

## БИОСОРБЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ БАРЕНЦЕВОМОРСКОЙ ЛИТОРАЛЬНОЙ ВОДОРΟΣЛЮ *FUCUS VESICULOSUS* L.

Г. В. Ильин, И. С. Усягина, М. В. Макаров, Г. Г. Матишов,  
Г. М. Воскобойников, Д. О. Салахов

Мурманский морской биологический институт РАН (Мурманск, Российская Федерация)

### Для цитирования

Ильин Г. В., Усягина И. С., Макаров М. В. и др. Биосорбция техногенных радионуклидов баренцевоморской литоральной водорослью *Fucus vesiculosus* L. // Арктика: экология и экономика. — 2024. — Т. 14, № 4. — С. 536—548. — DOI: 10.25283/2223-4594-2024-4-536-548.

Статья поступила в редакцию 1 августа 2024 г.

В лабораторном эксперименте исследована способность баренцевоморской бурой водоросли *Fucus vesiculosus* L. адсорбировать техногенные радионуклиды из морской воды различной солености (8, 18 и 35 psu). Получены новые данные о роли макроводорослевых сообществ в геодинатике радионуклидов в прибрежной зоне морей. Фукусы способны поглощать 40–80% активности радионуклидов из воды. Максимальная интенсивность поглощения наблюдается в первые сутки экспозиции. Наиболее эффективно водоросль накапливает из воды  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ . Показана возможность применения водоросли как сорбента в биобарьерах при инцидентах с аварийными сбросами радиоактивности в море.

**Ключевые слова:** радионуклиды, эксперимент, макрофиты, адсорбция, соленость воды, таллом, ассимиляция.

### Введение

Техногенные радионуклиды повсеместно обнаруживаются в морской среде Арктики в результате их глобального переноса или локального загрязнения от местных объектов атомной инфраструктуры. Радионуклиды включаются в пищевую сеть морских экосистем и, накапливаясь в гидробионтах, попадают в рацион питания человека. В арктическом поясе России Баренцево море наиболее подвержено риску радионуклидного загрязнения [1—3]. Техногенную радиоактивность в его бассейне, а также динамику и закономерности перераспределения загрязнений определяют атмосферные выпадения радионуклидов и трансокеанический перенос течениями теплых атлантических вод. Атмосферные выпадения изотопов являются результатом

глобального перераспределения радиоактивных аэрозолей после испытаний ядерного оружия и инцидентов, связанных с авариями на атомных предприятиях, например, на Чернобыльской АЭС, а с течениями в Баренцево море переносится часть радиоактивного стока европейских радиохимических предприятий. Прибрежная часть моря, особенно Мурманское побережье, Кольский и Мотовский заливы, насыщена локальными источниками радиоактивности. Расположение разветвленной портовой инфраструктуры атомного гражданского и военного флотов, хранилищ твердых и жидких радиоактивных отходов (РАО) в морском побережье, риск утечек радиоактивности и эпизодических инцидентов при обращении с радиоактивными отходами предполагают необходимость постоянного мониторинга состояния морской среды [4].

В общем фоне техногенной радиоактивности баренцевоморской среды (воды и донных отложений)

© Ильин Г. В., Усягина И. С., Макаров М. В., Матишов Г. Г.,  
Воскобойников Г. М., Салахов Д. О., 2024



Рис. 1. Отбор проб воды и экземпляров *F. vesiculosus* для постановки эксперимента  
 Fig. 1. Sampling of water and specimens of *F. vesiculosus* for experimental purposes

основными дозообразующими радионуклидами являются  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . В меньшем количестве в донных отложениях прибрежной зоны эпизодически обнаруживаются  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ , чаще попадающие в морскую среду при утечках из объектов атомной инфраструктуры [5; 6]. Кроме того, в составе жидких РАО и аэрозолей присутствуют изотопы других элементов, образующиеся в высокоактивной среде при аварийных ситуациях. К таким изотопам, входящим в группу биофильных микроэлементов, относятся  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  и другие, участвующие в метаболизме морских организмов.

Таким образом, актуализируется задача оценки воздействия радиоактивности на экосистемы прибрежного пояса моря и снижения влияния загрязнения радиоактивными отходами на участках потенциального риска. Одним из способов решения может быть создание биофильтров с использованием макроводорослей, закрепленных на искусственном субстрате. Их способность элиминировать из воды тяжелые металлы и радионуклиды широко известна [7—10]. Применение такого искусственного субстрата обеспечивает быстрое удаление с акватории биофильтров, накопивших радионуклиды, с целью их дальнейшей утилизации. Использование макроводорослей в санитарной гидробиологии хорошо известно на примере очистки акваторий от нефтепродуктов [11; 12].

В связи с этим целью данной работы стало экспериментальное исследование возможностей биосорбции искусственных радионуклидов бурой водорослью *Fucus vesiculosus* L. при различной солености воды, характерной для условий литоральной зоны в Баренцевом море.

Выбор *F. vesiculosus* в качестве объекта исследований обусловлен тем, что этот вид широко распространен в растительных сообществах макрофитов Баренцева моря и образует большую биомассу в верхних отделах литорали [13]. Вид толерантен

к изменчивости условий внешней среды, включая осушение и резкую смену солености воды в приливо-отливном цикле, обмерзание и инсоляцию в сезонном цикле погодных условий. Стабильность физиологического состояния растений в условиях изменчивых внешних факторов, включая температуру, соленость и pH воды, оказывает значимое влияние на активность поглощения водорослями изотопов из морской среды, как и время экспозиции [10; 13—17].

В данном эксперименте смоделирована очистка водорослями морской воды от искусственных радионуклидов при различной солености, наблюдающейся в приливо-отливном цикле в районе сбора экземпляров *F. vesiculosus*.

### Материалы и методы

#### Объект исследования

Целые талломы бурой водоросли *Fucus vesiculosus* Linnaeus 1753 отбирали в летний период (июнь) на литорали Кольского залива в точке с координатами  $68^{\circ}58'$  с. ш.,  $33^{\circ}01'$  в. д. Температура воды на литорали во время отбора равнялась  $8,1^{\circ}\text{C}$ . В качестве опытных образцов были отобраны относительно одинаковые по морфологическим характеристикам растения возрастом  $8,7 \pm 1,7$  лет. Возраст талломов оценивали по количеству дихотомических ветвлений. В начале и конце эксперимента определяли массу каждого таллома с точностью до  $0,1$  г и его длину с точностью до  $0,5$  см. (рис. 1).

#### Морская вода

Необходимый для эксперимента объем морской воды соленостью 35 psu (практических единиц солености) был взят из побережья открытого моря. Морскую воду перед использованием очищали от взвешенных веществ фильтрованием через бумажный фильтр с размером пор 3 мкм. Для получения воды различной солености фильтрованную морскую воду

## Изучение и освоение природных ресурсов Арктики

соленостью 35 psu разбавляли дистиллированной водой до заданной величины 18 и 8 psu, контролируя с помощью рефрактометра (RHS-10ATC, Китай).

### Радионуклиды

В эксперименте использовали смесь  $\gamma$ -излучающих радионуклидов —  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{109}\text{Cd}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$ , произведенную ЗАО «Ритверц» (Россия). Суммарная активность смеси на дату эксперимента составила 31,7 кБк. Выбор радионуклидов обусловлен необходимостью оценить параметры извлечения водорослями из морской среды основных дозообразующих радионуклидов, которые поступают в результате глобального переноса, а также радиоизлучающих изотопов нейтронно-активационного происхождения, которые могут поступать от локальных источников при сбросах. В том числе изучали поглощение радионуклидов, относящихся к группе биофильных микроэлементов  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ . Все включенные в исследование изотопы способны накапливаться в организме и оказывать на него негативное воздействие [14; 18—22].

### Условия и схема эксперимента

Перед началом эксперимента были выполнены контрольные измерения радиоактивности морской воды и водорослей, которые показали, что радионуклиды  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{109}\text{Cd}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в воде и растениях отсутствовали или их удельная активность была ниже пределов обнаружения. Опыт ставили в условиях термостатированного бокса в стеклянных аквариумах объемом 2,5 л с соленостью воды 8, 18 и 35 psu в четырех повторностях. Контролем адсорбции изотопов на стенках сосудов служили аквариумы с морской водой такой же солености без водорослей. В боксе поддерживали условия среды, максимально приближенные к естественным для баренцевоморского побережья в летний период (июнь): температура  $8 \pm 1^\circ\text{C}$ , концентрация растворенного кислорода 5,7—6,3 мл/л, постоянное освещение светодиодными лампами интенсивностью 150 Вт/м<sup>2</sup>. Перемешивание и аэрацию воды осуществляли непрерывной воздушной барботацией. В аквариумы помещали по одному экземпляру водоросли *F. vesiculosus*, которые адаптировались к лабораторным условиям в течение семи дней. Затем в каждый экспериментальный и контрольный аквариум добавляли по 5,33 г раствора указанной смеси радионуклидов. Суммарная удельная активность радионуклидов в каждом аквариуме составила  $937 \pm 180$  Бк/кг воды.

Переход изотопов из раствора в растения и адсорбцию стенками сосудов оценивали по изменению удельной активности воды в ходе эксперимента. В конце эксперимента определяли содержание изотопов в целых талломах, а также в различных частях водорослей — слоевище, стволике и базальном диске, отличающихся строением, метаболической активностью и функциональной специализацией.

Продолжительность эксперимента составила 11 суток. Пробы воды объемом 0,1 л для определения удельной активности изотопов отбирали на 1-й, 3-й, 5-й, 7-й, 9-й и 11-й дни эксперимента из каждого сосуда. После измерений пробы воды возвращали обратно в сосуды для сохранения общей радиоактивности изотопов в аквариумах.

Измерение массы и длины талломов водорослей (индивидуально для каждого образца) проводили до начала и по окончании эксперимента.

### Определение активности радионуклидов

Активность радионуклидов в пробах воды и водорослей измеряли на многоканальном гамма-спектрометре рентгеновского и гамма-излучения BE5030 с детектором из чистого германия, с входным окном из углепластика толщиной 0,6 мм («Canberra Industries Inc.», США). Диапазон энергий регистрируемого излучения 3—3000 кэВ, диапазон измерения 0,2—100 кБк/кг. Предварительную подготовку проб и выполнение измерений проводили по аттестованной «Методике измерений активности гамма-излучающих радионуклидов в счетных образцах с применением спектрометра энергии гамма-излучения CANBERRA с программным обеспечением «GENIE 2000». Методика зарегистрирована в Федеральном информационном фонде по обеспечению единства измерений, свидетельство об аттестации № 675/210-(01.00250)-2015.

Пробы воды измеряли в пластиковых контейнерах объемом 0,1 л (геометрия «банка», диаметр 80 мм), сухих водорослей — в сосудах объемом 5 мл (геометрия «петри», диаметр 40 мм), время экспозиции — 1800 с. Расчет активности изотопов выполняли с поправкой на радиоактивный распад. Для калибровки прибора использовали источники излучения с радионуклидами  $^{241}\text{Am}$  (сертификат калибровки RU 01 210-17/15),  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{137}\text{Cs}$  (сертификат калибровки RU 01 210-18/15).

Для измерения активности радионуклидов в водорослях использовали счетные образцы высушенных растений в соответствии с калибровочными образцами. При необходимости для интерпретации результатов производили расчет на сырую массу растений.

Для осреднения результатов измерения и их анализа использовали *t*-критерий Уэлча (сравнение двух выборок с неодинаковой дисперсией,  $p \leq 0,05$ ) и тесты Крускала — Уоллиса.

## Результаты

### Изменение морфометрических показателей

#### *F. vesiculosus* в эксперименте

Наблюдения за растениями показали, что опытные образцы сохраняли жизнеспособность в течение эксперимента. Незначительно увеличилась длина — в среднем на 2,2%, а также масса талломов — в среднем на 5,5%. В дальнейшем для вычислений результатов эксперимента использовали среднее значение массы таллома.

## Осаждение на стенки сосуда

Адсорбцию радионуклидов на стенках аквариумов оценивали по изменению их удельной активности в контрольных сосудах с морской водой различной солености. Величина адсорбции имеет физико-химическую зависимость от изменений температуры воды и концентрации радионуклидов в емкости. В течение всего эксперимента в контрольных аквариумах наблюдались слабые разнонаправленные вариации удельной активности радионуклидов. Физико-химическая стабилизация среды в контрольных сосудах в пределах погрешности измерений, означающая равновесие процесса адсорбции/десорбции, была отмечена на 7-й день эксперимента. Разница между начальной и конечной удельными активностями радионуклидов в контрольных аквариумах, трактуемая как их адсорбция на стекле сосудов, в целом незначительна. Статистически достоверного влияния солености воды на тренд и величину изменения радиоактивности в аквариумах не отмечено. К концу эксперимента адсорбция  $^{65}\text{Zn}$  на стенках сосудов составила в среднем 9% внешней активности вне зависимости от солености воды,  $^{137}\text{Cs}$  — 18%,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{60}\text{Co}$  и  $^{85}\text{Sr}$  — 22%. Про-

цесс адсорбции/десорбции изотопов  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{109}\text{Cd}$  характеризовался большей вариабельностью в течение опыта и в итоге составил в среднем 26%, 24% и 40% соответственно. В условиях термостатированного бокса такая адсорбция не оказывает значимого влияния на условия эксперимента. Полученные результаты были учтены в дальнейших расчетах поглощения радионуклидов водорослями.

## Поглощение радионуклидов водорослями из воды с различной соленостью.

Регистрируемые в ходе эксперимента данные об извлеченной водорослями из воды активности представлены в табл. 1, где показано снижение удельной активности радионуклидов в воде от исходного значения на дату выполнения контрольных замеров как  $\Delta A_{\text{уд}}$ . Представленные результаты осреднены по четырем повторностям опыта для каждой солености воды с учетом адсорбции радиоактивности на стенках сосудов. Очевидны существенная вариабельность удельной активности воды в аквариумах в ходе эксперимента и общая тенденция снижения концентрации радионуклидов в растворе к окончанию опыта.

Таблица 1. Динамика поглощения радионуклидов из воды водорослью *F. vesiculosus* в эксперименте  
Table 1. Dynamics of radionuclide absorption from water by *F. vesiculosus* algae in an experiment

Соленость, psu	Радионуклид	Исходная удельная активность радионуклида в воде, Бк/кг	Сутки эксперимента				
			1-е	3-и	5-е	7-е	11-е
			$\Delta A_{\text{уд}}$ , Бк/кг				
8	Zn-65	268,0	-67,6	-157,3	-130,3	-137,3	-165,8
	Cs-137	88,7	-25,5	-29,3	-13,7	-15,9	-21,7
	Am-241	77,6	-61,2	-75,8	-66,1	-57,8	-60,1
	Co-60	66,0	-14,2	-23,1	-49,3	-44,0	-32,1
	Eu-152	74,5	-65,8	-57,1	-65,4	-58,2	-52,7
	Mn-54	91,1	-29,7	-22,4	-12,6	-14,2	-33,4
	Cd-109	37,1	-9,3	-21,4	-24,6	-16,2	-17,5
	Sr-85	234,0	-132,0	-162,0	-171,2	-148,3	-140,2
18	Zn-65	370,0	-121,5	-149,8	-260,0	-256,7	-333,8
	Cs-137	87,3	-26,6	-19,4	-13,0	-9,3	-13,4
	Am-241	77,1	-66,6	-76,5	-66,4	-58,5	-60,4
	Co-60	66,6	-16,5	-29,4	-44,8	-50,2	-44,9
	Eu-152	79,8	-77,2	-69,4	-72,7	-61,6	-58,2
	Mn-54	87,9	-20,6	-6,1	-5,3	-14,4	-38,7
	Cd-109	37,4	-10,3	-25,1	-29,4	-21,4	-25,2
	Sr-85	246,0	-105,8	-123,1	-128,4	-132,8	-128,3

Соленость, psu	Радионуклид	Исходная удельная активность радионуклида в воде, Бк/кг	Сутки эксперимента				
			1-е	3-и	5-е	7-е	11-е
			ΔА <sub>уд.</sub> , Бк/кг				
35	Zn-65	412,5	-143,5	-189,0	-308,8	-297,5	-344,6
	Cs-137	81,2	-17,3	-23,4	-4,5	-5,3	-8,1
	Am-241	75,4	-42,7	-70,6	-61,6	-54,1	-57,7
	Co-60	64,2	-12,1	-31,1	-50,2	-53,1	-41,7
	Eu-152	71,6	-69,8	-58,6	-62,9	-56,0	-49,6
	Mn-54	83,5	-20,4	-24,6	-32,9	-37,5	-55,4
	Cd-109	40,8	-14,6	-29,2	-34,6	-26,5	-26,7
	Sr-85	247,0	-55,8	-86,5	-94,8	-81,8	-75,5

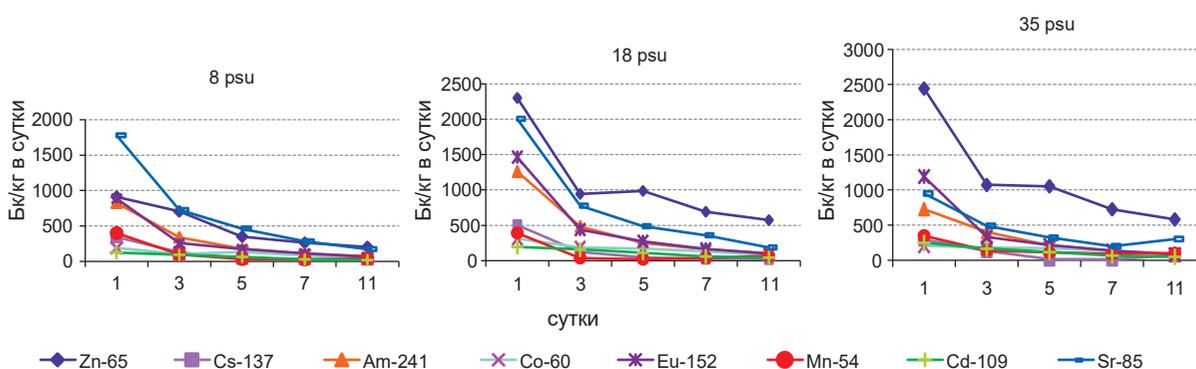


Рис. 2. Динамика скорости поглощения радионуклидов растениями *F. vesiculosus* в ходе эксперимента, Бк/кг сырой массы в сутки  
 Fig. 2. Dynamics of the radionuclide rate adsorption by plants *F. vesiculosus* during the experiment, Bq/kg d.w. per day

Прямое измерение поглощенной фукусами активности радионуклидов было выполнено при завершении эксперимента на 11-е сутки экспозиции. Экземпляры водорослей, использовавшихся в эксперименте, имели различные массу, длину и площадь таллома. Размерно-массовые отличия экземпляров вызывают вариации количественных показателей поглощения радионуклидов из воды в аквариумах. Поэтому для осреднений и анализа полученные при измерениях данные были нормированы на единицу массы растений и единицу массы воды и представлены как поглощение радионуклидов 1 кг сырой массы водорослей из 1 кг воды за 1 сут (рис. 2).

**Обсуждение результатов**

Можно предположить, что после адсорбции радионуклидов из воды в аквариумах на поверхности таллома происходит их поглощение клетками водорослей с дальнейшим включением в метаболизм. Поглощение каждого микроэлемента характеризуется собственной динамикой и скоростью. Представление о динамике извлечения радионуклидов

растениями дают данные измерений их активности в воде в течение эксперимента (см. табл. 1) и расчет средней суточной скорости извлечения изотопов из раствора с поправками на их адсорбцию стенками сосудов (см. рис. 2). На этом рисунке приведены интегральные значения скорости за весь период наблюдений, что наглядно отображает общую нисходящую тенденцию ее изменений.

Несмотря на вариабельность результатов прямых измерений, во всех опытах выражена тенденция снижения скорости поглощения *F. vesiculosus* к концу эксперимента.

Максимальная скорость накопления радионуклидов в тканях водорослей наблюдалась в первые сутки во всех экспериментальных сосудах, что определялось, по-видимому, высокой степенью адсорбции поверхностью талломов. В последующие дни интенсивность их поглощения неравномерно снижалась до минимума. В части сосудов по всему диапазону солености на 7—11-е сутки эксперимента можно было отметить близкие к равновесному состоянию колебания удельной радиоактивности микроэле-

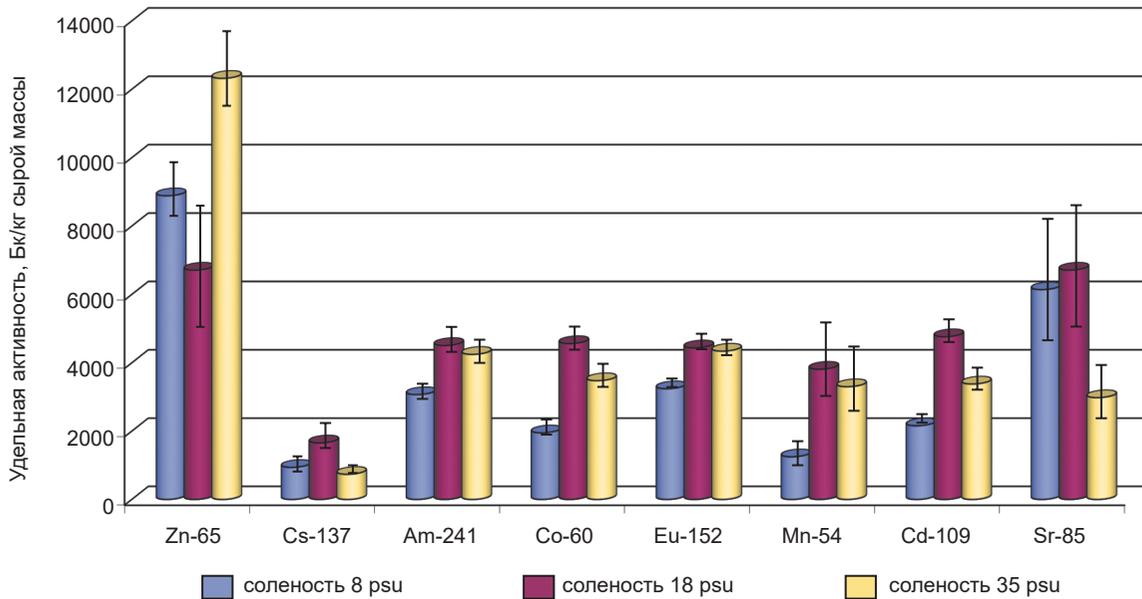


Рис. 3. Измеренная удельная активность радионуклидов в *F. vesiculosus* после окончания опыта, Бк/кг сырой массы  
Fig. 3. Measured specific activity of radionuclides in *F. vesiculosus* after the end of the experiment, Bq/kg of wet weight

ментов в воде (см. табл. 1). При осреднении данных становится очевидно, что скорость ассимиляции радионуклидов в конце эксперимента минимизирована, однако остается положительной, отличной от нуля (см. рис. 2). Наиболее интенсивно в первые дни экспозиции происходила элиминация водорослями из воды группы изотопов  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$ .

В ходе эксперимента наблюдались разнонаправленные колебания удельной активности радионуклидов в сосудах с разной соленостью. Однако результаты статистических тестов Крускала — Уоллиса по завершении 11-суточной экспозиции не выявили достоверных различий в поглощении  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  и  $^{109}\text{Cd}$  из воды водорослями. Статистически значимые различия отмечены для радионуклидов  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{85}\text{Sr}$  ( $p < 0,05$ ).

Количественные показатели накопленной растением активности радионуклидов в конце экспозиции показаны на рис. 3. Отметим, что удельная активность изотопов в талломах литоральной водоросли при океанической солености 35 psu снижалась.

С практической точки зрения наиболее интересен анализ поглощения водорослями основных дозобразующих техногенных радионуклидов цезия и стронция.

Стронций причисляется к биофильным микроэлементам из-за его способности замещать кальций в скелетных структурах гидробионтов. Наибольший токсический эффект оказывают  $\beta$ -излучатели  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  [23]. Но для обеспечения методологического единства в экспериментах используется более удобный для наблюдений изотоп  $^{85}\text{Sr}$ . В отношении изотопов  $^{89}\text{Sr}$  и  $^{90}\text{Sr}$  живые водоросли проявляют одинаковые накопительные свойства [14]. В нашем эксперименте показано, что стронций наиболее

интенсивно адсорбируется талломами фукуса при пониженной солености 8 и 18 psu (см. табл. 1). Водорослью поглощается из воды до 60—70% добавленной активности стронция.

Техногенный радионуклид  $^{137}\text{Cs}$  относится к числу наиболее токсичных для живых организмов элементов. Он поглощается организмами как аналог калия. Однако водоросль *F. vesiculosus* в опыте слабо накапливает этот радионуклид. Скорость его адсорбции снижается в 2,5—3,5 раза после первых суток экспозиции во всем диапазоне солености. В течение эксперимента наблюдались значительные вариации поглощательной способности водорослью  $^{137}\text{Cs}$ . В целом водоросли поглощают из раствора около 20% добавленной активности  $^{137}\text{Cs}$ . Статистически достоверных различий в адсорбции изотопа цезия талломами фукуса при 8, 18 и 35 psu не выявлено.

Цинк также является биофильным микроэлементом, который участвует в метаболизме и способен концентрироваться морскими водорослями [18; 24]. Это объясняет высокий уровень его накопления в талломах фукуса и высокую скорость ассимиляции. Из воды водорослью поглощается до 85%  $^{65}\text{Zn}$  (см. рис. 3). Более эффективно он выводится из воды при 18 psu, что можно объяснить включением в активные метаболические процессы водоросли при данной солености. Подобный результат был получен в исследованиях накопления этого микроэлемента водорослями в природных условиях [22].

Марганец — один из самых распространенных химических элементов в литосфере, активно поглощается и быстро переносится в растениях в результате метаболических процессов. Кроме того, при высоких концентрациях в растворе происходит его пассивная адсорбция гидробионтами [19]. Поглоще-

ние радиоактивных изотопов марганца несет риск негативного влияния на организм.

После 11 дней экспозиции водоросли элиминировали из раствора от 40% до 80% добавленной активности  $^{54}\text{Mn}$ , при этом статистически достоверных различий выведения изотопа из воды с разной соленостью не наблюдалось. В литературных источниках показано, что при одновременном присутствии в растворе ионов марганца  $\text{Mn}^{2+}$  и кадмия  $\text{Cd}^{2+}$  взаимно снижается их поглощение водорослями соответственно на 40% и 50% [25]. Возможно, относительно низкая скорость очищения морской воды от биофильного  $^{54}\text{Mn}$  в нашем эксперименте обусловлена влиянием изотопов  $^{109}\text{Cd}$ . Так, в опыте с *F. vesiculosus* в аналогичных условиях при отсутствии кадмия-109 ассимиляция  $^{54}\text{Mn}$  растением составила 100% [26].

Кадмий фитотоксичен и способен включаться в металлсодержащие ферменты растений, приводя к нарушению обменных процессов [24]. Он активно адсорбируется субстратами. В данном случае это поверхность талломов. На стенках экспериментальных сосудов при разной солености воды было адсорбировано от 26% до 45% внесенного в воду  $^{109}\text{Cd}$ . При разной солености растения ассимилировали от 40% до 65% добавленной активности  $^{109}\text{Cd}$ . Достоверность вариаций адсорбции радионуклида водорослью при разной солености воды статистически не подтверждена (см. рис. 3).

Ионы кобальта являются важным для жизнеобеспечения морских организмов микроэлементом. Гидробионты способны концентрировать изотоп  $^{60}\text{Co}$  так же, как и стабильный  $^{59}\text{Co}$  [20]. Этот элемент вместе с  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{109}\text{Cd}$  и  $^{54}\text{Mn}$  входит в группу радионуклидов, поглощение которых водорослями из раствора статистически не связано с соленостью воды. Скорость его поглощения в течение эксперимента имеет слабо выраженный нисходящий тренд (см. рис. 2). В эксперименте при относительно низкой среднесуточной скорости его поглощения фукусы ассимилируют из раствора больше 50% этого радионуклида (см. рис. 3).

Изучение процесса накопления  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  живыми организмами актуально для побережья. Эти изотопы попадают в морскую среду при сбросах жидких радиоактивных отходов или авариях и затем аккумулируются водными растениями [21; 22]. Наиболее высокая скорость адсорбции  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  макрофитами отмечена в первые сутки экспозиции, когда из раствора извлекается от 33% до 58%  $^{152}\text{Eu}$  и от 40% до 60%  $^{241}\text{Am}$  (см. рис. 2). К концу эксперимента доля извлеченных микроэлементов возрастает до 75—81% соответственно. Более успешно  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  адсорбируются фукусом в условиях пониженной солености 8—18 psu (см. табл. 1).

Полученные результаты были сопоставлены с данными эксперимента с красными водорослями Балтийского моря (*Furcellaria lumbricalis* и *Polysiphonia fucooides*) в условиях низкой солености 7 psu [27]. Несмотря на видовые различия, показатели погло-

щения радионуклидов  $^{65}\text{Zn}$  растениями *F. lumbricalis* и *F. vesiculosus*,  $^{241}\text{Am}$  — растениями *F. lumbricalis* и *P. Fucooides*, оказались близки к таким показателям для баренцевоморской *F. vesiculosus* в нашем эксперименте. Изотопы  $^{60}\text{Co}$  и  $^{54}\text{Mn}$  баренцевоморская бурая водоросль *F. vesiculosus* ассимилирует также в сопоставимых количествах при повышенной солености воды.

### Особенности перераспределения радионуклидов в талломе *F. vesiculosus*

Неравнозначные морфометрические, физиологические и структурные характеристики участков таллома предопределяют различия в адсорбции и вовлечении адсорбированных радионуклидов в метаболизм водоросли. По окончании эксперимента было проведено исследование распределения радионуклидов в физиологически разных частях таллома — слоевищах, черешках и базальных дисках. Измерения проводили в высушенных образцах растений с пересчетом на сырую массу для сравнимости показателей (табл. 2). Хотя соленость воды влияет на величину и интенсивность адсорбции растением некоторых радионуклидов, это не отражается на их перераспределении в частях растения. Максимальное накопление радионуклидов за исключением  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  происходит в слоевище растений. Более всего это закономерно выражена в распределении биофильных микроэлементов —  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ . В слоевище сосредоточено до двух третей активности данных изотопов. Это обусловлено физиологической функцией слоевища, которое включает в себя апикальные участки — зону роста и соответственно характеризуется наибольшей интенсивностью метаболизма. В нижних отделах растения концентрация этих изотопов снижается в 2—5 раз. Изотопы  $^{109}\text{Cd}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , являясь антагонистами марганца и калия, также более всего накапливаются в слоевище и, возможно, включаются в метаболизм. Изотопы  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  распределяются относительно равномерно в отделах растения.

Таким образом, техногенные радионуклиды аккумулируются главным образом слоевищем фукусов за счет адсорбции на поверхности и включения в биохимический обмен. В целом за 11 суток эксперимента из морской воды водорослями была извлечена значительная часть добавленных радиоактивных микроэлементов до 85%. Полнота извлечения радионуклидов варьировала вместе с изменениями солености воды в пределах ее естественных колебаний. Однако статистически значимые различия отмечены лишь при адсорбции  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ .

Во всем диапазоне солености фукусом наиболее эффективно из воды извлекались в относительных единицах (%)  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и  $^{65}\text{Zn}$  (рис. 4). Изотопы  $^{85}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  поглощаются водорослью с наименьшим эффектом. Однако ранжировать ряд изотопов по величине биосорбции в устойчивую последовательность

Таблица 2. Активность изотопов, поглощенная разными частями таллома *F. vesiculosus*, Бк (среднее ±σ, n = 4)

Table 2. Isotope activity absorbed by different parts of the *F. vesiculosus* thallome, Bq (average ±σ, n = 4)

Участок таллома	<sup>65</sup> Zn	<sup>54</sup> Mn	<sup>137</sup> Cs	<sup>241</sup> Am	<sup>60</sup> Co	<sup>152</sup> Eu	<sup>109</sup> Cd	<sup>85</sup> Sr
Соленость воды 8 psu								
Слоевище	331±113	45,7±3,5	25,4±20,0	47,7±13,9	90,9±36,7	39,1±5,3	26,4±6,5	164±16,6
Черешок	101±34,7	8,4±6,4	7,4±5,9	38,3±11,2	21,1±8,6	43,6±4,8	8,5±2,1	106±11
Базальный диск	39,0±11,0	6,0±1,1	7,0±2,2	39,0±5,9	6,0±0,7	43,0±3,1	5,0±0,5	80±8,3
Соленость воды 18 psu								
Слоевище	104±22	80,1±61,0	31,9±2,5	40,8±11,8	156±63	37,3±5,0	54,4±13,9	130±13
Черешок	243±98	15,8±12,1	9,0±7,1	48,0±14,0	55,0±22,0	49,5±5,7	17,1±5,2	87,8±9
Базальный диск	24,0±6,3	3,0±0,2	2,0±0,8	15,0±2,4	9,0±0,9	18±14,6	4,0±0,4	25,0±2,7
Соленость воды 35 psu								
Слоевище	374±158	75,2±57,6	19,8±15,7	31,6±9,1	123,4±9,3	26,9±3,6	41,1±10,6	74,2±7,6
Черешок	21,7±8,7	22,3±17,1	2,9±3,4	43,9±12,2	36,7±14,8	42,4±4,9	12,7±3,7	28,4±1,99
Базальный диск	29,0±8,0	4,0±0,8	1,0±0,3	22,0±2,9	5,0±0,4	22,0±1,3	4,0±0,4	12,0±1,3

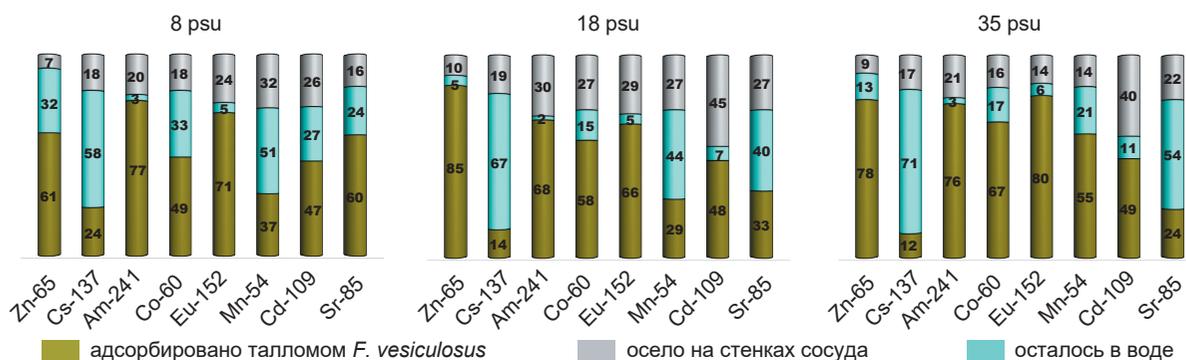


Рис. 4. Распределение изотопов в воде, водорослях и на стенках аквариума (%) через 11 суток экспозиции  
 Fig. 4. Distribution of isotopes in water, algae and on the aquarium walls (%) after 11 days of exposure

при изменяющейся солености воды в прибрежье не представляется возможным.

### Коэффициенты накопления радионуклидов

Коэффициенты накопления изотопов  $K_n$  водорослями из морской воды с разной соленостью (табл. 3) были рассчитаны после достижения относительного равновесия процесса адсорбция/десорбция в системе вода — растения. Расчет выполнен по формуле

$$K_n = \frac{A_1}{A_2},$$

где  $K_n$  — коэффициент накопления;  $A_1$  — удельная активность радионуклида в водоросли, Бк/кг сырой массы;  $A_2$  — удельная активность радионуклида в воде, Бк/кг.

Полученные  $K_n$  оказались в несколько раз ниже при их сопоставлении с известными из литературных источников коэффициентами [28]. Различие объясняется тем, что в упомянутой работе  $K_n$  определены только в апикальных, метаболически наиболее активных участках макрофита, а не в целом растении, что наиболее важно для практического применения.

Таблица 3. Коэффициенты накопления  $K_n$  радионуклидов в талломах *F. vesiculosus* при разной солености морской воды

Table 3. Accumulation coefficients  $K_n$  of radionuclides in *F. vesiculosus* thalli at different seawater salinity

Характеристика	Данные, полученные из эксперимента (весь таллом)			Опубликованные данные [28] (апикальная часть таллома)	
	8	18	35	35	
Соленость, psu	8	18	35	35	
Температура, °C	8±1	8±1	8±1	2±1	12±1
<sup>65</sup> Zn	55	123	100	162	629
<sup>54</sup> Mn	6	14	13	91	212
<sup>137</sup> Cs	1	4	1	3,3 *	4,6 *
<sup>241</sup> Am	14	21	21	329	436
<sup>60</sup> Co	6	13	10	101	353
<sup>152</sup> Eu	13	22	19	469	614
<sup>109</sup> Cd	4	6	6	51	285
<sup>85</sup> Sr	108	46	33	Н. д.	Н. д.

\* Эксперимент проводился с изотопом Cs-134.

### Заключение

Результаты эксперимента показали, что бурая водоросль *F. vesiculosus* даже в условиях экспериментальных ограничений остается долгое время функциональным, физиологически активным растением, способным элиминировать из воды техногенные радионуклиды. Элиминация протекает с различной интенсивностью при изменениях солености воды. С максимальной скоростью адсорбция изотопов происходит в первые сутки эксперимента и затухает в последующие дни с переходом к равновесному состоянию через 11 дней экспозиции. Количественные показатели извлеченной из раствора радиоактивности существенно изменяются вместе с вариациями солености воды в пределах ее естественных колебаний в морском побережье. Во всем диапазоне солености фукусом наиболее успешно извлекаются <sup>152</sup>Eu, <sup>241</sup>Am и <sup>65</sup>Zn. С меньшим эффектом водоросль поглощает из воды <sup>85</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs. Однако поглощение этих основных дозообразующих радионуклидов наиболее важно для очищения морской природной среды при радиоактивном загрязнении. Фукусы обеспечивают поглощение <sup>85</sup>Sr от 3 до 6 кБк/кг сырой массы, а <sup>137</sup>Cs — от 0,7 до 1,6 кБк/кг сырой массы с максимумом при низкой солености воды (см. рис. 3). Преимущественное накопление радионуклидов происходит в пластинчатой части таллома *F. vesiculosus*. Наиболее выражена эта закономерность в отношении биофильных микроэлементов — <sup>65</sup>Zn, <sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>85</sup>Sr. Накопление <sup>152</sup>Eu и <sup>241</sup>Am происходит без выраженной локализации в функциональных

участках растения, их распределение в талломе равномерно.

Проведенный эксперимент и рассчитанные по его результатам коэффициенты накопления радионуклидов позволяют прогнозировать радиоэкологическую угрозу прибрежным баренцевоморским экосистемам и альгоценозам, возникающую в случае аварийных сбросов радиоактивных отходов. Коэффициенты  $K_n$  указывают также на эффективность ассимиляции радионуклидов макроводорослями и позволяют оценить их роль в очищении водной среды от радиации.

На основании проведенных исследований можно заключить, что *F. vesiculosus* может применяться как сорбент биологической природы для удаления гамма-излучающих радионуклидов из морской воды различной солености с последующей утилизацией в соответствии с правилами обращения с радиоактивными отходами (СП 2.6.1168-02).

### Финансирование

Исследование выполнено за счет темы государственного задания ММБИ РАН FMEE-2024-0016, а также гранта Российского научного фонда (проект № 22-17-00243) «Радиационная океанология и геоэкология прибрежного шельфа Баренцева и Белого морей. Биокосные взаимодействия в системе: донные отложения — вода — макроводоросли — микроорганизмы, их роль в ремедиации морской прибрежной экосистемы при радиационном и химическом загрязнении в условиях Арктики».

## Литература/References

1. Матишов Д. Г., Матишов Г. Г. Радиационная экологическая океанология. — Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001. — 417 с.  
*Matishov D. G., Matishov G. G. Radiational ecological Oceanology. Apatity, Publ. KSC RAS, 2001, 417 p. (In Russian).*
2. Сивинцев Ю. В., Вакуловский С. М., Васильев А. П. и др. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Белая книга, 2000. — М.: ИздАТ, 2005. — 62 с.  
*Sivintsev Y. V., Vakulovsky S. M., Vasiliev A. P., Vysotsky V. L., Gubin A. T., Danilyan V. A., Kobzev V. I., Kryshev I. I., Lavkovsky S. A., Mazokin V. A., Nikitin A. I., Petrov O. I., Pologikh B. G., Skorik Yu. I. Technogenic Radionuclides in the Seas Surrounding Russia. White Book, 2000. Moscow, IzdAT, 2005, 62 p. (In Russian).*
3. Ильин Г. В., Усягина И. С., Касаткина Н. Е., Валуцкая Д. А. Радиоэкологическое состояние среды морских экосистем Арктики в условиях современного природопользования // Тр. Кольского науч. центра. Океанология. — 2020. — Вып. 7. — С. 260—275. — DOI: 10.37614/2307-5252.2020.11.4.013.  
*Ilyin G. V., Usyagina I. S., Kasatkina N. E., Valuyskaya D. A. Radioecological status of arctic marine ecosystem and current ocean and coastal management. Transactions of the Kola Science Centre. Oceanology, 2020, iss. 7, pp. 260—275. Available at: <https://doi.org/10.37614/2307-5252.2020.11.4.013>. (In Russian).*
4. Матишов Г. Г., Ильин Г. В., Усягина И. С. и др. Радиоэкологическое состояние прибрежной зоны Кольского полуострова (по данным наблюдений в 2013—2020 годах) // Метеорология и гидрология. — 2023. — № 4. — С. 99—110. — DOI: 10.52002/01-2906-2023-4-99-110.  
*Matishov G. G., Il'in G. V., Usyagina I. S. et al. Radioecological Condition of the Kola Peninsula Coastal Zone According to Observations in 2013—2020. Russian Meteorology and Hydrology, 2023, vol. 48, no. 4, pp. 361—369. Available at: <https://doi.org/10.3103/S106837392304009X>.*
5. Ильин Г. В., Усягина И. С. Радиоэкологические исследования в Мурманском прибрежье Баренцева моря как часть мониторинга среды при обращении с радиоактивными отходами // Атом. энергия. — 2019. — Т. 126, № 5. — С. 285—289.  
*Ilyin G. V., Usiagina I. S. Radioecological Studies in the Murman Coastal Area of the Barents Sea as Part of Environmental Monitoring in the Management of Radioactive Waste. Atomic Energy, 2019, vol. 126, iss. 5, pp. 326—331. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10512-019-00558-6>.*
6. Матишов Г. Г., Усягина И. С., Ильин Г. В. Реконструкция поступления и миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в экосистеме Баренцева моря // Вестн. Рос. фонда фундамент. исслед. — 2022. — № 2 (114). — С. 119—135. — DOI: 10.22204/2410-4639-2022-114-02-119-135.  
*Matishov G. G., Usyagina I. S., Ilyin G. V. Reconstruction of the Arrival and Migration of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the Ecosystem of the Barents Sea. J. RFBR, 2022, iss. 2 (114), pp. 119—135. Available at: <https://doi.org/10.22204/2410-4639-2022-114-02-119-135>. (In Russian).*
7. Тропин И. В. Экологические и биохимические аспекты аккумуляции некоторых тяжелых металлов морскими макроводорослями: Автореф. дис. ... канд. биол. наук / МГУ им. М. В. Ломоносова. — М., 1992. — 20 с.  
*Tropin I. V. Ecological and biochemical aspects of accumulation of some heavy metals by marine macroalgae: Extended abstract of Doctor of Biological Science Dissertation. Moscow, Lomonosov Moscow State University, 1992, 20 p. (In Russian).*
8. Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г., Мирзоева Н. Ю. и др. Тенденции изменения концентрации  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде и гидробионтах севавтопольских бухт после аварии на ЧАЭС // Экология моря. — 2000. — Вып. 50. — С. 83—88. — URL: <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12>.  
*Egorov V. N., Polikarpov G. G., Mirzoyeva N. Yu., Kulebakina L. G., Artyomov Yu. G. The tendencies of change of the  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  concentration in the water and hydrobionts of the Sevastopol bays after Chernobyl NPP accident. Ecology of the Sea, 2019, vol. 50, pp. 83—85. Available at: <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12>.*
9. Поклонов В. А., Котелевцев С. А., Шестакова Т. В., Остроумов С. А. Снижение концентраций тяжелых металлов в водных растворах при взаимодействии с макрофитами // Экол. химия. — 2011. — Т. 20, Вып. 4. — С. 200—203.  
*Poklonov V. A., Kotelevzev S. A., Shestakova T. V., Ostroumov S. A. A decrease in concentrations of heavy metals in aquatic medium during interactions with macrophytes. Ecological chemistry, 2011, vol. 20, iss. 4, pp. 200—203. (In Russian).*
10. Куок Ч. Х., Мельник И. В. Водные макрофиты как биосорбенты для удаления ионов тяжелых металлов из воды // Вода: химия и экология. — 2012. — № 12 (54). — С. 132—137. — URL: <https://lib.rucont.ru/efd/536139>.  
*Kuok Ch. K., Mel'nik I. V. Hydric macrophytes as biosorbents for heavy metals removal from water. Water: chemistry and ecology, 2012, no. 12 (54), pp. 132—137. Available at: <https://lib.rucont.ru/efd/536139>. (In Russian).*
11. Воскобойников Г. М., Пуговкин Д. В. О возможной роли *Fucus vesiculosus* в очистке прибрежных акваторий от нефтяного загрязнения // Вестн. МГТУ. — 2012. — Т. 15, Вып. 4. — С. 716—720. — URL: <https://studylib.ru/doc/2562374/na-russk.--ctr.5--tabl-3--ssylok-13--adobe-pdf>.  
*Voskoboynikov G. M., Pugovkin D. V. On the possible role of *Fucus vesiculosus* in the purification of coastal waters from oil pollution. Vestnik MGTU, 2012, vol. 15, iss. 4, pp. 716—720. Available at: <https://studylib.ru/doc/2562374/na-russk.--ctr.5--tabl-3--ssylok-13--adobe-pdf>. (In Russian).*

12. Воскобойников Г. М., Малавенда С. В., Метелькова Л. О. Роль водорослей-макрофитов в биоремедиации от нефтепродуктов Кольского залива Баренцева моря // Морской биол. журн. — 2021. — Т. 6, № 3. — С. 35—43. — DOI: 10.21072/mbj.2021.06.3.04.  
*Voskoboinikov G. M., Malavenda S. V., Metel'kova L. O.* The role of algae macrophyte in bioremediation of petroleum products of Kola Bay of the Barents Sea. *Marine Biological J.*, 2021, vol. 6, no. 3, pp. 35—43. DOI: 10.21072/mbj.2021.06.3.04. (In Russian).
13. Макаров В. Н., Шошина Е. В. Водоросли-макрофиты Баренцева моря // Жизнь и условия ее существования в бентали Баренцева моря. — Апатиты: Изд-во КФ АН СССР, 1996. — С. 52—66. — URL: [https://studylib.ru/doc/2107123/makrofity-barenceva-morya---kol.\\_skij-nauchnyj-centr-ran](https://studylib.ru/doc/2107123/makrofity-barenceva-morya---kol._skij-nauchnyj-centr-ran).  
*Makarov V. N., Shoshina E. V.* Algae-macrophytes of the Barents Sea. Life and conditions of its existence in the benthic of the Barents Sea. Apatity, Publishing of the Kola Branch of the USSR Academy of Sciences, 1996, pp. 52—66. Available at: [https://studylib.ru/doc/2107123/makrofity-barenceva-morya---kol.\\_skij-nauchnyj-centr-ran](https://studylib.ru/doc/2107123/makrofity-barenceva-morya---kol._skij-nauchnyj-centr-ran). (In Russian).
14. Рындина Д. Д. Процессы сорбции и десорбции радионуклидов морскими грунтами водорослями и детритом // Морская радиоэкология / Под ред. чл.-кор. АН СССР Г. Г. Поликарпова; АН УССР. Ин-т биологии юж. морей им. А. О. Ковалевского. — Киев: Наукова думка, 1970. — С. 46—62.  
*Ryndina D. D.* Processes of sorption and desorption of radionuclides by marine soils, algae and detritus. *Marine radioecology*. Ed. by G. G. Polikarpov; Academy of Sciences of the Ukrainian SSR. Southern Institute of Biology Seas named after A. O. Kovalevsky. Kiev, Naukova dumka, 1970, pp. 46—62. Available at: <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7057>. (In Russian).
15. Malavenda S. V., Voskoboinikov G. M. Influence of abiotic factors on the structure of the population of the brown alga *Fucus vesiculosus* in East Murman (Barents Sea). *Russian J. of Marine Biology*, 2009, vol. 35, no. 2, pp. 132—137. — DOI 10.1134/S1063074009020047.
16. Малавенда С. В. Устойчивость фукоидов Баренцева моря к переменной солености // Ботан. журн. — 2011. — Т. 96, № 3. — С. 342—349. — URL: [https://elibrary.ru/download/elibrary\\_16401363\\_17070748.pdf](https://elibrary.ru/download/elibrary_16401363_17070748.pdf).  
*Malavenda S. V.* The tolerance of the of the Barents Sea fucooids for variable salinity. *Botanical J.*, 2011, vol. 96, iss. 3, pp. 342—349. Available at: [https://elibrary.ru/download/elibrary\\_16401363\\_17070748.pdf](https://elibrary.ru/download/elibrary_16401363_17070748.pdf). (In Russian).
17. Шошина Е. В., Капков В. И. Экологические особенности промысловых фукусовых водорослей Мурманского побережья Баренцева моря // Вестн. Мурман. гос. техн. ун-та. — 2014. — Т. 17, № 1. — С. 180—189. — URL: <https://studylib.ru/doc/2561468/na-russk.--ctr.10--ris.-6--ssylok-23--adobe-pdf>.  
*Shoshina E. V., Kapkov V. I.* Экологические особенности промысловых фукусовых водорослей Мурманского побережья Баренцева моря // Вестн. Мурман. гос. техн. ун-та. — 2014. — Т. 17, № 1. — С. 180—189. — URL: <https://studylib.ru/doc/2561468/na-russk.--ctr.10--ris.-6--ssylok-23--adobe-pdf>.
- Shoshina E. V., Kapkov V. I.* Ecological features of harvesting fucooid algae of the Murman coast of the Barents Sea. *Vestnik MGTU*, 2014, vol. 17, iss. 1, pp. 268—277. Available at: <https://doi.org/10.21443/1560-9278-2016-1/2-268-277>.
18. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов / Под ред. д-ра хим. наук проф. В. П. Шведова. — М.: Атомиздат, 1964. — 295 с.  
*Polikarpov G. G.* Radioecology of marine organisms. Moscow, Atomizdat Publ., 1964, 295 p. Available at: <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12748>. (In Russian).
19. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохемозоология. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 176 с. — URL: <https://rest.marine-research.ru/api/core/bitstreams/d49db61a-c90a-4b99-9bd1-011b92c47f45/content>.  
*Polikarpov G. G., Egorov V. N.* Marine dynamic radiochemoecology. Moscow, Energoatomizdat Publ., 1986, 176 p. Available at: <https://rest.marine-research.ru/api/core/bitstreams/d49db61a-c90a-4b99-9bd1-011b92c47f45/content>. (In Russian).
20. Аликбаева Л. А., Афонин М. А., Ермолаева-Маковская А. П. Новый справочник химика и технолога. Радиоактивные вещества. Вредные вещества. Гигиенические нормативы / Под ред. А. В. Москвина. — СПб.: Изд-во НПО «Профессионал», 2004. — 1146 с.  
*Alikbaeva L. A., Afonin M. A., Ermolaeva-Makovskaya A. P.* New handbook of chemist and technologist. Radioactive substances. Harmful substances. Hygienic standards. Ed. by A. V. Moskvina. St. Petersburg, Publ. house of NGO “Professional”, 2004, 1146 p. (In Russian).
21. Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. Accumulation and release of <sup>241</sup>Am by a macrophyte of the Yenisei River (*Elodea canadensis*). *J. of Environmental Radioactivity*, 2005, iss. 81(1), pp. 33—46.
22. Зотина Т. А. Распределение техногенных радионуклидов в биомассе макрофитов реки Енисей // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2009. — Т. 49, Вып. 6. — С. 729—737. — URL: [https://elibrary.ru/download/elibrary\\_12989737\\_71806008.pdf](https://elibrary.ru/download/elibrary_12989737_71806008.pdf).  
*Zotina T. A.* The Distribution of Artificial Radionuclides in the Biomass of Macrophytes of the Yenisei River. *Radiation biology. Radioecology*, 2009, vol. 49, iss. 6, pp. 729—737. Available at: [https://elibrary.ru/download/elibrary\\_12989737\\_71806008.pdf](https://elibrary.ru/download/elibrary_12989737_71806008.pdf). (In Russian).
23. Калистратова В. С., Беляев И. К., Жорова Е. С. и др. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов. — М.: Изд-во ФМБЦ им. А. И. Бурназяна ФМБА России, 2012. — 464 с.  
*Kalistratova V. S., Belyaev I. K., Zhorova E. S., Nisimov P. G., Parfenova I. M., Tishchenko G. S., Tsapkov M. M.* Radiobiology of incorporated radionuclides. Moscow, Burnasyan FMBC of the FMBA of Russia Publ., 2012, 464 p. (In Russian).
24. Саенко Г. Н. Металлы и галогены в морских организмах. — М.: Наука, 1992. — 200 с.  
*Sayenko G. N.* Metals and halogens in marine organisms. Moscow, Nauka, 1992, 200 p. (In Russian).

25. Малева М. Г., Чукина Н. В., Борисова Г. Г. Взаимное действие ионов кадмия и марганца на погруженные макрофиты (на примере элодеи канадской) // Вод. хоз-во России: проблемы, технологии, управление. — 2016. — № 3. — С. 82—91. — URL: <https://waterjournal.ru/files/wj/1614860317.pdf>.  
Maleva M. G., Shchukina N. V., Borisova G. G. Mutual action of cadmium and manganese ions on submerged macrophytes. Water sector of Russia. Problems, technologies, management, 2016, iss. 3, pp. 82—91. Available at: <https://waterjournal.ru/files/wj/1614860317.pdf>. (In Russian).
26. Усягина И. С., Воскобойников Г. М., Пуговкин Д. В. и др. Результаты экспериментальных исследований поглощения радиоизотопов  $^{85}\text{Sr}$  и  $^{54}\text{Mn}$  водорослями-макрофитами Баренцева моря // Наука юга России. — 2023. — Т. 19, № 3. — С. 56—63. — DOI: 10.7868/S25000640230308.
- Usyagina I. S., Voskoboynikov G. M., Pugovkin D. V., Salakhov D. O., Ilyin G. V. Results of experimental studies of the absorption of radioisotopes  $^{85}\text{Sr}$  and  $^{54}\text{Mn}$  by macrophyte algae of the Barents Sea. Science in the south of Russia, 2023, vol. 19, iss. 3, pp. 56—63. DOI: 10.7868/S25000640230308. (In Russian).
27. Zalewska T., Saniewski M. Bioaccumulation of gamma emitting radionuclides in red algae from the Baltic Sea under laboratory conditions. Oceanologia, 2011, iss. 53 (2), pp. 631—650.
28. Boisson F., Hutchings D. A., Fowler S. W., Fisher N. S., Teysse J. L. Influence of Temperature on the Accumulation and Retention of 11 Radionuclides by the Marine Alga *Fucus vesiculosus* (L.). Marine Pollution Bull., 1997, vol. 35, iss. 7 (12), pp. 313—321. DOI: 10.1016/S0025-326X(97)00092-1. Available at: [https://www.sci-hub.ru/10.1016/S0025-326X\(97\)00092-1](https://www.sci-hub.ru/10.1016/S0025-326X(97)00092-1).

---

### Информация об авторах

**Ильин Геннадий Васильевич**, кандидат географических наук, заведующий лабораторией, Мурманский морской биологический институт РАН (183038, Россия, Мурманск, Владимирская ул., д. 17), e-mail: [ilyin@mmbi.info](mailto:ilyin@mmbi.info).

**Усягина Ирина Сергеевна**, кандидат географических наук, ведущий научный сотрудник, Мурманский морской биологический институт РАН (183038, Россия, Мурманск, Владимирская ул., д. 17), e-mail: [usjagina@mmbi.info](mailto:usjagina@mmbi.info).

**Макаров Михаил Владимирович**, доктор биологических наук, директор, Мурманский морской биологический институт РАН (183038, Россия, Мурманск, Владимирская ул., д. 17), e-mail: [makarov@mmbi.info](mailto:makarov@mmbi.info).

**Матишов Геннадий Григорьевич**, доктор географических наук, академик РАН, главный научный сотрудник, Мурманский морской биологический институт РАН (183038, Россия, Мурманск, Владимирская ул., д. 17), e-mail: [matishov\\_ssc-ras@ssc-ras.ru](mailto:matishov_ssc-ras@ssc-ras.ru).

**Воскобойников Григорий Михайлович**, доктор биологических наук, заведующий лабораторией, Мурманский морской биологический институт РАН (183038, Россия, Мурманск, Владимирская ул., д. 17), e-mail: [voskoboynikov@mmbi.info](mailto:voskoboynikov@mmbi.info).

**Салахов Дмитрий Олегович**, младший научный сотрудник, Мурманский морской биологический институт РАН (183038, Россия, Мурманск, Владимирская ул., д. 17), e-mail: [salahov@mmbi.info](mailto:salahov@mmbi.info).

## BIOSORPTION OF TECHNOGENIC RADIONUCLIDES BY THE BARENTS SEA LITTORAL ALGAE *FUCUS VESICULOSUS* L.

Ilyin, G. V., Usyagina, I. S., Makarov, M. V., Matishov, G. G., Voskoboynikov, G. M., Salakhov, D. O.  
Murmansk Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences (Murmansk, Russian Federation)

The article was received on August 1, 2024

### For citing

Ilyin G. V., Usyagina I. S., Makarov M. V., Matishov G. G., Voskoboynikov G. M., Salakhov D. O. Biosorption of technogenic radionuclides by the Barents Sea littoral algae *Fucus vesiculosus* L. Ecology and Economy, 2024, vol. 14, no. 4, pp. 536—548. DOI: 10.25283/2223-4594-2024-4-536-548. (In Russian).

### Abstract

The authors have conducted laboratory experiments to study the ability of the Barents Sea brown alga *Fucus vesiculosus* L. to adsorb technogenic radionuclides from seawater of various salinity (8, 18 and 35 psu). They have obtained new data on the role of macroalgae communities in the geodynamics of radionuclides in the coastal zone of the seas. *Fucuses* are able to adsorb 40—80% of the radionuclide activity from water. The maximum intensity of adsorption is observed during the first day of exposure. The alga most effectively absorbs  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  from water. The possibility of using the alga as a sorbent in biobarriers in incidents with emergency discharges of radioactivity into the sea is shown.

**Keywords:** radionuclides, experiment, macrophytes, adsorption, water salinity, thalli, assimilation, coastal area.

### Funding

The research was carried out within the state assignment of the MMBI RAS FMEE-2024-0016, and supported by the Russian Science Foundation grant (project no. 22-17-00243 “Radiation oceanology and geoecology of the coastal shelf of the Barents and White Seas. Bioinert interactions in the system: bottom sediments — water — macroalgae — microorganisms, their role in the marine coastal ecosystem remediation under radiation and chemical pollution in the Arctic”).

### Information about the authors

**Ilyin, Gennady Vasilievich**, PhD of Geography, Head of the Laboratory, Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences (17, Vladimirskaia St., Murmansk, Russia, 183038), e-mail: ilyin@mmbi.info.

**Usyagina, Irina Sergeevna**, PhD of Geography, Leading Researcher, Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences (17, Vladimirskaia St., Murmansk, Russia, 183038), e-mail: usyagina@mmbi.info.

**Makarov, Mikhail Vladimirovich**, Doctor of Biology, Director, Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences (17, Vladimirskaia St., Murmansk, Russia, 183038), e-mail: makarov@mail.ru.

**Matishov, Gennady Grigorievich**, Doctor of Geography, Academician of RAS, Chief Researcher, Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences (17, Vladimirskaia St., Murmansk, Russia, 183038), e-mail: matishov\_ssc-ras@ssc-ras.ru.

**Voskoboynikov, Grigory Mikhailovich**, Doctor of Biology, Head of the Laboratory, Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences (17, Vladimirskaia St., Murmansk, Russia, 183038), e-mail: voskoboynikov@mmbi.info.

**Salakhov, Dmitry Olegovich**, Junior Researcher, Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences (17, Vladimirskaia St., Murmansk, Russia, 183038), e-mail: salahov@mail.ru.

© Ilyin G. V., Usyagina I. S., Makarov M. V., Matishov G. G., Voskoboynikov G. M., Salakhov D. O., 2024