древесине (1,2-2,20 Бк/кг). Содержание ^{137}Cs в хвое и ветках в 3-3,5 раза ниже, чем содержание ^{90}Sr и составляет 1,5-2,1 Бк/кг. В коре комлевой части ствола сосны содержание ^{137}Cs равно 9,7 Бк/кг, что почти в два раза выше его содержания в вышележащих частях ствола. В древесине наиболее высокая концентрация нуклида (1,4 Бк/кг) отмечена в вершинной части ствола, к основанию ствола она снижается.

Особенности накопления радионуклидов надземными органами деревьев разных видов древесных видны из табл. 7, в которой приведены коэффициенты перехода $К_п$, представляющее собой отношение удельной концентрации

Таблица 6

Содержание радионуклидов в деревьях сосны (1) и березы (2 на участке 2) поймы реки Исети (район н.п. Барино), Бк/кг воздушно-сухой массы

Вид	Радио-нуклид	Хвоя	Ветки	Кора			Древесина		
				Часть ствола					
				вершинная	средняя	нижняя	вершинная	средняя	нижняя
1	^{90}Sr	4,5±1,8	7,2±1,5	23,6±4,4	23,0±1,8	8,6±1,7	1,5±0,6	2,0±0,9	1,2±0,8
	^{137}Cs	1,5±0,3	2,1±0,4	5,0±0,3	5,3±1,4	9,7±0,9	1,4±0,5	0,7±0,3	нпи*
2	^{90}Sr	46,2±18,6	42,8±11,8	9,3±5,3	8,4±3,2	19,4±9,0	5,0±1,0	2,8±1,1	3,0±0,9
	^{137}Cs	2,7±1,1	1,5±0,6	0,4±0,1	0,3±0,1	3,4±1,2	0,3±0,08	0,1±0,03	0,2±0,08

* ниже предела измерения

радионуклида в хвое (листьях), коре и древесине деревьев, отнесенное к плотности загрязнения почвы –

$$\frac{\text{Бк / кг}}{\text{кБк / м}^2}$$

Наиболее высокая накопительная способность по отношению к ^{90}Sr оказалась у лиственницы, в меньшей мере она отмечена по ^{137}Cs. Отметим, что уровни накопления ^{90}Sr хвоей и древесиной сосны (в среднем 13,0 и 5,0 соответственно) в пойме р. Течи на территории Челябинской области (10) в среднем выше, чем на участке 1 (1,4 и 1,2 соответственно), расположенном близко к границе между областями. Средние уровни накопления ^{137}Cs хвоей и древесиной сосны (соответственно 11 и 4) также выше в пойменных лесах Челябинской области, чем на участке 1 в Курганской области (0,4 и 0,06).

Оценка распределения запасов радионуклидов по почвенному профилю показала следующее (табл. 8). На всех участках около 3-13% ^{90}Sr находится в лесной подстилке и от 70 до 90% его аккумулировано в верхнем 40-см слое минеральной части почвы. Около 4-6% ^{137}Cs на участках 1 и 2 находится в лесной подстилке и приблизительно 80% данного нуклида сосредоточено в слое 0-40 см почвы. На участке 3 на лесную подстилку приходится 30% радионуклида и 46% на 40-см слой почвы.

Сравнение представленных выше данные по плотности загрязнения участков ^{90}Sr и ^{137}Cs с плотностями глобального загрязнения этими радионуклидами (^{90}Sr – 2,4 кБк/м^2 и ^{137}Cs – 1,5 кБк/м^2) (Aarkrog a. oth., 1992) выявило превышение уровней загрязнения обследованных лесных участков над уровнями глобального загрязнения в 5,5-11,3 и в 3,2-4,7 раза соответственно. На луговых участках прирусловой поймы р. Течи в районе н.п. Затеченское плотность

загрязнения составила по ^{90}Sr 231 кБк/м^2, и по ^{137}Cs – 84 кБк/м^2, а на центральной пойме 14,8 и 58 кБк/м^2 соответственно. На контрольном участке плотность загрязнения ^{90}Sr равнялась 4,2 кБк/м^2 и ^{137}Cs - 5,8 кБк/м^2, а отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ - 1,4 (Молчанова, Караваева, 2001).

Сравнение данных по почвам трех обследованных лесных участков показывает, что по уровням плотности загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почв лесной участок 2 в районе н.п. Затеченское выпадает из общей картины снижения этих показателей на реках Течи и Исети по мере удаления от источника загрязнения, наблюдавшейся на протяжении 300 км (Трапезников и др., 1999; Трапезников, Трапезникова, 2006). Так, на этом участке, плотность загрязнения ^{90}Sr в 2,4 раза больше, чем на участке 1, расположенном на 51 км выше по течению р. Течи (табл. 1 и 3). Плотность загрязнения ^{137}Cs почв на лесном участке практически оставалась на том же уровне, что на участке 1. На участке 3, находящемся уже в пойме р. Исети в 143 км от участка 2, плотность загрязнения почв ^{90}Sr и ^{137}Cs снизилась соответственно в 2,9 и 1,6 раза. По сравнению с участком 2. Полагаем, что выпадение радиоэкологических характеристик участка 2 из общей закономерности связано с различиями гидрологических условий на участках 1 и 2. Расположенный на низком берегу участок 2 подвергается более частому и более длительному затоплению по сравнению с участком 1, который находится на высоком берегу, что обусловливает различия и других свойств почв, влияющих на поступление радионуклидов в древесные растения (Переволоцкий и др., 2007).

В сентябре 1995 г. мощность дозы гамма-излучения на высоте 1 м над поверхностью почвы находилась в пределах 10-15 мкР/час, то есть на уровне естественного фона.

Плотность потока β-частиц на высоте 2 см над поверхностью почвы составляла на участках 2 и 3 в среднем 12 β-частиц /см^2 · мин, на участке 1 в среднем 22 β-частиц /см^2 · мин. Отметим, что на берегу р. Течи вблизи участка 1 этот показатель равнялся 60-80 β-частиц /см^2 · мин.

По плотности загрязнения ^{90}Sr участки 1 и 3 относятся к 3-ей, участок 2 – к 4-ой зонам радиоактивного загрязнения («Методические указания...», 1994).

Анализ представленных данных радиоэкологического обследования лесных участков в поймах рек Теча и Исеть показывает, что в соответствии с ГОСТ 50801-95 содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в деревьях сосны, лиственницы и березы ниже верхнего значения допустимого уровня активности для обоих радионуклидов (ГОСТ Р.50801-96). Даже в наиболее загрязненной радионуклидами древесине у деревьев лиственницы в районе н.п. Затеченское, максимальная концентрация ^{90}Sr равняется 235 ±104,6 Бк/кг воздушно-сухой массы, что ниже допустимого уровня активности для дров (7,0 · 10^2 Бк/кг) и для древесины, используемой для изготовления тары и деталей из них (5,2 · 10^2 Бк/кг).

Полученные в ходе радиоэкологического исследования в 1995 г. на трех лесных участках поймы рек Теча и Исеть данные могут быть использованы наряду с данными других исследований, полученные в 1990-1995 гг. в качестве реперных для проведения радиоэко-логического мониторинга лесов, расположенных вдоль этих рек.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 07-05-00171, интеграционного гранта с Сибирским Отделением РАН №89 и программы Президиума РАН №12 «Научные основы сохранения биоразнообразия России».

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. / М.: Наука, 1977. 144 с.
2. ГОСТ Р.50801-96. Древесное сырье, лесоматериалы, полуфабрикаты и изделия из древесины и древесных материалов. Нормы предельно-допустимых концентраций радионуклидов, методика отбора проб и методы измерения активности радионуклидов. Госстандарт России. М.: 1995.
3. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе производственного объединения «Маяк», организованной по решению Президиума Академии Наук № 1140-501. // Радиобиология. 1991. Т. 31. Вып. 1. С. 436-452.
4. Краткая техническая характеристика производственного объединения «Маяк. Материалы дл Верховного Совета СССР. 1930.32 с.
5. Мартюшова Л.Н., Мартюшов В.В., Тепляков И.Г., Базылев В.В., Шилов В.П. Оценка уровней загрязнения лесной продукции поймы р. Теча. // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – вып. 5. / Под ред В.И. Мигунова, А.В.Трапезникова, С.М. Вовка. – Екатеринбург: 2004. С. 9-20.
6. Методические указания по оценке радиационной обстановки в лесном фонде на стационарных участках (для части территорий Челябинской, Курганской и Свердловской областей), загрязненных радионуклидами вследствие аварий на производственном объединении «Маяк» и сбросов радиоактивных отходов в реку Теча. / М.: 1994. Федеральная служба лесного хозяйства России. 9 с .
7. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. / Отв. ред. акад. В.Н.Большаков. – Екатеринбург: УрО РАН, 2001. – 159 с.
8. Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., Бабичева Е.В. и др. К вопросу о методике определения стронций-90, стабильного стронция

и кальция в почвах и растительных остатках // Почвоведение. 1964. № 2. С. 105-112.
9. Плохинский Н.А. Биометрия. / Изд. Московского университета. – 1970. – 367 с.
10. Положение о радиационном контроле в системе государственных органов Управления лесным хозяйством России от 09.07.1993 года.
11. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В., Паскробко Л.А., Андруш С.Н. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве, накопления древесиной и корой сосны (Pinus silvestris L.) и накопления древесиной и корой сосны (Pinus silvestris L.) в различных условиях местопроиз-растания // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. С. 403-470.
12. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. Екатеринбург 2007. УрГСХА. 390 с.
13. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Чеботина М.Я., Чуканов В.Н., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В., Нильсен С.П., Ааркрог А. Радиоактивное загрязнение реки Течи на Урале. // Экология. 1993. – № 5. С. 72-77.
14. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., П.И.Юшков, Трапезнкова В.Н., Молчаноа И.В., Караваева Е.Н., Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгаард Х., Ниельсен С.П., Чен К. Исследование радиоэкологической ситуации в реках Теча и Исеть, загрязненных сбросами ПО «Маяк». / Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – 1999. – вып. 2. / Под ред А.В. Трапезникова и С.М. Вовка. – Заречный С. 20-66.
15. Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel V., Foulquier L., Kulikov N., Molchanova I.V., Myttenaere C., Nielsen S.P., Polikarpov G.G. and Yushkov P.I. Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals.//J. Environ. Radioactivity. 1992. V. 15. P. 69-80.
16. Karavaeva E., Kulikov N.V., Molchanova I., Pozolotina V., Yushkov P.I. Accumulation and distribution of long-living radionuclides in forest ecosystems of the Kyshtym accident zone /// The Sci. Total Environ. 1994. V. 157. P. 147-151.

17. Trapeznikov A.V., Pozolotina V.N., Chebotina M.Ya., Chukanov V.N., Trapeznikova V.N., Kulikov N.V., Nielsen S.P., Aarkrog A.. Radioactive contamination of the Techa river, the Urals. // Health physics. 1993. V. 65. P. 481-488.
18. Trapeznikov A.V., Aarkrog.A., Pozolotina V.N., Nielsen S.P., Polikarpov G.G., Molchanova I.V., Karavaeva E.N., Yushkov P.I., Trapeznikova V.N., Kulikov N.V. Radioactive pollution of the Ob river system from Urals nuclear enterprise "Mayak". // J. Environ. Radioactivity. 1994. V. 25. P. 85-88.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ РАДИОАКТИВНЫМИ АЭРОЗОЛЯМИ РАЗНЫХ РАЗМЕРОВ

Щербакова Л.М., Пономарева Р.П., Чеботина М.Я.

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург

Одним из основных источников образования радиоактивных аэрозолей являются предприятия атомной промышленности и энергетики. Определяющим параметром при оценке распространения этих аэрозолей в окружающей среде и накопления в организме человека является их дисперсность, т.е. распределение аэрозольных частиц по размеру и радиоактивности.

В первые годы изучения дисперсности радиоактивных аэрозолей в воздухе рабочих помещений измерения их размеров производили оптическим методом. При этом видимые в оптическом микроскопе частицы диаметром > 0,3 мкм принимали за грубую фракцию, а невидимые частицы < 0,3 мкм – за мелкую фракцию. Далее был разработан оптикорадиографический метод и введена классификация частиц по величине АМАД. Термин АМАД означает активный медианный аэродинамический диаметр, учитывающий размер, плотность и радиоактивность аэрозолей. По этому параметру аэрозольные частицы были разделены на мелкодисперсную (МДФ, меньше 1 мкм), среднедисперсную (СДФ, 1-20 мкм) и крупнодисперсную (КДФ, больше 20 мкм) фракции [1].

В воздухе рабочих помещений содержание различных по дисперсности фракций аэрозолей зависит от особенностей технологического процесса и характера рабочих операций. На “старом” производстве (старые технологии по

получению ^{239}Pu) в воздухе рабочих помещений ПО «Маяк» преобладали (до 98 %) СДФ и КДФ. В период с 1971 по 1979 гг. относительное содержание МДФ на плутониевом производстве ПО «Маяк» при нормальном режиме эксплуатации постепенно повышалось и к 1980 г. достигло 80-90 % от суммарного содержания всех фракций. В то же время вклад СДФ аэрозолей снижался с 80 до 5 %, а КДФ составлял всего 1-2 %. В 1999 г. вклад мелкодисперсной фракции приближался к 100 % (рис. 1). При этом радиоактивность частиц КДФ на 1-2 порядка величин превышала таковую частиц МДФ, а удельная активность частиц МДФ была на 3-7 порядков величин выше, чем СДФ и КДФ. Удельная активность аэрозолей МДФ для конкретного производства является величиной практически постоянной и близкой к удельной активности продукта, тогда как удельная активность СДФ и КДФ меняется в пределах нескольких порядков величин в зависимости от технологических процессов и видов производимых работ. Таким образом, в воздухе рабочих помещений ПО «Маяк» одновременно присутствуют аэрозоли, имеющие различные диапазоны размеров и радиоактивности частиц [1,2,3]. Поскольку по вкладу частицы МДФ соизмеримы, а по удельной активности и времени пребывания в воздухе преобладают по сравнению с частицами СДФ, можно заключить, что они формируют “фон” радиоактивных аэрозолей в рабочих помещениях данного предприятия.

Из рабочих помещений радиоактивные аэрозоли поступают в вентиляционные и очистительные установки. В процессе очистки задерживаются частицы КДФ и СДФ; часть мелкодисперсных аэрозолей проходит через системы очистки и попадают в окружающую воздушную среду. Анализ научной литературы по дисперсности радиоактивных

аэрозолей в выбросах предприятий атомной промышленности при штатном режиме работы (Белоярская АЭС, Чернобыльская АЭС до аварии, завод по регенерации топлива в США и др.) показал, что размеры этих частиц в основном лежат в интервале 0,01-1 мкм, что соответствует МДФ аэрозолей. В аэрозолях этой фракции в разных местах наблюдений обнаружены радионуклиды плутония, ^{131}J, ^{51}Xe, $^{134,137}Cs$, ^{54}Mn, ^{58}Co, ^{65}Zn и др. [4-7].

В случае аварийных выбросов диапазон размеров аэрозольных частиц в них значительно больше, чем при нормальной эксплуатации атомных предприятий. В частности, в факеле Чернобыльского выброса при аварии 1986 г. был обнаружен спектр частиц со значениями АМАД от 0,3 до 200 мкм.

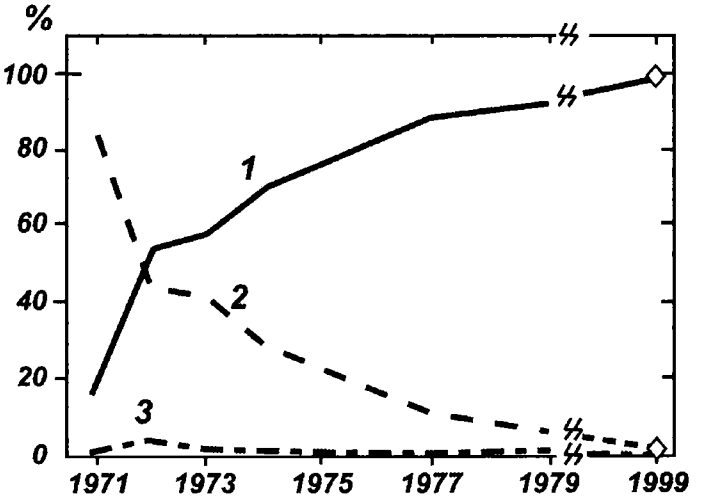


Рисунок 1. Содержание различных фракций аэрозольных частиц в воздухе плутониевого производства ПО «Маяк» при нормальной его эксплуатации в период 1971-1999 гг. (в % от суммы всех фракций) [1,3]. 1 – МДФ; 2 – СДФ; 3 – КДФ.

Это связано с выделением в воздух при разрушении кладки реактора в момент аварии крупных «горячих» частиц ядерного топлива, которые отсутствуют при нормальной эксплуатации. Значительную часть аэрозолей составляли частицы МДФ и СДФ фракций, которые были весьма подвижны и в 1986 г. достигли территории Украины, Белоруссии, многих Европейских стран, Японии, США, Англии и других удаленных от аварии стран мира [18-21].

Радиоактивные частицы, поступившие в воздушную среду с выбросами предприятий атомной промышленности, создают радиоактивное загрязнение приземного слоя атмосферного воздуха. С течением времени аэрозольные частицы претерпевают изменения в размерах. В том случае, когда температура отходящих газов велика, по мере попадания в атмосферный воздух происходит разрыв частиц от воздействия содержащихся в них газов и распад на более мелкие частицы размером до 1 мкм. С другой стороны, в атмосферном воздухе происходит также и укрупнение частиц за счет коагуляции и агрегации [22, 23]. Наблюдения за твердовзвешенными радиоактивными аэрозолями ^{210}Pb, $^{134,137}Cs$, ^{131}I, ^{7}Be после Чернобыльской аварии показали, что скорость укрупнения частиц размером 0,2-0,4 мкм составляет 0,013 мкм/сут [24].

Известно, что в воздухе содержится большое количество разнообразных аэрозолей, образующихся в ходе естественных физико-химических процессов в космосе, на поверхности и в недрах Земли и в результате деятельности человека. За год в атмосферном воздухе образуется от 712 до 3820 мегатонн аэрозолей естественного происхождения и от 185 до 415 мегатонн – антропогенного происхождения [25]. Состав аэрозолей воздуха весьма разнообразен, среди них – дым, сажа, туман серной кислоты, хлорид аммония,

атмосферный туман, пыльца растений, летучая зола, пыль угольных шахт, аэрозоли химических, фотохимических и биологических процессов, частицы почвы, дизельного топлива и т.д. [22, 25-29]. Кроме того, в приземной атмосфере находится космическая пыль. О количестве ее свидетельствует тот факт, что за счет космической пыли годовой прирост массы Земли составляет 1-3,7 мегатонн [23].

Под пылью в метеорологии понимаются частицы диаметром $\geq 0{,}1$ мкм, которые могут витать в воздухе. По данным С.Юнге [30], распределение в воздухе взвешенных частиц атмосферной пыли описывается эмпирическим уравнением

$N = d^{-x}$, где

N – концентрация пылевых частиц данной фракции в воздухе, d – диаметр частиц, x – эмпирический коэффициент, принимающий значения от 3,5 до 8. Из этого уравнения следует, что чем больше диаметр частиц, тем меньше их концентрация в воздухе, и наоборот. Спектр размеров частиц естественной пыли в воздухе в условиях равновесия имеет максимум концентраций в области МДФ аэрозолей с диаметром 0,2-0,5 мкм.

Е.Н. Теверовским и др. [31] для радиоактивной пыли на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа через 2 года после аварии получено уравнение, устанавливающее связь радиоактивности аэрозолей с диаметром их частиц:

$A = d^{n}$, где

A - радиоактивность частиц аэрозоля,

d – диаметр частиц,

n – эмпирический коэффициент ($2 \leq n \leq 3$).

Анализ указанных зависимостей в совокупности позволяет предположить, что с увеличением диаметра аэро-

зольных частиц в воздухе их радиоактивность возрастает, в то время как число этих частиц уменьшается. Эта закономерность, очевидно, не будет распространяться на «горячие» частицы МДФ при аварийных взрывах, например на Чернобыльской АЭС, и на аэрозоли СДФ, образованные осаждением радионуклидов на крупные инертные частицы.

В приземном слое воздуха вблизи предприятий атомной промышленности, работающих в штатном режиме, за период с 1972 по 2005 гг. основной вклад в величину объемной активности воздуха в большинстве случаев вносят аэрозоли МДФ (табл. 1). Однако на некоторых территориях заметный вклад в объемную активность аэрозолей вносят также частицы СДФ. С одной стороны, это можно объяснить недостатками методики определения размеров фракций (в ряде случаев МДФ вообще не определяли). С другой стороны, повышенное содержание частиц СДФ в приземном слое воздуха может быть следствием движения автотранспорта, сельскохозяйственных работ, близости других источников выбросов радиоактивных и любых других аэрозолей техногенного происхождения, которые могут быть носителями радиоактивных частиц. Определенный вклад в содержание частиц СДФ в воздухе вносит также ветровой перенос аэрозолей с других территорий, а также присутствие крупных гигроскопических частиц над водоемами и вблизи от них, которые играют роль “ядер конденсации” для частиц радиоактивных аэрозолей МДФ почвенного происхождения [24, 32, 33]. В том случае, если МДФ аэрозолей будет достаточно корректно определена в атмосферном воздухе, ее вклад в объемную концентрацию радионуклидов будет зависеть от “аэрозольного фона” частиц определенной дисперсности, присущего данной местности.

Таблица 1

Дисперсность радиоактивных аэрозолей и их вклад в объемную активность приземного воздуха на высоте 1-2 м от поверхности почвы в районах размещения атомных предприятий и АЭС при штатном режиме работы

Страна	Год исследования	Предприятие	Радионуклид	АМАД частиц, мкм	Вклад в активность суммы фракций, %	Источник литературы
США	1975-1977	Саванна-Ривер. Промплощадка	Pu	0,46-1,2*	40-50	[8]
	До 1983	Саванна-Ривер. Промплощадка, установка химического разделения.	Pu	3***	не опр.	[9]
	До 1984	Промплощадка, ториевая установка.	^{212}Pb	<2,5***	67	[10]
	До 1996	Саванна-Ривер. Промплощадка. Территория реабилитирована	Pu	<0,5 0,5-1	50 30	[11]
		За пределами промплощадки	Pu	<0,5 0,5-1	60 35	
	До 2005	Аргонская национальная лаборатория	Pu	<1,1 ≥1,1	67 33	[12]
Россия	До 1983	Ленинградская АЭС	^{212}Pb	0,16-0,28	преобладают	[7]
	1990	Запорожская АЭС (оптикорадиографический метод)	Общая α-активность	0,08-0,3 (сдуваемая пыль)	100 %	Л.А. Оськина и др. (неопубликованные данные)
	2001	Промплощадки ПО “Маяк”	Общая α-активность	0,20-0,23 1,8-2,9	48-62 38-51	[2]
	1997	ПО «Маяк», г. Озерск (метод импактора)	Общая α-активность	1,3-3,3***	не опр.	[13]

Продолжение таблицы 1

Страна	Год исследования	Предприятие	Радионуклид	АМАД частиц, мкм	Вклад в активность суммы фракций, %	Источник литературы
Англия	До 1980	Уиндскейл. Промплощадка, завод по переработке топлива	^{106}Ru ^{137}Cs ^{144}Ce	2*** 3*** 1***	не опр.	[14]
		Там же. Береговая полоса. Морской аэрозоль	$^{238,239}Pu$ ^{241}Am	≤ 15***	не опр.	
		Там же. На удалении от промплощадки	Смесь радионуклидов	<1	100 %	
	До 1981	АЭС	Смесь радионуклидов	0,3 **	не опр.	[15]
	До 1984	Четыре АЭС, проработавшие 1-3 года	Общая α-активность	<1	65-75	[16]
Италия	1967-1970	Ядерный центр	β-активность	0,15-0,72 **	преобладали	[17]

* Медианный диаметр (определяется путем записи диаметров всех частиц в порядке возрастания и нахождения такого диаметра, который делит полученный ряд пополам)

**Средний геометрический диаметр (определяется как сумма произведений диаметров на число всех частиц в измеряемом интервале, деленная на их полное число)

***Исследования МДФ не проводились

Согласно имеющимся литературным данным, сразу после аварии на Чернобыльской АЭС (измерения начались в середине мая 1986 г.) в приземном слое воздуха на территории 4-го энергоблока и в 5 км зоне были обнаружены в основном радиоактивные аэрозоли МДФ. Однако уже через год в большинстве обследованных точек наблюдения в пределах 30 км зоны обнаруживались исключительно частицы СДФ размером до 8,0 мкм. Авторы, исследовавшие этот феномен, считают, что СДФ в приземном слое воздуха в это время формировалась за счет вторичного подъема в воздух частиц почвы, сильно загрязненной радионуклидами в результате аварии (табл. 2).

Основным депо нахождения большинства радионуклидов в природной среде является почва. Она же является источником вторичного загрязнения приземного слоя воздуха. Почва, как и воздух, представляет собой полидисперсную систему и состоит из частиц разной степени крупности [23]. Имеются сведения, что большая часть радиоактивности приходится на самые крупные и самые мелкие по гранулометрическому составу частицы почвы [38]. Кроме того замечено, что с увеличением расстояния от источника загрязнения вклад вторичных аэрозолей мелкодисперсной фракции, поднятых с почвы, и их удельная активность увеличиваются по отношению к среднедисперсной фракции [8, 11, 36].

Роль различных по дисперсности фракций почвенных частиц в загрязнении радионуклидами разных территорий практически не изучена. Имеются лишь отдельные сообщения, не касающиеся Уральского региона. В частности, согласно исследованиям В.Г. Зубарева [40], после аварии на Чернобыльской АЭС 70-90 % плутония-239 от его содержания в почве было связано с размером частиц 50-160 мкм и в пределах 15 км от г. Чернобыля не зависело от расстояния.

Таблица 2

Дисперсность радиоактивных аэрозолей в приземном слое воздуха (1-2 м над поверхностью почвы) в районе Чернобыльской АЭС

Год исследования	Территория	Радионуклид	АМАД, мкм	Литературный источник
Лето 1986	ЧАЭС, 5-км зона	^{137}Cs летучие радионуклиды тугоплавкие Zr, Nb, Ce	0,4-1,4 0,3-0,5 0,7	[19]
1987-1988	Украина, 30 км зона ЧАЭС, семь пунктов наблюдения	Продукты деления, в т.ч. Pu	4-6	[34]
1988-2000	ЧАЭС, 5 км зона	$^{134,137}Cs$ ^{144}Ce	4-8	[35]
1989	Чернобыль и Припять	Общая α-активность	0,06-0,07 (84-98 %) 1,32-2,02 (2-16 %)	Л.А.Оськина (неопубликованные данные)
1990	Белоруссия, Полесский район, 30 км зона	Сумма радионуклидов	3-5 (приземный воздух) 8,7 (с/х работы)	[36]
1990[e] годы	Белоруссия, Новозыбковский полигон	Топливные частицы	1,4**	[37]
1990[e] годы	Район г. Чернобыля	^{137}Cs, ^{90}Sr, Pu	4-8	[38]
1996-2000	ЧАЭС, 80 км от объекта «Укрытие»	^{137}Cs Pu ^{90}Sr ^{241}Am	2,9 7 4 1,4	[28]

**Средний геометрический диаметр

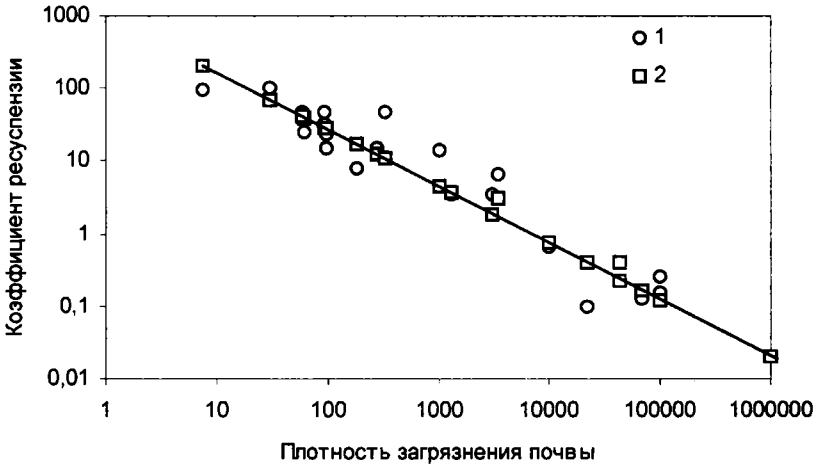
Наиболее высокая удельная активность радионуклида обнаруживалась во фракциях размером от 2 до 50 мкм. В этих фракциях наблюдался пик удельной активности плутония на расстоянии ~ 3 км от г. Чернобыля. Фракция частиц размером < 2 мкм имела значительно меньшую удельную активность, чем частицы размером 2-50 мкм. В то же время удельная активность частиц < 2 мкм на расстоянии 15 км в несколько раз превышала таковую для всех других расстояний от г. Чернобыля. Аналогичные данные получены для ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{244}Cm, ^{242}Cm . Описанный факт играет важную роль в оценке роли радиоактивности почвы как источника вторичного загрязнения атмосферного воздуха за счет ресуспензии и ветрового переноса.

Исследование в зоне аварийного загрязнения от выбросов ЧАЭС в 5 км зоне АЭС показало, что частицы почвы различных фракций дисперсности могут различаться по удельной активности радионуклидов на несколько порядков величин, причем удельная активность частиц почвы 0,05-2 мкм может быть как больше, так и меньше таковой относительно частиц 2-160 мкм. Это обусловлено пятнистостью загрязнения почвы 30-км зоны ЧАЭС различными компонентами выброса, различающимися по дисперсности и удельной активности. Для дальних расстояний, начиная с 15 км, удельная активность мелкодисперсной и среднедисперсной фракций почвы выравниваются, а крупнодисперсной фракции становится пренебрежимо мала [40,41]. Последнее подтверждено исследованиями на девяти радионуклидах для фракций торфа от <1,5 до >50 мкм на территории Финляндии в 1986 г. [42].

Основными механизмами миграции плутония в почвах является перенос радионуклида вглубь почвы с мелкодисперсными коллоидными частицами, конвективный пере-

нос мелкодисперсных частиц с током влаги под действием градиента температур, диффузия [43,44], а основным механизмом формирования концентраций радионуклида в воздухе над загрязненными территориями является ресуспензия (вторичный подъем в воздух частиц почвы) [45]. Величина ресуспензии определяется многими факторами, основным из которых является плотность загрязнения почвы. На большом массиве фактических данных разных стран мира по загрязнению почв и воздуха плутонием для территорий, загрязненных в широком диапазоне концентраций, начиная с глобальных выпадений и кончая выпадениями от испытаний ядерного оружия, установлено, что коэффициенты ресуспензии ($к_{рес}$ представляет собой отношение плотности загрязнения почвы данным радионуклидом, Бк/м^2, к концентрации радионуклида в воздухе, Бк/м^3) обратно пропорциональны плотности загрязнения почвы (рис. 2). В интервале плотностей загрязнения в пять порядков величин (от 7 до 1000000 Бк/м^2) коэффициенты ресуспензии не остаются постоянными ($1 \cdot 10^{-9}$, как это принято НКДАР, [46]), а снижаются ~ в 5000 раз [47]. На наш взгляд, это обусловлено тем, что с уменьшением плотности загрязнения почвы вклад МДФ относительно СДФ в загрязнение воздуха возрастает. Иными словами, с увеличением расстояния от источника загрязнения воздушная пыль обогащается радионуклидом за счет увеличения вклада МДФ. Так коэффициент обогащения (отношение удельной активности воздушной пыли у удельной активности почвы) для плотности загрязнения 10^4 Бк/м^2 равен 1. При увеличении плотности загрязнения в 100 раз он уменьшается примерно в 30 раз, а при уменьшении ее в 1000 раз возрастает ~ в 150 раз [47]. Эти данные объясняют непропорциональность загрязнения воздуха и почвы плутонием. В часности, по данным

Г.Н. Романова и А.С. Бакурова [48] при увеличении расстояния от 10 до 60 км в северо-восточном направлении от ПО "Маяк" величины плотностей загрязнения почвы снижались с 9000 до 90 Бк/м^2, а концентрации плутония в воздухе всего от 3 до 2 мкБк/м^3. Об этом же свидетельствует факт непропорциональности загрязнения растительной продукции и почвы плутонием в указанной выше работе.



Риснок 2. Зависимость фактических (1) и теоретических (2) коэффициентов ресуспензии ($n \cdot 10^{-9}$) от плотности загрязнения почвы плутонием (Бк/м^2)

Обогащение воздуха аэрозолями МДФ имеет большое значение при поступлении радионуклидов в организм человека ингаляционным путем. Обобщение результатов анализа уровней накопления плутония в организме человека по фактическим концентрациям плутония в воздухе и информации о дисперсности аэрозолей в условиях локального и глобального загрязнения позволили заключить, что содержание этого радионуклида в организме зависит от со-

держания МДФ частиц в воздухе [49]. Измерение размеров частиц плутония в легких работников старого производства ПО "Маяк" (50-70 годы) показали, что среднегеометрические диаметры этих частиц имели значения от 0,045 до 0,384 мкм, а наибольшая активность приходилась на частицы 0,21-0,38 мкм [50]. Как уже отмечалось ранее, в те годы в воздухе рабочих помещений преобладали аэрозоли СДФ и КДФ. Сравнение зависимостей задержки плутония в легких человека от радиусов частиц, содержащих этот изотоп, и частиц неактивной пыли [51], позволяет предположить, что в организме отложились как частицы "чистого" плутония (< 0,1 мкм), так и его носители – аэрозоли естественной пыли (>0,1 мкм).

Подводя итог, следует подчеркнуть, что размер радиоактивных аэрозолей является важным фактором их миграции в природной среде. Особую значимость на этом пути имеет мелкодисперсная фракция. Последняя формирует "фон" радиоактивных аэрозолей в рабочих помещениях атомных предприятий в результате того, что по удельной активности и времени пребывания в воздухе эти частицы преобладают над частицами других фракций. Мелкодисперсная фракция, как правило, преобладает и в выбросах атомных предприятий и создает основной вклад в величину объемных концентраций радионуклидов в приземном слое воздуха вблизи этих предприятий. Поскольку основным депо нахождения большинства радионуклидов в природе является почва, она служит источником вторичного загрязнения воздушной среды. На примере плутония показана закономерность непропорционального загрязнения почвы и воздуха радионуклидами. Это объясняется увеличением вклада мелкодисперсной фракции аэрозолей почвенного происхождения в формирование загрязнения воздушной пыли. Содержание

МДФ в воздушной пыли определяет опасность загрязнения организма человека, в частности, плутонием при локальном и глобальном его поступлении. Именно эта фракция радионуклида была обнаружена в легких работников атомного предприятия. Последнее необходимо учитывать при нормировании выбросов и загрязнения почв, а также при прогнозировании уровней радиоактивного загрязнения всех объектов природной среды (воздуха, воды, растительности, человека) в условиях проживания людей на реально загрязненных территориях.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Лызлов А.Ф., Мелентьева Р.В., Щербакова Л.М.* Применение оптико-радиографического метода для исследования дисперсности промышленных альфа-активных аэрозолей //ВРБ. 2001. № 3. С. 63-78.
2. *Аладова Е.Е., Хохряков В.Ф., Бондаренко О.А.* Исследование физико-химических свойств альфа-активных аэрозолей на производстве по получению и переработке плутония // Вопросы радиационной безопасности. 2002 б. № 3. С. 20-27.
3. *Аладова Е.Е.* Исследование дисперсности альфа-активных промышленных аэрозолей методом авторадиографии // Вопросы радиационной безопасности. 2002 а. № 2. С. 42-45.
4. *Погодин Р.И., Диденко Л.Г., Водовозова И.Г. и др.* Исследование Белоярской АЭС в 1976-1978 гг. // Атомная энергия. 1981. Т. 51. № 4. С. 262-263.
5. *Водовозова И.Г., Диденко Л.Г., Колтик И.И., Погодин Р.И., Фатькин А.Г.* Характеристика газоаэрозольных выбросов белоярской АЭС им. И.В. Курчатова // Вопросы защиты и безопасности АЭС, 1984. Вып. 8. С. 188-189.
6. *Elder G.H., Casales M., Ettinger H.J.* Plutonium aerosols size characteristics // Heals Physics. 1974. V. 27. № 1. P. 47-53.

7. *Огородников Б.И., Скитович В.И.* Контроль дисперсности радиоактивных аэрозолей с помощью трехслойных материалов фильтров Петрянова // Актуальные вопросы радиационной гигиены / тезисы докладов Всесоюзной конференции. Обнинск, 1983. С. 196-197.
8. *Corey J.C., Pinder J.E. et al.* Stack-released Pu in the terrestrial environment of a chemical separation facility // Nuclear Safety. 1982. V. 23. № 3. P. 310-319.
9. *Shinn J.H., Homan D.N., Gay D.D.* Plutonium aerosol fluxes and pulmonary exposure rates during resuspension from bare soils near a Chemical Separation facility / Proc. 4th Int. Conf. on precipitation Scavenging. Dry deposition and resuspension. Santa Monica. California. 1983.
10. *Jensen L, Regan G., Coranson S. et al.* Ambient monitoring of airborne radioactivity near a former thorium processing plant // Health Phys. 1984. V. 46. № 5. P. 1021-1035.
11. *Carlton W.H., Murphy C.E., Evans C.E.* Plutonium in the Savannach River Site Environment // Heallth Phys. 1996. V. 71. № 3. P. 290-299.
12. *Fisenne J.M.* Risk from inhalation of the longlived radionuclides uranium, thorium and fallout plutonium in the atmosphere / Materials VII Intern. Symp. "Change and continuity in radiation protection". Cardiff.U.K., 2005. P. 585-595.
13. *Аладова Е.Е., Хохряков В.Ф.* Исследование радиоактивных аэрозолей в парковой зоне г. Озерска // Вопросы радиационной безопасности. 1998. № 2. С. 42-45.
14. *Knight A., Creen B., O'Riordan M., Lunsley G.* An air monitoring programs in the environment of a major nuclear establishment: operation and results / Proc. 5th IRPA congr. Jerusalem. 1980. V. 1. P. 87. 1980.
15. *Robertson D.E., Thomas C.W., Parkins R.W., Thomas V.W.* Transuranium and other long-liver radionuclides in the terrestrial environs nuclear power plants. EPRI-EA-2045. Richland, 1981. P. 181.
16. *Becker K.N., Reineking A., Scheibel M. et al.* Measurment of activity size distributions of radioactive aerosols from a nuclear power

plant / Rad. Risk. Protect. 6th Internet. Congr. – V. 2, Köln, 1984. P. 936-939.

17. *Bergamini M.W., Palmas G., Plantelly F.* Analysis of particle size and radioactivity of atmospheric dust // Health Phys. 1973. V. 24. № 6. P. 455-465.

18. *Hirose K., Aoyama M., Sugimura Y.* Short and long term effects of Chernobyl radioactivity on deposition and air concentration in Japan / Proc. of an Intern. Symp. On environmental contamination fallowing a major nuclear accident. V. 1. Vienna, 1990. P. 141-149.

19. *Огородников Б.И., Скитович В.И. , Будыка А.К.* Дисперсионный состав искусственных и естественных аэрозолей в 30-километровой зоне ЧАЭС в 1986-1996 гг. // Радиационная биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. Вып. 6. С. 889-892.

20. *Огородников Б.И.* Исследование физико-химических характеристик радийода при Чернобыльской аварии / Обзорная информация. Сб. "Проблемы окружающей среды и природных ресурсов". 1998. № 4. С. 53-117.

21. *Dorrian M.D.* Particle size disrtibutions of radioactive aerosols in the environment // Radiation protection dosimetry, 1997. V. 59. № 2. P. 117-132.

22. *Райст П.* Введение в теорию. Москва: "Мир", 1987.

23. *Фетт В.* Атмосферная пыль / Пер. с англ. Изд-во "Иностранная литература", М., 1961. 336 с.

24. *Теверовский Е.Н.. Дмитриев Е.С.* Перенос аэрозольных частиц турбулентными потоками. М., Атомэнергоиздат, 1988. 160 с.

25. Химия окружающей среды / Перевод с английского. Под ред. Дж.О.М. Бокриса. М.:Химия, 1982. 672 с.

26. *Kittelson D.B., Watts W.F., Johnson J.P.* Ultrafine and nanoparticl emission. A new challenge for internal combustion engine designers / Materials 7th Intern. Symp. "Change and continuity in radiation protection". Chardiff UK., 2005. P. 47-58.

27. *Heikkennen S.A., Hjelmroos-Koski M.K, Haggblom M.M. et al.* Bioaerosols. 2005. P. 292-344.

28. *Budyka A.K., Ogorodnikov B.J.* Radioactive aerosols of the Chenobyl accident // Materials VII Intern. Symp. "Change and continuity in Radiation Protection". Cardiff U.K. 2005. P. 517-540.

29. *Junge C.* Our knowledge of phisicochemistry of aerosols in the undisturbed marine environment // Journ. of Geoph. Res. 1972. V. 77 № 27. P. 12-19.
30. *Юнге С.* Химический состав и радиоактивность атмосферы. М., Мир, 1965.
31. *Теверовский Е.Н. Махонько К.П., Беляев С.П., Федоров Е.А.* Исследование характера связи между радиоактивностью частиц аэрозолей, образующихся на следе, и их размерами: Предварительное сообщение / Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк». Озерск, 2003. С. 10.
32. *Щербакова Л.М., Мелентьева Р.В.* Диперсность аэрозолей в производственных условиях и окружающей среде / Тезисы V1 Международного симпозиума «Урал атомный. Урал промышленный». Екатеринбург, 1992. С. 72-73.
33. *Knight A., Creen B., O'Riordan M et al.* An air monitoring programme in the environment of a major nuclear establishment: operation and results / Proc. 5th Intern. Congr. Jerusalem. 1980. V. 1. P. 87.
34. *Скитович В.И., Будыка А.К., Огородников Б.И.* Результаты двухлетних наблюдений за размерами радиоактивных аэрозольных частиц в 30-км зоне ЧАЭС / Доклады 1 Всесоюз. Конф. "Радиационные аспекты Чернобыльской аварии". С.-П., 1993. С. 115-121.
35. *Будыка Ф.К., Огородников Б.И.* Влияние некоторых природных процессов на образование ихарактеристики аэрозолей в районах, загрязненных радионуклидами // Радиационная биология и радиоэкология. 2001. Т. 41. № 6. С. 696-699.
36. *Савкин Л.Н.* Особенности радиационной эколого-гигиенической обстановки в 30-километровой зоне ЧАЭС в отдаленные сроки после аварии // Радиация и риск. 1993. № 3. С. 94-119.
37. *Бродский С.М., Глебов С.К. и др.* Комплексные радиационно-экологические и радиационно-гигиенические исследования на Новозыбковском полигоне / Тезисы Всесоюзной конференции "Радиоэкологические, медицинские и социально-экологические последствия аварии на ЧАЭС. Реабилитация территории и населения". Голицино, М. 1995. С. 139.

38. *Лейнова С.Л., Данильченко Е.М., Петряев Е.П. и др.* Взаимосвязь гранулометрического состава почв юга Белоруссии и распределение в них радионуклидов выброса ЧАЭС / Труды 1 Всесоюзной конференции "Радиационные аспекты Чернобыльской аварии". Санкт-Петербург, 1993. Т. 1. С. 242-345.
39. *Зубарев В.Г.* Некоторые данные по распределению фракций в пробах почвы с ЧАЭС. Стендовый доклад на международной конференции / Actinides-89. Ташкент, 1989.
40. *Старцев Н.В., Попова И.Я.* Возможность оценки ингаляционного поступления в организм плутония методом нагрузки по массе // Медицина труда и промышленная экология. 1994. № 8. С. 37-4-.
41. *Jantunen M.I., Reponen A., Mustonen R. Et al.* Behavior of Chernobyl fallout radionuclides in peat combustion // Health Phys. 1992. V. 6240. № 3. P. 245-249.
42. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.:Экология, 1991.
43. *Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А.* Распределение плутония по компонентам органических веществ и их роль в его миграции в почвах // Радиохимия. 1987. № 29. С. 88-106.
44. Трансурановые элементы в окружающей среде / Под ред. У.С. Хенсона. 1985. М.: Энергоиздат. 342 с.
45. Предполагаемое радиологическое влияние ядерно-топливного цикла в 1950-2050 гг. А/АС, 82/Р431 – НКДАР – Вена, 1985. 173 с.
46. *Чеботина М.Я., Щербакова Л.Н., Пономарева Р.П., Аксенов Г.М.* Прогноз концентраций плутония в воздухе с помощью коэффициента ресуспензии. Сообщение 3 / Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы П Международной конференции, Томск, 18-22 октября 2004 г. Изд-во "Тандем-Арт", Томск, 2004. С. 683-685.
47. *Романов Г.Н., Бакуров А.С.* Плутоний в окружающей среде производственного объединения «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. 1996. № 2. С. 11-21.

48. *Щербакова Л.М., Чеботина М.Я., Пономарева Р.П., Лемберг Т.В.* Прогноз концентраций плутония в воздухе по удельной активности почвы. Сообщение 2 / Материалы 2-й Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск, 2004. С. 683-685.
49. *Hahn F.F., Romanov S.A., Guilmette R.A. et al.* Plutonium microdistribution in the lungs of Mayak workers // Radiation reserch. 2004. № 161. P. 568-581.
50. *Пархоменко Г.М., Соленина Р.Я.. Бадьин В.И. и др.* Дисперсность промышленных радиоактивных аэрозолей и их задержка в органах дыхания человека // Бюлл. Радиац. Медицины. 1969. № 4. С. 107-110.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Г.Г. Поликарпов, Г.Е. Лазоренко, Н.Н. Терещенко, Н.Ю. Мирзоева, В.Н. Егоров
ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ ОТ ИЗЛУЧЕНИЙ ^{210}Po, ^{90}Sr, ^{137}Cs, И $^{238, 239, 240}$Pu НА МОРСКУЮ И ПРЕСНОВОДНУЮ БИОТУ В УКРАИНЕ 3

Г. Е. Лазоренко, Поликарпов Г. Г.
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ГАММА-ИЗЛУЧАЮЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ЧАЭС С УЧЕТОМ РОЛИ МАЛЫХ РЕК (ПО МАТЕРИАЛАМ 1991-1992 ГОДОВ) 17

Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г.
МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ $^{238, 239, 240}$Pu В ЭКОСИСТЕМЕ ЧЕРНОГО МОРЯ (В СОПОСТАВЛЕНИИ С ТАКОВЫМИ В ЭКОСИСТЕМАХ ДРУГИХ МОРЕЙ И ОКЕАНОВ) 40

А.В.Аклеев, С.А.Пушкарев
МЕХАНИЗМЫ ПОДДЕРЖАНИЯ ГЕНЕТИЧЕСКОГО ГОМЕОСТАЗА ОБЛУЧЕННЫХ КЛЕТОК И АДАПТИВНЫЙ ОТВЕТ 68

В.И. Мигунов, А.В. Жилкевич, Я.Г. Чубаров, С.Г. Ситникова
ОСНОВНЫЕ ИТОГИ РЕАЛИЗАЦИИ ТЕРРИТОРИАЛЬНОЙ ПРОГРАММЫ «ОБЕСПЕЧЕНИЕ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА НА 2001-2006 ГОДЫ» 111

В.А. Костюченко, А.В. Аклеев, А.В. Трапезников, И.Я. Попова, Л.М. Перемыслова
АНАЛИЗ ТЕЧЕНСКОГО КАСКАДА ВОДОЕМОВ КАК СИСТЕМЫ ДЕПОНИРОВАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ 136

А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова, В.Н. Николкин, А.В. Коржавин, Р.В. Кузьмина, В.И. Мигунов
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ НА ТЕРРИТОРИИ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА 146

А.В. Трапезников, А.В. Коржавин, В.Н. Николкин, В.Н. Трапезникова, В.И. Мигунов
УРОВНИ И ХАРАКТЕР ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОБЬ-ИРТЫШСКОГО РЕЧНОГО БАССЕЙНА НА ТЕРРИТОРИИ ХАНТЫ-МАНСИЙСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА – ЮГРЫ 187

В.И. Булатов
ЗАДАЧИ ГЕОГРАФИИ И ГЕОЭКОЛОГИИ В УСЛОВИЯХ ВОЗРАСТАНИЯ ПРЕССА РАДИОАКТИВНОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ РОССИИ 223

Тестов Б. В.
СОН КАК СПОСОБ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАПАСА ЭНЕРГИИ 259

С.Ф. Лихачев, С.Г. Левина, Д.З. Шибкова, Ю.А. Серебренникова
ВИДОВОЙ СОСТАВ И ИНДИКАТОРНЫЕ ОСОБЕННОСТИ ЭВГЛЕНОВЫХ ЖГУТИКОНОСЦЕВ НЕКОТОРЫХ ВОДОЁМОВ ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ 277

Толстых Е.И., Шагина Н.Б., Токарева Е.Э., Перемыслова Л.М., Дегтева М.О.
КОМПЬЮТЕРНЫЙ РЕГИСТР АУТОПСИЙНОГО МАТЕРИАЛА КОСТНОЙ ТКАНИ ЧЕЛОВЕКА КАК ОСНОВА ДЛЯ ДОЗИМЕТРИЧЕСКИХ, РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ И АНТРОПОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ 290

И.В. Молчанова, В.Н. Позолотина, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская, Е.В. Антонова, Э.М. Каримуллина, Л.В.Лобанова
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА 320

С.Г. Левина, И.Я. Попова, Г.Г. Корман, Л.Ф. Мухаметшина
СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СОДЕРЖАНИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs В БИОТЕ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЦЕНТРАЛЬНОЙ И ДАЛЬНЕЙ ЗОНЫ ВУРСА (на примере озер Б. Игиш и Куяныш) 347

А.П. Волобуев, И.М. Донник, Н.В. Казанцева
РЕЗУЛЬТАТЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ ИНФРАНИЗКОЧАСТОТНОГО ИМПУЛЬСНОГО ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ НА ЖИВОТНЫХ С ОНКОПАТОЛОГИЯМИ ПО ДАННЫМ МОРФОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ 359

П.И.Юшков
СОДЕРЖАНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ПОЧВЕ И ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЯХ НА ЛЕСНЫХ УЧАСТКАХ, ЗАТОПЛЯЕМЫХ РАДИОАКТИВНЫМИ ВОДАМИ 368

Щербакова Л.М., Пономарева Р.П., Чеботина М.Я.
ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ РАДИОАКТИВНЫМИ АЭРОЗОЛЯМИ РАЗНЫХ РАЗМЕРОВ 393

Научное издание

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 11

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

Подписано в печать 26.12.2007 г.	Формат 60x84 1/16
Усл. печ. л. 26. Бумага «Гознак»	Тираж 800 экз.

Издательство Уральского университета.
620083, г. Екатеринбург, ул. Тургенева, 4.

Отпечатано в ИПЦ «Издательство УрГУ».
620083, г. Екатеринбург, ул. Тургенева, 4.