

ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

Научная статья

УДК 544.773.432

doi: 10.17308/sorpchrom.2025.25/13574

Извлечение микропластиков из водных сред с применением магнитных углей, модифицированных обращенной фазой

Александр Сергеевич Губин[✉], Павел Тихонович Суханов,
Алексей Алексеевич Кушнир, Игорь Евгеньевич Решетов,
Ярослав Дмитриевич Борисов

Воронежский государственный университет инженерных технологий, Воронеж, Россия,
goubinne@mail.ru[✉]

Аннотация. Предложен способ извлечения микропластиков различной природы (полиэтилены высокой и низкой плотности, поливинилхлорид, полистирол, полиэтилентерефталат, поликарбонат, АБС-пластик, полиуретан и полиамидные волокна) из водных сред. В качестве сорбентов были применены немодифицированный магнитный уголь из рисовой лузги ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$) и магнитные угли, модифицированные обращенными фазами C_8 ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$) и C_{18} ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$).

При применении $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ извлекается от 80.5 до 95.5% микропластиков, величина сорбционной емкости составляет 128-200 мг/г. После модификации $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ обращенной фазой C_8 эффективность сорбции значительно возрастает. При сорбции $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ извлекается 94.4-99.7% микропластиков из водных растворов, сорбционная емкость составляет 184-246 мг/г. Дальнейшая гидрофобизация сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ обращенной фазой C_{18} приводит к увеличению степеней извлечения полистирола, поливинилхлорида, полиэтилена до 99.8-99.9% и возрастанию сорбционной емкости (260-306 мг/г). Эффективность извлечения поликарбоната, полиуретана, полиамида и полиэтилентерефталата уменьшается до 91.2-95.2%. Изотермы сорбции микропластиков при извлечении в изученных сорбционных системах наиболее адекватно описываются уравнением Ленгмюра.

Для десорбции микропластиков предложен термический способ (прокаливание сорбента при 700 °С) и центрифугирование при 4000 об/мин. Независимо от природы микропластика оба способа позволяют практически полностью десорбировать микрочастицы. Количество циклов сорбции-десорбции при центрифугировании существенно зависит от степени загрязненности вод. В изученных системах степени извлечения микропластиков из речной воды снижаются на 5-7% по сравнению с сорбцией из дистиллированной воды, что обусловлено конкурентной сорбцией примесей.

Ключевые слова: микропластик, магнитные угли, извлечение, сорбция, речная вода.

Для цитирования: Губин А.С., Суханов П.Т., Кушнир А.А., Решетов И.Е., Борисов Я.Д. Извлечение микропластиков из водных сред с применением магнитных углей, модифицированных обращенной фазой // Сорбционные и хроматографические процессы. 2025. Т. 25, № 6. С. 901-910. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13574>

Original article

Extraction of microplastics from aquatic environments using reversed-phase modified magnetic carbons

Alexander S. Gubin, [✉] Pavel T. Sukhanov, Alexey A. Kushnir,
Igor E. Reshetov, Yaroslav D. Borisov

Voronezh State University of Engineering Technologies, Voronezh, Russian Federation, goubinne@mail.ru[✉]

Abstract. A method for extracting microplastics of various natures (high and low density polyethylene, polyvinyl chloride, polystyrene, polyethylene terephthalate, polycarbonate, ABS plastic, polyurethane and polyamide fibers) from aquatic media is proposed. Unmodified magnetic carbon from rice husk ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$) and magnetic carbons modified with reversed phases C_8 ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$) and C_{18} ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$) were used as sorbents.

© Губин А. С., Суханов П. Т., Кушнир А. А., Решетов И. Е., Борисов Я. Д., 2025

When using $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$, 80.5 to 95.5% of microplastics are extracted, and the sorption capacity is 128-200 mg/g. After modification of $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ with reversed-phase C_8 , the sorption efficiency increases significantly. During $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ sorption, 94.4-99.7% of microplastics are extracted from aqueous solutions, and the sorption capacity is 184-246 mg/g. Further hydrophobization of the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ sorbent with reversed-phase C_{18} leads to an increase in the degree of extraction of polystyrene, polyvinyl chloride, and polyethylene up to 99.8-99.9% and an increase in sorption capacity (260-306 mg/g). The extraction efficiency of polycarbonate, polyurethane, polyamide, and polyethylene terephthalate decreases to 91.2-95.2%. The sorption isotherms of microplastics during extraction in the studied sorption systems are most adequately described by the Langmuir equation. For the desorption of microplastics, a thermal method (calcination of the sorbent at 700 °C) and centrifugation at 4000 rpm have been proposed. Regardless of the nature of the microplastic, both methods allow for the almost complete desorption of microparticles. The number of sorption-desorption cycles during centrifugation significantly depends on the degree of water pollution. In the studied systems, the degree of extraction of microplastics from river water is reduced by 5-7% compared to sorption from distilled water, which is due to the competitive sorption of impurities.

Keywords: microplastics, magnetic carbons, extraction, sorption, river water.

For citation: Gubin A.S., Sukhanov P.T., Kushnir A.A., Reshetov I.E., Borisov Ya.D. Extraction of microplastics from aquatic environments using reversed-phase modified magnetic carbons. *Sorbtsionnye i khromatograficheskie protsessy*. 2025. 25(6): 901-910. (In Russ.). <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13574>

Введение

Проблема распределения микропластиков (МП) в окружающей среде и биологических объектах активно изучается с начала 2010-х годов, вызвав стремительный рост числа публикаций с 2014 по 2022 годы [1]. В России массовый интерес к этой теме возник после 2020 года [2]. Большинство публикаций по тематике МП обычно касаются следующих крупных проблем: очистка природных сред (воды, почвы, воздух), биodeградация и биотрансформация, идентификация и количественное определение [1].

Обычно первоначальным этапом в решении этих проблем является извлечение МП с применением различных способов. В частности, для извлечения из водных сред используют арсенал способов, включающих как известные подходы к извлечению и концентрированию для обычных химических веществ, так и подходы более характерные для отделения и разделения осадков, взвесей и эмульсий. Самые простые технологии – фильтрация, коагуляция или седиментация [3]. Извлечение и разделение одновременно проводят при использовании насыщенных растворов солей, при этом слой МП располагается на поверхности слоя раствора соли [4].

Широкое распространение получают сорбционные методы. В качестве сорбентов используют оксид графена и материалы на его основе [5], угли различного происхождения [6], модифицированный карбоксильными группами полистирол [7] и другие. Развивается магнитная твердофазная экстракция (МТФЭ) МП, которая может осуществляться как немодифицированным Fe_3O_4 [8], так и функционализированными магнитными наночастицами (НЧ) [9]. МТФЭ микропластиков по механизмам сорбции и процедуре обычно не отличается от стандартных подходов к извлечению химических веществ [10]. Особенностью извлечения является то, что сорбция протекает в основном на поверхности сорбента, поскольку размеры частиц обычно значительно превышают 1 мкм, что намного больше размеров пор. Исследование сорбционного извлечения МП осуществляется по стандартному алгоритму: подбираются оптимальные значения pH, масса сорбента, продолжительность сорбции, далее строятся изотермы сорбции, исследуется применимость различных моделей для их описания, интерпретируются механизмы сорбции и рассчитывается сорбционная емкость [11-13].

В России также развивается направление, связанное с извлечением МП, в том

числе, из водных сред и донных отложений. Сотрудниками ГЕОХИ РАН [14] применялись планетарная центрифуга, оснащенная вращающейся спиральной колонкой. В качестве неподвижной фазы для извлечения МП применялось касторовое масло [15]. В нескольких университетах Екатеринбурга предложена магнитная седиментация МП [16] с применением магнитных частиц угля, функционализированных аминогруппами. Способ успешно применен для извлечения полиэтилена и полиэтилентерефталата.

Основная цель нашего исследования состоит в разработке способа извлечения из водных сред девяти различных видов МП, наиболее часто применяющихся в быту и промышленности, магнитными сорбентами на основе углей, модифицированных обращенной фазой. В ходе выполнения экспериментальных работ оценивались характеристики сорбционного извлечения (степень извлечения, сорбционная емкость, влияние различных факторов на сорбционное равновесие), параметры изотерм сорбции, различные способы десорбции МП и возможность повторного использования сорбента

Экспериментальная часть

Приборы, материалы и реагенты. Исследуемые модельные образцы готовили из коммерческих препаратов МП (табл. 1) – порошок полиэтилена низкой плотности с размером частиц и суспензионный поливинилхлорид. Остальные образцы получали с применением криогенной мельницы LM200220V (ООО «Вилитек», РФ) из полимеров отечественных производителей, занимающих значительную долю рынка в РФ. Криодеструкцией с последующим измельчением получены образцы семи полимеров (табл. 1). Размеры частиц МП устанавливали с помощью сканирующего микроскопа JSM-6510LV (Jeol, Япония).

Извлечение МП из воды проводили с применением магнитного сорбента на основе угля из рисовой лузги с дальнейшей

обработкой пиролизом. В результате получали сорбент типа «ядро-оболочка» ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$). Также применяли угли из рисовой лузги, модифицированные обращенными фазами C_8 ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$) и C_{18} ($\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$). Синтез сорбентов и их свойства приведены в работах [17-19]. Полученные сорбенты характеризовались намагниченностью насыщения – 14-15 э.м.е./г и удельной площадью поверхности до 694 м²/г.

Десорбцию термическим способом проводили в муфельной печи ПМ-10 («Электроприбор», РФ), для центрифугирования использовали лабораторную центрифугу ПЭ-6900 (Элтемикс, РФ). Измерение дзета-потенциала проводили методом лазерной дифракции на приборе Zetasizer Nanoseries (Malvern Instruments, Великобритания). Поскольку измерение дзета-потенциала возможно только при размере частиц менее 10 мкм, то проводили во второй раз глубокую криодеструкцию и измельчение первоначально полученных на криомельнице МП и готовых препаратов до тех пор, пока верхняя граница разброса значений размеров частиц не превышала 10 мкм. Измерения проводили в бидистиллированной воде, подкисляя или подщелачивая ее растворами концентрированной хлороводородной кислоты или гидроксида натрия (ч.д.а., Ленреактив, РФ).

Извлечение микропластиков из водных растворов. Эксперименты по извлечению МП включали выбор pH (от 2 до 10), дозы сорбента (от 25 до 200 мг) и продолжительности сорбционного концентрирования (от 1 до 5 ч). Затем аналогичные эксперименты повторяли на модельных пробах, приготовленных на речной воде.

Водные среды, содержащие МП, объемом 20 см³ помещали в стеклянный сосуд, добавляли навеску магнитного сорбента и интенсивно перемешивали верхнеприводной микромешалкой (1000 об/мин) до установления сорбционного равновесия. Затем, удерживая магнитный сорбент с

Таблица 1. Полимеры, использованные в качестве образцов микропластиков
Table 1. Polymers used as microplastic samples

Полимер	Аббревиатура	Размер частиц, мкм	Производитель
Коммерческие образцы			
Полиэтилен низкой плотности	ПЭТнп	103±37	ИП Шакулов, РФ
Поливинилхлорид суспензионный	ПВХ	128±49	АО «Русвинил», РФ
Образцы, полученные с применением криодеструкции			
Полиэтилен высокой плотности	ПЭТвп	102±38	ПАО «Сибур», РФ
Полистирол	ПСт	168±31	ПАО «Сибур», РФ
Полиэтилентерефталат	ПЭТФ	138±50	ПАО «Сибур», РФ
Поликарбонат	ПК	194±77	ООО «Юг-ойл-пласт», РФ
Полиуретан	ПУ	93±37	НПП «Уником-сервис»
АБС-пластик содержание акрилонитрила – 28 %, бутадиена – 21%, стирола – 51%.	АБС	157±35	АО «Пластик», РФ
Полиамидное волокно (капрон)	ПА	471±134*	НПП «Термотекс», РФ

*максимальный линейный размер.

помощью неодимового магнита, отделяли водный раствор.

Для построения изотерм сорбции готовили растворы с концентрациями МП от 10 до 200 мг/дм³. Сорбцию проводили при 25°C в течение 3 ч при массе сорбента 0.1 г. Изотермы описывали с использованием уравнений Ленгмюра и Фрейндлиха.

В качестве показателей эффективности сорбентов применяли степень извлечения (R , %) и сорбционную емкость (Q , мг/г) [11], которые рассчитывали по формулам:

$$R = \frac{(C_0 - C_p)}{C_0} \cdot 100\%, Q = \frac{(C_0 - C_p)V}{m},$$

где C_0 – исходная концентрация МП в растворе, мг/дм³; C_p – концентрация МП в растворе после установления сорбционного равновесия, мг/дм³; V – объем раствора, см³; m – масса сорбента, г.

Определение равновесных концентраций МП проводили весовым методом. Для этого после проведения сорбционного концентрирования извлекали маг-

нитный сорбент, высушивали его и взвешивали на аналитических весах. По разнице исходной массы сорбента и массы сорбента после извлечения МП находили количество адсорбированного магнитным углем МП, которое пересчитывали на 1 г сорбента. Оставшееся в воде количество МП пересчитывали на 1 дм³ раствора.

Изучение возможности повторного использования сорбента проводили двумя способами – термическим и с использованием центрифугирования. При проведении термической десорбции образец магнитного угля с адсорбированными НЧ помещали на 2 ч в муфельную печь при 650-700°C. Проводили повторные циклы сорбции-десорбции.

Десорбцию МП с применением центрифугирования проводили, помещая образец угля в полипропиленовую пробирку типа эппендорф (объем 5 см³), добавляли 4 см³ воды и 5 мин центрифугировали при 4000 об/мин. Отделяли жидкость вместе с МП, удерживая сорбент

Таблица 2. Характеристики сорбционного извлечения и параметры изотерм сорбции для систем с применением сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ ($n = 3$, $P = 0.95$).

Table 2. Characteristics of sorption and parameters of sorption isotherms for systems using the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ sorbent ($n = 3$, $P = 0.95$).

Сорбат	R , %	q^{\max} (мг/г)	Модель Ленгмюра		Модель Фрейндлиха		
			K_L	r^2	$1/n$	K_F	r^2
ПЭТнп	93.2±1.9	190	0.089	0.9544	0.289	40.50	0.8092
ПЭТвп	91.6±3.2	130	0.077	0.9733	0.211	39.23	0.7865
ПВХ	95.5±1.7	200	0.094	0.9981	0.284	40.11	0.8539
ПСТ	94.4±3.7	182	0.062	0.9949	0.282	38.13	0.9269
АБС	92.0±2.5	176	0.063	0.9972	0.306	36.40	0.8590
ПК	84.0±4.0	136	0.078	0.9944	0.308	32.34	0.8717
ПЭТФ	80.5±5.2	114	0.090	0.9922	0.300	30.11	0.9401
ПУ	82.0±4.9	128	0.081	0.9943	0.312	30.43	0.9359
ПА	81.2±4.3	128	0.067	0.9975	0.321	31.62	0.8900

Таблица 3. Характеристики сорбционного извлечения и параметры изотерм сорбции для систем с применением сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ ($n=3$, $P=0.95$).

Table 3. Characteristics of sorption and parameters of sorption isotherms for systems using the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ sorbent ($n=3$, $P=0.95$).

Сорбат	R , %	q^{\max} (мг/г)	Модель Ленгмюра		Модель Фрейндлиха		
			K_L	r^2	$1/n$	K_F	r^2
ПЭТнп	99.6±0.3	226	0.071	0.9874	0.196	99.16	0.8749
ПЭТвп	99.5±0.4	200	0.077	0.9747	0.199	99.89	0.8581
ПВХ	99.2±0.5	200	0.049	0.9981	0.208	98.93	0.8253
ПСТ	99.7±0.2	246	0.049	0.9920	0.207	99.78	0.8997
АБС	96.8±1.1	210	0.050	0.9958	0.275	87.25	0.8491
ПК	96.0±1.6	200	0.047	0.9971	0.277	84.31	0.8381
ПЭТФ	96.0±2.0	200	0.052	0.9967	0.276	82.34	0.8334
ПУ	94.4±3.1	190	0.049	0.9810	0.275	82.33	0.8007
ПА	94.4±2.5	184	0.050	0.9857	0.263	78.21	0.7789

магнитом. Отделяли МП фильтрованием на бумажном фильтре.

Обсуждение результатов

Сравнение эффективности сорбентов $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ и $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ показывает существенное увеличение степеней извлечения при гидрофобизации угля с применением обращенных фаз (табл. 2 и 3). Степени извлечения увеличиваются на 5-6% при сорбции ПЭТ, ПСТ, ПВХ, АБС до 10-16% для ПК, ПУ, ПЭТФ и ПА волокон. При этом сорбционная емкость $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ по сравнению с $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ увеличивается в 1.2-1.5 раза. В целом, это доказывает роль гидрофобных взаимодействий при извлечении частиц МП различных видов. Гидрофобизация магнитного угля с применением обращенной

фазы C_{18} с получением угольного сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$ показывает разнотипные результаты сорбционного извлечения МП (табл. 4). Эффективность сорбции МП, в которых нет кислород- или азотсодержащих функциональных групп (ПЭТ, ПСТ, ПВХ) увеличивается лишь на несколько десятых процентов. Сорбционная емкость $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$ также на 3-7% увеличивается по сравнению с $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$. Для МП АБС, ПУ, ПЭТФ и ПА эффективность извлечения с применением $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$ практически не меняется или несколько снижается по сравнению с $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$. Это объясняется исчерпанием емкости центров сорбента, обеспечивающих гидрофобные взаимодействия с поверхностью МП.

Таблица 4. Характеристики сорбционного извлечения и параметры изотерм сорбции для систем с применением сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$ ($n=3$, $P=0.95$).

Table 4. Characteristics of sorption and parameters of sorption isotherms for systems using the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$ sorbent ($n=3$, $P=0.95$).

Сорбат	R , %	q^{\max} (мг/г)	Модель Ленгмюра		Модель Фрейндлиха		
			K_L	r^2	$1/n$	K_F	r^2
ПЭТнп	99.8 ± 0.2	260	0.050	0.9746	0.209	120.13	0.9255
ПЭТвп	99.9 ± 0.1	284	0.039	0.9804	0.209	119.89	0.9809
ПВХ	99.9 ± 0.1	306	0.047	0.8890	0.258	107.93	0.9710
ПСт	99.8 ± 0.2	232	0.058	0.9298	0.194	98.10	0.9437
АБС	96.4 ± 1.5	212	0.050	0.9975	0.282	89.05	0.8377
ПК	94.5 ± 2.5	181	0.047	0.9855	0.263	81.15	0.7740
ПЭТФ	95.2 ± 1.7	176	0.089	0.9925	0.250	57.01	0.7835
ПУ	94.3 ± 2.9	174	0.051	0.9708	0.241	61.43	0.7291
ПА	91.2 ± 3.8	166	0.053	0.9856	0.281	35.14	0.8206

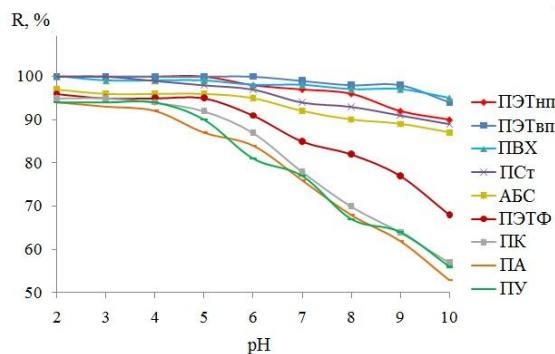


Рис. 1. Влияние pH на степень извлечения микропластиков на примере сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$.

Fig. 1. The influence of pH on the recoveries of microplastics using the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ sorbent

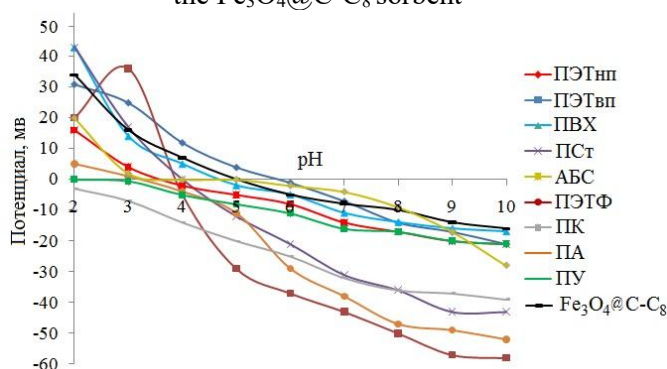


Рис. 2. Кривые дзета-потенциала микропластиков и сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$.

Fig. 2. Zeta potential curves of microplastics and the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ sorbent.

Высокую роль гидрофобных взаимодействий также подтверждают зависимости степеней извлечения от pH растворов (рис. 1). Анализ полученных результатов проводили на примере сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ с учетом дзета-потенциала поверхности сорбента и МП (рис. 2). Маг-

нитный сорбент характеризуется положительным зарядом поверхности при $\text{pH} < 5$ и отрицательным – при $\text{pH} > 5$. Повышение щелочности также способствует ионизации кислородсодержащих групп на поверхности сорбента. Практически все МП характеризуются изоэлектрической точкой при $\text{pH} < 4$, только у

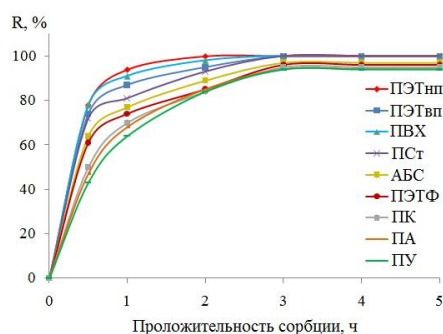


Рис. 3. Влияние продолжительности сорбции микропластиков на примере сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$.

Fig. 3. Influence of sorption duration of microplastics using the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ sorbent.

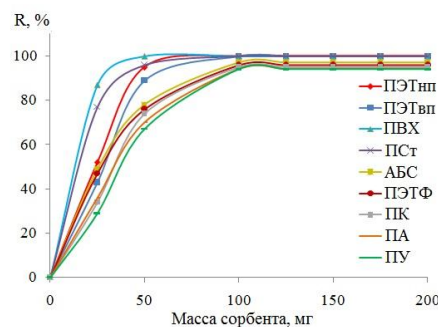


Рис. 4. Влияние массы сорбента на степень извлечения микропластиков на примере сорбента $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$.

Fig. 4. The influence of sorbent mass on the degree of extraction of microplastics using the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ sorbent.

ПЭТвп она равна pH 5.8. При этом поверхность ПУ и ПК практически во всем диапазоне pH отрицательно заряжена. Наличие заряда на поверхности МП, которые не имеют функциональных групп, способных к ионизации, интерпретируется исследователями по-разному. Одни считают такое явление следствием адсорбции гидроксильных групп на поверхности [20], другие – видят причину в адсорбции гидрокарбонат-анионов [21] или переносе зарядов молекулами воды [22], третьи – в наличии примесей веществ, которые используются при синтезе пластиков [23].

Установлено незначительное влияние pH на сорбцию ПЭТ, ПСТ, ПВХ (рис. 1). С увеличением pH происходит некоторое снижение сорбционных характеристик на 5-7%. Данное обстоятельство является дополнительным доказательством определяющего вклада гидрофобных взаимодействий в извлечение этих МП. Более значительно (на 10-12%) снижается эффективность показателя сорбции АБС. Для остальных МП сорбционные характеристики уменьшаются при повышении pH. Например, при повышении pH до 10 степени извлечения ПЭТФ и ПА уменьшаются от 30 до 47% соответственно. То есть роль гидрофобных взаимодействий значительно меньше. Вероятно, наибольший вклад вносят электростатические взаимодействия и водородные связи.

Сорбционное равновесие устанавливается приблизительно за 3 ч для большинства образцов МП (рис. 3). Доза сорбента, обеспечивающая максимальное извлечение МП, составляет 0.1 мг (рис. 4).

Сорбция МП с применением сорбентов $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}$ и $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ наиболее адекватно описываются в координатах уравнения Ленгмюра (табл. 2 и 3). Сорбция с применением $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_{18}$ для ПСТ и ПЭТвп в одинаковой степени удовлетворительно описываются уравнениями и Ленгмюра, и Фрейндлиха (табл. 4). Сорбция ПЭТнп и ПВХ на том же сорбенте более адекватно описывается уравнением Фрейндлиха. Во всех изученных системах получены небольшие значения коэффициентов K_L , что обусловлено низкой поверхностной энергией и сильным взаимодействием адсорбента и адсорбата [24]. Параметры $(1/n) < 1$ в координатах уравнения Фрейндлиха соответствуют благоприятности условий для процесса сорбции [25].

Апробация ранее изученных систем на реальных речных водах показала, что необходимо учитывать особенности магнитного сорбента, полученного на основе лузги риса. Сорбция изначально изучалась на модельных растворах, где в качестве растворителя применялась дистиллированная вода с практически полным отсутствием примесей. Композит, несмотря на модификацию обращенными

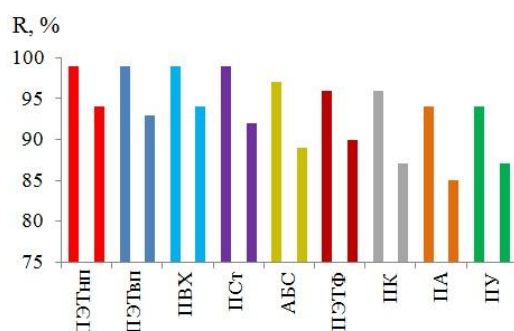


Рис. 5. Степень извлечения микропластиков из бидистиллированной (столбик слева) и из речной воды (столбик справа).

Fig. 5. The recoveries of microplastics from bidistilled (left column) and river water (right column).

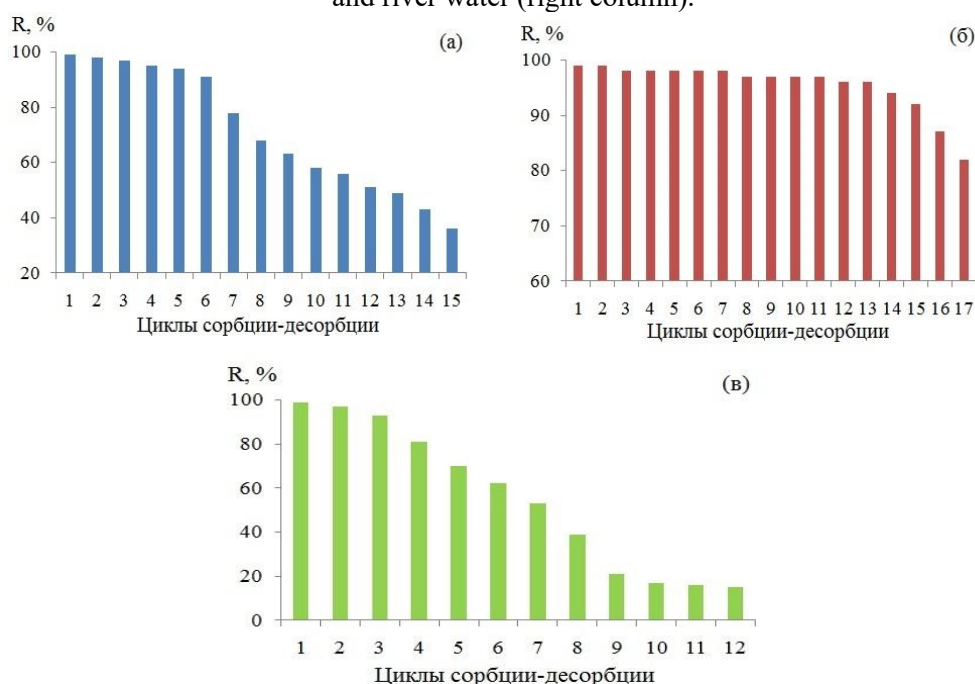


Рис. 6. Оценка возможности регенерации сорбента (на примере извлечения ПВХ сорбентом $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$): (а) изменение степеней извлечения после термической десорбции в муфельной печи; (б) после десорбции методом центрифугирования при извлечении ПВХ из бидистиллированной воды; (в) после десорбции методом центрифугирования при извлечении ПВХ из речной воды. Цифрами указан порядковый номер цикла сорбции-десорбции.

Fig. 6. Evaluation of the possibility of sorbent regeneration (using PVC extraction with the $\text{Fe}_3\text{O}_4@\text{C}-\text{C}_8$ sorbent): (a) change in the degrees of extraction after thermal desorption in a muffle furnace; (b) after desorption by centrifugation when extracting PVC from bidistilled water; (c) after desorption by centrifugation when extracting PVC from river water. The numbers indicate the ordinal number of the sorption-desorption cycle.

фазами, сохраняет свойства универсального сорбента, что позволяет адсорбировать многие примеси из речной воды. Это приводит к снижению сорбционной емкости и уменьшению степеней извлечения МП (рис. 5). Уменьшение степеней извлечения на 4-6% установлено для

ПЭТ, ПСТ, ПВХ. Более значительное снижение (7-10 %) получено при извлечении АБС, ПУ, ПЭТФ, ПУ и ПА.

Регенерация сорбента термическим способом обеспечивает 3-4 цикла сорбции-десорбции без существенного снижения сорбционной емкости (рис. 6 а).

Центрифугирование обеспечивает от 3 до 15 циклов сорбции-десорбции в зависимости от степени загрязненности исходной воды (рис. 6, б и в). При десорбции МП термическим способом уменьшение сорбционной емкости происходит за счет постепенного спекания частиц сорбента, уменьшения размера пор и уменьшения площади поверхности. При $\sim 700^\circ\text{C}$ органические соединения удаляются практически на 100%, а доля несгораемых неорганических примесей (в основном это соли металлов) в речной воде относительно невелика. Такой способ десорбции может быть рекомендован для использования в технологиях очистки природных и сточных вод от МП.

Десорбция центрифугированием практически полностью позволяет извлекать с поверхности сорбента МП, однако адсорбированные органические и неорганические примесей остаются в сорбенте. Поэтому возможности дальнейшего повторного использования сорбента будут зависеть от степени загрязненности воды. Такой способ регенерации подходит для решения задач идентификации и количественного определения МП в природных и сточных водах.

Список литературы/References

1. Nyadjro E.S., Webster J.A.B., Boyer T.P., Cebrían J., Collazo L., Kaltenberger G., Larsen K., Lau Y.H., Mickle P., Toft T., Wang Z. *Data*. 2023; 10(1): 726. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02632-y>
2. Kazak E.S., Filimonova E.A., Preobrazhenskaya A.E. *Moscow University Bulletin. Series 4. Geology*. 2022; (6):110-123. (In Russ.) <https://doi.org/10.33623/0579-9406-2022-6-110-123>
3. Bahuguna A., Singh S. K., Bahugun, A., Sharma S., Dadarwal B.K. *Journal of Research in Environmental and Earth Sciences*. 2021; 7: 29-36.
4. Sanchez-Nieva J., Perales J.A., Gonzalez-Leal J.M., Rojo-Nieto E. *Anal. Methods*. 2017; 9: 6371-6378. <https://doi.org/10.1039/C7AY01800B>
5. Yuan F., Yue L., Zhao H., Wu H. *Water Sci. Technol.* 2020; 81(10): 2163-2175. <https://doi.org/10.2166/WST.2020.269>

Заключение

Предложен эффективный способ извлечения МП с применением углей, модифицированных обращенной фазой. Максимальные степени извлечения составили от 94.4% для полиамидного волокна до 99.9% для полиэтилена и поливинилхлорида. Для десорбции МП успешно применены термические технологии и центрифугирование. Обе технологии позволяют провести не менее трех циклов сорбции-десорбции без существенной потери характеристик сорбента. При применении изученных систем для извлечения МП из реальных объектов (речные воды различной степени загрязненности), происходит снижение эффективности сорбции на 5-7%.

Конфликт интересов

Авторы заявляют, что у них нет известных финансовых конфликтов интересов или личных отношений, которые могли бы повлиять на работу, представленную в этой статье.

6. Wang J., Sun C., Huang Q.X., Chi Y., Yan J.H. *J. Hazard Mater.* 2021; 419: 126486. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126486>
7. Sun C., Wang Z., Chen L., Li F. Fabrication of robust and compressive chitin and graphene oxide sponges for removal of microplastics with different functional groups. *Chem. Eng. J.* 2020; 393: 124796. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124796>
8. Grbic J., Nguyen B., Guo E., You J.B., Sinton D., Rochman C.M. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2019; 6(2): 68-72. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00671>
9. Tang Y., Zhang S., Su Y., Wu D., Zhao Y., Xie B. *Chem. Eng. J.* 2021; 406: 126804. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126804>
10. Singh N., Khandelwal N., Ganie Z.A., Tiwari E., Darbha G.K. *Chem. Eng. J.* 2021; 418: 129405. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129405>
11. Wang J., Sun C., Huang Q.X., Chi Y., Yan J.H. *J. Hazard Mater.* 2021; 419: 126486. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126486>

12. Li J, Chen X, Yu S, Cui M. *Sci. Total Environ.* 2023; 875: 162647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162647>
13. Bhore R.K., Kamble S.B. *J. Environ. Chem. Eng.* 2022; 10(6): 108720. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108720>
14. Ermolin M.S., Ivaneev A.I., Savonina E.Y., Dzhenloda R. Kh. *J. Anal. Chem.* 2025; 80: 432-441. <https://doi.org/10.1134/S1061934824701909>
15. Ermolin M.S. Savonina E.Yu., Katsanov O.N., Ivaneev A.I., Maryutina T.A., Fedotov P.S. *Talanta.* 2024; 278: 126504. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2024.126504>
16. Bakhteeva I.A., Medvedeva I., Filinkova M.S., Byzov I.V., Minin A.S., Zhakov S.V., Uimin M.A., Patrakov E.I., Novikov S., Suntsov A.Yu., Demin A.M. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 2023; 20(11): 11837-11850. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-04776-1>
17. Sypko K.S., Gubin A.S., Sukhanov P.T., Kushnir A.A., Pugacheva I.N. *Analitika i kontrol' [Analytics and Control]*. 2024; 28 (1): 38-45. (In Russ.) <https://doi.org/10.15826/analitika.2024.28.1.004>
18. Gubin A.S., Sypko K.S., Kushnir A.A., Sukhanov P.T. *J. Anal. Chem.* 2025; 80(9): 1561-1574.
19. Sypko K.S., Gubin A.S., Kushnir A.A., Sukhanov P.T. *Sorbtsionnye i Khromatograficheskie Protssesy.* 2023; 23(3): 395-404. (In Russ.) <https://doi.org/10.17308/sorp-chrom.2023.23/11319>
20. Jena K.C., Scheu R., Roke S. *Angew. Chemie Int. Ed.* 2012; 51:12938-12940. <https://doi.org/10.1002/anie.201204662>
21. Yan X., Delgado M., Aubry J., Gribelin O., Stocco A., Boisson-Da Cruz F., Bernard J., Ganachaud F. *J. Phys. Chem. Lett.* 2018; 9(1): 96-103. <https://doi.org/10.1021/acs.jpcllett.7b02993>
22. Vácha R., Marsalek O., Willard A.P. *J. Phys. Chem. Lett.* 2012; 3(1):107-111. <https://doi.org/10.1021/jz2014852>
23. Uematsu Y., Bonthuis D.J., Netz R.R. *Langmuir.* 2020; 36: 3645-3658. <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.9b03795>
24. Sverguzova S.V., Shaikhiev I.G., Sapronova Z.A., Bomba I.V., Spesivtseva S.E. *Sorbtsionnye i Khromatograficheskie Protssesy.* 2024; 23(6): 1051-1059. (In Russ.) <https://doi.org/10.17308/sorp-chrom.2023.23/11866>
25. Hu Q., Lan R., He L., Liu H., Pei X. *J. Environ. Manage.* 2023;329: 117104. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117104>

Информация об авторах / Information about the authors

А.С. Губин – к.х.н., доцент кафедры промышленной экологии и техносферной безопасности, Воронежский государственный университет инженерных технологий, Воронеж, Россия

П.Т. Суханов – д.х.н., профессор кафедры физической и аналитической химии, Воронежский государственный университет инженерных технологий, Воронеж, Россия, pavel.suhanov@mail.ru

А.А. Кушнир – к.х.н., доцент кафедры промышленной экологии и техносферной безопасности, Воронежский государственный университет инженерных технологий, Воронеж, Россия

И.Е. Решетов – студент, кафедра промышленной экологии и техносферной безопасности, Воронежский государственный университет инженерных технологий, Воронеж, Россия

Я.Д. Борисов – студент, кафедра промышленной экологии и техносферной безопасности, Воронежский государственный университет инженерных технологий, Воронеж, Россия

A.S. Gubin – Ph.D., Associate Professor of the Department of Industrial Ecology and Technosphere Safety, Voronezh State University of Engineering Technologies, Voronezh, Russian Federation

P.T. Sukhanov – professor, doctor of science (chemistry), Department of Physical and Analytical Chemistry, Voronezh State University of Engineering Technologies, Voronezh, Russian Federation, pavel.suhanov@mail.ru

A.A. Kushnir – Ph.D., Associate Professor of the Department of Industrial Ecology and Technosphere Safety, Voronezh State University of Engineering Technologies, Voronezh, Russian Federation

I.E. Reshetov – student, the Department of Industrial Ecology and Technosphere Safety, Voronezh State University of Engineering Technologies, Voronezh, Russian Federation

Ya.D. Borisov – student, the Department of Industrial Ecology and Technosphere Safety, Voronezh State University of Engineering Technologies, Voronezh, Russian Federation

Статья поступила в редакцию 15.09.2025; одобрена после рецензирования 19.11.2025; принята к публикации 26.11.2025.

The article was submitted 15.09.2025; approved after reviewing 19.11.2025; accepted for publication 26.11.2025.