

УДК 661.183.2;665.662.24;628.193

## РЕГЕНЕРАЦИЯ АКТИВИРОВАННЫХ УГЛЕЙ ПОСЛЕ АДСОРБЦИИ НА НИХ НЕКОТОРЫХ БИОЛОГИЧЕСКИ АКТИВНЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ. ОБЗОР

© 2024 г. М. Д. Веденяпина\*, А. Ю. Курмышева\*\*, С. А. Кулайшин\*\*\*

ФБГУН Институт органической химии им. Н.Д. Зелинского РАН (ИОХ РАН),  
Москва, 119991 Россия

\*e-mail: mvedenyapina@yandex.ru

\*\*e-mail: aukurm@gmail.com

\*\*\*e-mail: s.kulaishin@mail.ru

Поступила в редакцию 04.09.2023 г.

После доработки 04.09.2023 г.

Принята к публикации 04.10.2023 г.

Рассмотрены литературные источники, содержащие информацию и описание эксперимента по регенерации активированных углей, содержащих на поверхности биологически активные органические соединения, а также необходимые характеристики для оценки эффективности регенерации. Показано, что каждый метод регенерации имеет свои положительные и отрицательные стороны.

Ключевые слова: адсорбент, активированный уголь, регенерация, биологически активные органические соединения

DOI: 10.31857/S0023117724010024 EDN: OQPAUD

### ВВЕДЕНИЕ

Активированные угли (АУ) – эффективные адсорбенты для удаления загрязнителей, содержащихся в водных растворах [1, 2], имеют сравнительно большую площадь поверхности, развитую пористую структуру и наличие поверхностных функциональных групп, что обуславливает возможность адсорбировать большое количество органических соединений, растворенных в сточных водах [3]. Широкое использование АУ в процессах адсорбции неразрывно связано с исследованием возможности десорбции с их поверхности адсорбированных на них загрязняющих веществ [4]. После исчерпания адсорбционной способности АУ его могут вывозить на свалки, сжигать или регенерировать для повторного использования. Однако захоронение опасных отходов на свалках становится все более неприемлемым в связи с растущими опасениями по поводу воздействия загрязняющих веществ на окружающую среду и ужесточением экологических норм [5]. Это способствует разработке систем регенерации АУ, обеспечивающих его повторное применение. Основной целью регенерации отработанного адсорбента является удаление адсорбированных загрязняю-

щих веществ и восстановление исходной адсорбционной способности АУ. Этот процесс может быть выполнен двумя путями. Первый включает регенерацию, основанную только на десорбции адсорбированных соединений с поверхности АУ, и требует только массопереноса от одной фазы к другой. Второй касается регенерации, основанной на реакциях разложения молекул загрязнителей, адсорбированных на АУ, вплоть до их полной минерализации.

Процесс десорбции без трансформации молекул загрязнителей встречается гораздо реже процесса с трансформацией молекул, поэтому четкое разделение процессов затруднительно. Критическая проблема регенерации угля, как и других адсорбентов, заключается в том, что в процессе могут образовываться нежелательные побочные продукты или могут измениться поверхностные свойства угля [6].

В обзоре рассмотрены исследования по регенерации АУ термическим, электрохимическим и микроволновым методом, а также с помощью растворителей и микроорганизмов. Цель исследований – выявление основных факторов, влияющих на процесс регенерации угля, осуществля-

емый разными методами. Предлагаемый обзор будет полезен для будущего развития науки в области рециклинга отработанных материалов. Он также содержит обсуждение основных методов регенерации с представлением их преимуществ и недостатков в дополнении к вопросам, относящимся к продвижению исследований по этой теме.

## ХИМИЧЕСКАЯ РЕГЕНЕРАЦИЯ

Под химической регенерацией понимают обработку отработанного АУ органическими или неорганическими растворителями [7]. Метод регенерации АУ с адсорбированными на нем органическими веществами с помощью химических реагентов широко освещен в литературе [8, 9]. Основной целью регенерации является удаление адсорбированных веществ с поверхности АУ, что приводит к восстановлению его адсорбционной способности. В случае химической регенерации указанная цель достигается путем десорбции адсорбированных веществ с поверхности АУ, заключающуюся только в массопереносе адсорбата из одной фазы – поверхности АУ – к другой (в регенерирующий раствор). Количественную оценку эффективности такой регенерации проводят в основном по способности регенерирующего раствора восстанавливать или извлекать адсорбированное соединение (ЭР, %). ЭР – отношение количества соединения, десорбированного на грамм адсорбента в процессе регенерации  $q_{des}$ , мг/г, к исходной адсорбционной способности АУ по целевому соединению  $q_{ads}$ :

$$\text{ЭР} = \frac{q_{des}}{q_{ads}} \times 100\%.$$

К достоинствам химической регенерации относят:

– простоту самого процесса, так как регенерирующий раствор можно залить непосредственно в резервуар фильтра или адсорбера с отработанным АУ;

– возможность в процессе регенерации восстановить не только отработанный АУ, но и адсорбат [10];

– отсутствие деградации поверхности или изменения структуры пор АУ [11]. Несмотря на очевидные плюсы, регенерация АУ химическими реагентами приводит к образованию отходов (отработанные растворители); такой способ регенерации также требует значительного расхода

воды на промывку регенерированного АУ, его продувку горячим воздухом или обработку водяным паром (если были использованы органические растворители) [12,13].

Регенерирующие растворы для отработанных АУ можно разделить на органические и неорганические. В случае применения неорганических реагентов регенерация происходит в основном за счет изменения поверхностного заряда адсорбента, а также за счет возможных химических реакций между соединениями адсорбата и регенерирующего раствора. Органические растворы способствуют процессу регенерации в основном благодаря их способности растворять адсорбированные вещества и переводить их из пор АУ в объем раствора [14–16].

В работе [17] отработанный АУ с адсорбированными на нем молекулами органических красителей (красный и желтый краситель) регенерировали с помощью:

1) органических растворителей с разной полярностью и молекулярным весом (МВ),

2) неорганическими реагентами с окислительно-восстановительными свойствами,

3) кислотой и щелочью. В данном исследовании наибольшую эффективность регенерации показало использование органических растворов кетонного (формалин и ацетон) и гидроксильного типа (метанол, этанол, изопропанол). При этом эффективность регенерации росла с уменьшением молекулярного веса растворов.

Для растворов кетонного типа наиболее эффективным являлся формалин (МВ = 30), для растворов гидроксильного типа – метанол (МВ = 32). В целом, спирты показали большую эффективность десорбции обоих красителей, так как в этих растворах красители растворяются лучше, чем в кетонах. При использовании неорганических реагентов с окислительно-восстановительными свойствами таких, как  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ,  $\text{Na}_2\text{S}$ ,  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ , их эффективность оказалась очень низкой (около 5 и 35% для красного и желтого красителей соответственно). Ожидалось, что данные растворы будут действовать как окислители для молекул красителей в порах АУ. Однако желаемого эффекта достичь не удалось. В работе [17] было показано, что красители красный и желтый лучше адсорбируются в кислой среде ( $\text{pH} < 4$ ) [18], следовательно, отсутствие десорбции при

обработке АУ в кислоте было ожидаемо. Однако раствор NaOH обладал некоторой десорбирующей способностью по отношению к красителям, но эффективность его была невелика (около 5 и 35% для красного и желтого красителей соответственно). В целом NaOH успешно применяется в исследованиях регенерации отработанных АУ. Например, в работе [19] эффективность регенерации АУ с адсорбированным на нем красителем метиленовым синим (МС) в растворе NaOH достигала 72% после трех циклов адсорбции–десорбции. Используемый в этой же работе раствор этанола для регенерации АУ от МС показал близкое значение эффективности (75%).

В [20] раствор NaOH применялся для предварительной обработки АУ с адсорбированными на нем красителями. NaOH по данным [20] может уменьшить силу Ван-дер-Ваальсовых взаимодействий в системе адсорбат–АУ и нарушить химические связи между адсорбатом и поверхностными функциональными группами адсорбента, тем самым десорбируя примеси. Следующие этапы регенерации включали в себя обработку АУ в  $H_2O_2$  и  $H_2SO_4$ .  $H_2O_2$  обладает сильной окислительной способностью и согласно [20, 21] разрушает органические молекулы в порах АУ, а также может менять полярность её поверхности. Авторы [20] оценили влияние температуры обработки перекисью водорода отработанного АУ в интервале 30–95°C. Обработка при температуре 95°C оказалась наиболее эффективной, что было связано с увеличением скорости диффузии гидроксильных радикалов в микропоры. Серная кислота применялась в качестве заключительного этапа химической регенерации для удаления красителя из внутренних микропор. Затем обработанный адсорбент промывали дистиллированной водой и сушили в печи при 95°C в течение 5 ч.

В [5] для регенерации отработанного по пестицидам метальдегиду и изопротурону АУ использовали раствор, состоящий из смеси 0.5 М NaOH и 80% этанола ( $NaOH/CH_3CH_2OH$ ). Эффективность регенерации составила 82.3 и 45.3% для метальдегида и изопротурона соответственно.

В работе [22] сравнивали эффективность регенерирующих растворов для АУ, отработанного по перфтороктановой (ПФОК) и перфтороктансульфоновой (ПФОСК) кислотам. В качестве реагентов для регенерации были использованы растворы этанола с  $NH_4OH$  и пропанола с  $NH_4OH$ . Раствор с этанолом показал наибольшее

значение эффективности извлечения ПФОК и ПФОСК – 93 и 64% соответственно (эффективность реагента с пропанолом составила приблизительно 60% для обоих адсорбатов). Низкое значение десорбции ПФОСК обусловлено тем, что ПФОСК имеет более гидрофобную природу, чем ПФОК, что приводит к более сильным взаимодействиям с поверхностью АУ [23]. Неполная десорбция ПФОСК приводит к уменьшению площади удельной поверхности по БЭТ с 927 до 844  $m^2/g$  после одного цикла регенерации и до 657  $m^2/g$  после четырех циклов.

В [24] сравнивали растворы для регенерации отработанного по тригалометанам АУ. Обработку АУ проводили в растворах ацетона, метанола, соляной кислоте и в деионизированной воде. Было проведено пять циклов процесса адсорбции–десорбции с каждым растворителем для исследования возможности повторного использования отработанного АУ. Полученные результаты показали, что адсорбционная способность АУ существенно не изменилась даже после пяти последовательных циклов регенерации. HCl показал самую высокую десорбирующую способность (94.85%), за ней следовали ацетон (82.73%), метанол (78.69%), вода (25.48%). В случае HCl перенос положительного заряда ( $H^+$ ) на поверхность АУ обеспечивает электростатическое притяжение отрицательно заряженных ионов тригалометанов, адсорбированных на поверхности адсорбента, что способствует более высокой десорбции и не изменяет физических характеристик адсорбента. Ацетон и метанол также оказались подходящими растворами для регенерации АУ благодаря их способности растворять широкий спектр органических соединений [11], однако их эффективность оказалась ниже, чем у HCl.

В [25] для регенерации АУ с адсорбированными на нем восьмью фармацевтическими препаратами применяли смесь метанола и дихлорметана в соотношении 1 : 1 с 5%-ным содержанием муравьиной кислоты. Процесс регенерации проводили в ультразвуковой ванне, время экстракции около 20 мин. Эффективность регенерации была близкой к 100% для большинства из адсорбатов после первого цикла.

На десорбцию органических веществ существенное влияние оказывают физико-химические свойства растворителей, такие как pH среды, полярность, наличие водородных связей и др. [26]. В [27] для изучения регенерации АУ, отработанного по п-нитрофенолу (ПНП), ис-

пользовались различные водные и неводные растворители. Для водных реагентов значения десорбции составили 36.4 и 60.1% при использовании растворов 3% NaOH и 3% NH<sub>3</sub> соответственно. Феноляты, образующиеся в щелочных растворах, могли способствовать десорбции ПНП из АУ, а водородные связи, образующиеся между аммиаком и гидроксильными и нитрогруппами ПНП, усиливать десорбцию. Чтобы проверить роль водородных связей, использовали водный раствор мочевины для элюирования ПНП из АУ, поскольку в водных растворах мочевины проявляется сильное взаимодействие водородных связей. Однако величина десорбции достигла только 1.2% при элюировании в 3%-ном водном растворе мочевины, что указывает на то, что взаимодействие водородных связей не является доминирующим фактором при элюировании, но может быть вспомогательным для десорбции. Например, эффективность десорбции ПНП увеличилось с 36.4 до 46.1% в растворе 3%-ной мочевины с NaOH. Более высокие значения эффективности регенерации для ПНП наблюдались в неводных растворителях: диметилсульфоксид ( $\approx 90\%$ ); тетрагидрофуран ( $\approx 85\%$ ); метилэтилкетон ( $\approx 84\%$ ); ацетон ( $\approx 80\%$ ); этанол ( $\approx 75\%$ ). Однако десорбция в смеси растворителей оказалась наивысшей в данном исследовании: в смеси 3% NH<sub>3</sub> и этанола было десорбировано около 93% ПНП. В целом, смеси органического и неорганического растворителей оказались более эффективными регенерирующими растворами, чем при отдельном применении каждого из компонентов смеси. Это указывает на то, что основность, полярность и водородные связи со-растворителей синергетически усиливают десорбцию ПНП. Указанные результаты во многом подтверждаются в работе [28], где фенол, нитробензол, изопротурон, клопералид и метальдегид десорбировали с поверхности АУ с помощью гидроксида натрия, этанола и их смеси. Раствор NaOH не был эффективен для десорбции целевых загрязнителей, кроме фенола, где эффективность регенерации составила 50–55%. Согласно [28], это связано с превращением фенола в ион фенолята и отталкиванием его от отрицательно заряженной поверхности углерода. Было обнаружено, что гидрофобность целевого загрязняющего вещества влияет на эффективность этанола в качестве регенерирующего раствора. Этанол десорбирует фенол ( $\approx 60\%$ ), нитробензол (35–45%) и изопротурон (40–70%), которые благодаря своей гидрофобности хорошо растворяются в спирте. Смесь гидроксида натрия и этанола в целом была наиболее эффективна для десорб-

ции всех целевых загрязняющих веществ, так как образующийся этилат натрия взаимодействует с поверхностными функциональными группами АУ и ослабляет связи между адсорбированными загрязняющими веществами и АУ, приводя к их десорбции.

Таким образом, основываясь на рассмотренных данных (табл.1), при выборе условий химической регенерации АУ необходимо учитывать следующее:

1. Полярные молекулы растворителя имеют тенденцию взаимодействовать с полярными молекулами загрязнителя, а неполярные молекулы будут реагировать с неполярными молекулами [7]. Предпочтение в выборе полярного растворителя для регенерации АУ обусловлено тем, что полярный растворитель не сможет адсорбироваться на поверхности АУ, так как активированный уголь неполярен [29], поэтому растворитель может быть легко удален простой промывкой водой вместе с десорбированным элюатом.

2. Растворимость адсорбата в регенерирующем растворе является одним из важных факторов при выборе реагента для регенерации, так как это свойство способствует десорбции загрязнителя с поверхности отработанного АУ [30].

3. Молекулярный вес регенерирующего агента – регенерирующий агент с малым молекулярным весом способствует диффузии в растворителе и более легкому доступу к порам адсорбента;

4. pH растворителя определяет заряд поверхности адсорбента ( $pH_{pzc}$ ), который определяет электростатическое взаимодействие адсорбата и адсорбента [31].

## ЭЛЕКТРОХИМИЧЕСКАЯ РЕГЕНЕРАЦИЯ

Электрохимическая регенерация АУ – один из эффективных способов регенерации АУ, заключается в пропускании тока через слой отработанного АУ между противоположно заряженными электродами [32]. Процесс электрохимической регенерации содержит две стадии: десорбция адсорбата с поверхности АУ; электрохимические реакции, протекающие на электроде и поляризованных частицах АУ, способствующих разложению поллютантов. Увеличение количества десорбированных частиц в растворе можно добиться

Таблица 1. Условия и эффективность химической регенерации активированных углей

Адсорбат	Регенерирующий раствор	T, °C	Эффективность, %	Источник			
Отходы переработки нефти	Последовательно: 1. CS <sub>2</sub> 2. Этанол 3. HF 4. NaOH	80	86	[8]			
	Ацетон				25	60	[17]
	Na <sub>2</sub> S					5	
	NaOH					5	
Желтый краситель	Изопропанол	25	88	[19]			
	Na <sub>2</sub> S		30				
	NaOH		35				
Краситель метиленовый синий	Этанол	25	76	[19]			
	NaOH		75				
Метальдегид	NaOH/C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> OH	20	82	[5]			
Изопротурон			45				
Перфтороктановая кислота	Этанол с NH <sub>4</sub> OH	25	93	[22]			
	Пропанол с NH <sub>4</sub> OH		60				
Перфтороктансульфоновая кислота	Этанол с NH <sub>4</sub> OH	25	64				
	Пропанол с NH <sub>4</sub> OH		60				
Тригалометаны	HCl	25	95	[24]			
	Ацетон		83				
	Метанол		79				
	Вода		26				
Флуконазол	Метанол/ дихлорметан	20	97	[25]			
Триметоприм			70				
Карбмазепин			98				
Трамадол			83				
Оксазепам			57				
Флекаинид			80				
Амитриптилин			68				
Клотримазол			94				
<i>n</i> -нитрофенол			3%-ная Мочевина		25	1	[27]
	3%-ный NaOH	36					
	3%-ный NH <sub>3</sub>	60					
	3%-ная Мочевина/ 3%-ный NaOH	46					
	Диметисульфоксид	90					
	Тетрагидрофуран	85					
	Метилэтилкетон	84					
	Диметилкетон	80					
	Этанол	75					
3% NH <sub>3</sub> /этанол	93						
Фенол	1M NaOH	20	51–55	[28]			
	Этанол		62–63				
	NaOH/этанол		84–88				
Нитробензен	1M NaOH	20	0.2	[28]			
	Этанол		44–45				

Таблица 1. Продолжение

Адсорбат	Регенерирующий раствор	$T, ^\circ\text{C}$	Эффективность, %	Источник
Изопротурон	1М NaOH		3–5	
	Этанол		68	
	NaOH/этанол		45	
Клопералид	1М NaOH		4	
	Этанол		9–11	
	NaOH/этанол		76–79	
Метальдегид	1М NaOH		3–7	
	Этанол		10–15	
	NaOH/этанол		50–53	

Таблица 2. Условия и эффективность электрохимической регенерации активированных углей

Адсорбат	Параметр тока	Среда	Время, ч	Область регенерации	Эффективность, %	Источник
Метиленовый синий	6 мА/см <sup>2</sup>	0.1 М NaOH	3	Катодная	55	[39]
				Анодная	49	
				Без мембраны	46	
			24	Катодная	76	
				Анодная	71	
				Без мембраны	68	
0.1 А	0.1 М NaCl	2	Катодная	84	[55]	
			Анодная	79		
Бисфенол А	250 А/м <sup>2</sup>	0.5 М H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1	Катодная	76	[56]
Активный голубой 2КТ	100 мА	0.05 М Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	12	То же	89	[37]
Родамин Б	155 мА	0.13 М Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	7	«	97	[38]

при варьировании следующих параметров: pH раствора; выбор электролита и его концентрация в растворе; подбор электрохимических характеристик процесса [33].

В процессе электрохимической регенерации отработанные АУ могут располагаться в анодном или катодном пространстве, что предполагает наличие разделительной мембраны между электродами, а также в пространстве без разделения мембраной. Большинство исследований электрохимических процессов регенерации АУ построены на сравнении эффективности регенерации, протекающей в одном из вышеперечисленных пространств. Например, в [34] насыщенный фенолом гранулированный АУ регенерировали в области катода, анода и в объеме электролита без разделительной мембраны. В качестве катода во всех экспериментах использовали пластинчатый электрод из нержавеющей стали. Электрод из платинированного титана (Pt/Ti) использовался в качестве анода в тех экспериментах, которые проводились в раз-

деленных ячейках. Электрод из диоксида олова, легированный сурьмой и платиной, (SnO<sub>2</sub>–Sb–Pt) использовался в анодной регенерации. Электролитом для процесса регенерации отработанного АУ во всех случаях служил 0.5 М NaOH. Наилучшие результаты по эффективности регенерации были получены при катодной регенерации, которая составила более 80%. Такая высокая эффективность может быть обусловлена комбинацией стального катода и щелочной среды, что и позволило получить десорбцию фенолята с поверхности АУ [35, 36]. В [37] оценена эффективность электрохимической катодной регенерации гранулированного АУ, насыщенного красителем Реактивный синий 19. Было установлено, что эффективность регенерации увеличивается с течением времени, и после 12 ч достигает 88.7%. После 10 циклов адсорбции–десорбции эффективность регенерации оставалась достаточно высокой и достигала 52.3%. В работе была использована комбинация электродов: сетчатый стальной катод и анод титан/смесь оксидов металлов.

Авторы работы [38] исследовали электрохимическую катодную регенерацию АУ с адсорбированным на нем органическим красителем (родамин Б). В работе была показана зависимость эффективности регенерации от силы пропускаемого через ячейку тока, от концентрации электролита и от количества пропущенного электричества. Эффективность регенерации постепенно увеличивается с увеличением силы тока, но при токе выше 155 мА, эффективность начинает снижаться. По мнению авторов, также эффективность регенерации повышается при увеличении концентрации электролита с 0.01 до 0.13 М при величине тока 155 мА и времени регенерации 7 ч. Однако при дальнейшем увеличении концентрации электролита (с 0.13 до 0.2 М) изменения в эффективности регенерации незначительны, так как сульфат-ионы, адсорбированные на поверхности электрода, препятствуют образованию ОН. Когда время регенерации превышает 7 ч, эффективность регенерации снижается из-за адсорбции побочных продуктов окисления на поверхности АУ.

Методом электрохимической регенерации в проточном режиме с разделенной и неразделенной ячейкой проведена регенерация гранулированного АУ с использованием в качестве анода алмаза, допированного бором [39]. Регенерацию проводили после адсорбции субстрата на АУ в катодном и анодном пространстве с мембраной из политетрафторэтилена (ПТФЭ), которая позволяла обеспечить электропроводность раствора и без разделительной мембраны. Наибольшая эффективность регенерации ( $55 \pm 2\%$ ) была получена при катодной регенерации в течение 3 ч и плотности тока  $6 \text{ мА см}^{-2}$ , что не на много выше (3–9%), чем регенерация в остальных двух случаях. Этот результат согласуется с исследованием, проведенным в [40], где катодная регенерация АУ с адсорбированным фенолом на 5–10% эффективнее анодной регенерации. Несколько большая эффективность катодного процесса регенерации по сравнению с анодным может быть связана с изменением локального рН в АУ из-за гидроксильных ионов ( $\text{OH}^-$ ), образующихся в АУ при поляризации в качестве катода. Это изменение локального рН может быть достаточным для смещения адсорбционного равновесия адсорбат-адсорбент и стимулирования процессов десорбции [41]. Авторами [41] показано, что конкурентная адсорбция с ионами гидроксила и увеличение растворимости фенола с ростом рН стимулируют процессы десорбции. Напротив, кислая среда снижает растворимость фенола и

нейтрализует функциональные группы на поверхности АУ [41].

В [42] показано, что при катодной регенерации насыщенного фенолом АУ эффективность регенерации на 20% выше, чем при анодной регенерации. В [43] оценили характеристики катодной регенерации гранулированного АУ с адсорбированным фенолом. Однако использование в качестве электролита 0.1 М NaCl вызывало образование на аноде токсичных хлорорганических соединений.

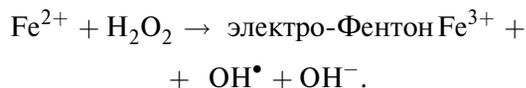
В [44] электрохимическая регенерация отработанного по фенолу АУ была проведена в ячейке без разделения пространства. Были оценены такие параметры, как величина тока, скорость потока сточных вод и путь сточных вод, эффективность регенерации достигала 94% за 120 минут. На основании наблюдения за химической потребностью в кислороде (ХПК) в электролите был сделан вывод о том, что фенол мог почти полностью минерализоваться за счет электрохимического окисления.

Величина тока является основным параметром в процессе электрохимической реакции, поскольку ток определяет скорость реакций, происходящей на поверхности электродов [45]. Увеличение тока способствует образованию в системе больше  $\text{OH}^-$ , что, в свою очередь, усиливает минерализацию загрязняющих веществ и способствует более эффективной регенерации [46]. Кроме этого, увеличение тока приводит к увеличению электродного потенциала и поляризации поверхности АУ, что, в свою очередь, увеличивает электростатическое отталкивание между поверхностью АУ и молекулами загрязняющих веществ и способствует их десорбции [47].

Изменение концентрации электролита напрямую влияет на скорость ионного обмена и снижение электростатического сопротивления между электродами и электролитом, что, в свою очередь, повышает производительность системы окисления [48].

К усовершенствованным окислительным процессам с участием пероксида водорода и ионов железа относят Фентон-процесс, который заключается в получении гидроксид радикалов путем разложения  $\text{H}_2\text{O}_2$ , которые выступают в роли сильного окислителя для устойчивых, особенно хлорсодержащих, соединений. Фентон-процесс

может протекать согласно реакции взаимодействия солей переходных металлов (как правило, солей железа) и пероксида водорода [49]:



В электрохимических процессах электро-Фентон регенерации АУ, согласно [50, 51], с помощью железосодержащего катализатора образуются гидроксильные радикалы из пероксида водорода, окисляющие органические вещества на поверхности АУ и в растворе при разложении  $\text{H}_2\text{O}_2$  и использовании в качестве электродов титан/смесь оксидов металлов. Переходные металлы, например медь, могут заменить железо в Фентон-процессе. Электро-Фентон реакция протекает при значениях рН меньше 3 для сохранения ионов железа в растворе. При рН выше 4 начинает выпадать осадок  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

В ходе окисления углеводородных полютантов электрохимическими методами по мнению авторов [52–54] образуются побочные продукты, такие как кетоны, альдегиды, фенольные соединения, а также хлорированные ароматические соединения. Для их нейтрализации соединения подвергаются дальнейшему процессу окисления.

В работе [41] АУ после адсорбции фенола подвергался электрорегенерации в течение 2 ч при рН 12, что было более эффективно для регенерации на 30%, чем при рН 2. Ион фенола (рКа фенола 9.99) подвержен более эффективной десорбции, что связано с электростатическим отталкиванием отрицательно заряженного фенолят иона от отрицательно заряженной поверхности АУ, поэтому десорбция при рН 12 более эффективна. Кислая среда снижает растворимость фенола и протонирует функциональные группы на поверхности АУ, что способствует адсорбции фенола и снижает эффективность регенерации.

В работе [55] электрохимическую регенерацию АУ, насыщенного молекулами органического красителя метиленового синего, проводили в катодном пространстве электрохимической ячейки и в анодном пространстве. Эффективность регенерации составила 79 и 84% для анодного и катодного процесса соответственно. После восьми циклов регенерации эффективность снизилась на 13% для катодного и на 67% для анодного процесса. Процессы регенерации в разных областях электролизера имеют различия

в механизмах электрохимических реакций, поэтому и различную эффективность регенерации.

Выбор катодной или анодной регенерации АУ может повлиять на эффективность десорбции молекул адсорбата с поверхности АУ. Было продемонстрировано, что анодная обработка гранулированного АУ (ГАУ) может привести к увеличению количества кислородных поверхностных групп на поверхности адсорбента [57]. При повторном использовании АУ это может неблагоприятно сказаться на адсорбции гидрофобных соединений, таких как углеводороды, из водных растворов, которые могут образовывать полярные связи с водной фазой. При катодной обработке происходило обратное, и содержание кислорода в АУ уменьшалось, что может улучшить селективность по отношению к гидрофобным углеводородам. Аналогичные результаты были обнаружены в [58], где чистый АУ подвергали электролизу, чтобы увидеть, как это повлияет на его адсорбционную способность. Анодная и катодная обработка приводила к окислению и восстановлению функциональных групп на поверхности АУ, что положительно сказывалось на адсорбционной способности АУ по отношению к галогенидам.

Процессы электрохимической регенерации достаточно сложные ввиду многообразия аппаратного оформления, которое заключается в подборе материалов электродов. Важным и необходимым являются предварительные опыты по электролизу для подбора параметров процесса. Также следует учитывать, что электрохимические реакции имеют невысокий выход по току, т. е. могут быть не выгодными экономически.

## ТЕРМИЧЕСКАЯ РЕГЕНЕРАЦИЯ

Термическая регенерация заключается в нагреве сорбента до определенной температуры для разрушения физических и химических связей между сорбатом и сорбентом [59]. Термическая регенерация отработанного активированного угля (АУ) обычно состоит из двух стадий: 1) удаление адсорбатов, в основном физически адсорбированных на активированном угле; 2) разложение химически адсорбированных соединений на активированном угле и распад поверхностных кислородных функциональных групп. Термическая регенерация в настоящее время является одним из самых распространенных методов регенерации отработанных активированных углей на промышленном уровне. Температура регенерации АУ свыше 200°C способствует разложению выделяемых с поверхности АУ соединений, что является одним из важнейших преимуществ

терморегенерации по сравнению с, например, микроволновой или биорегенерацией. Термическая регенерация имеет ряд недостатков, таких как большие энергозатраты при проведении процесса, а также изменение текстурных характеристик сорбента [60, 61]. К недостаткам метода терморегенерации можно также отнести то, что при использовании в качестве сорбента некоторых видов углей существует вероятность выброса летучих компонентов, входящих в состав самого сорбента, в окружающую среду в процессе нагрева и образование таким образом вторичного загрязнения. Особенно это касается так называемых биочаров, выбросы при нагреве от которых могут содержать на его поверхности не только адсорбат, но и множество других примесей. Биочар – это твердый продукт пиролиза биомассы, который состоит в основном из углерода (~85%), но он также может содержать некоторое количество кислорода, водорода, неорганической золы и других веществ, которые присутствуют в исходной биомассе [62]. Следовательно, терморегенерацию такого материала следует производить исходя из анализа состава его сырья.

Существует множество исследований, в которых отработанные АУ успешно регенерируют термическими методами. Причем в литературе отмечается два типа сред, при которых происходит регенерация: окислительная среда и инертная, как правило, в токе азота. В работе [63] применена термическая регенерация в окислительной атмосфере при 350°C, что позволило избежать высокотемпературных условий и использования дорогостоящих инертных газов. После регенерации значения удельной поверхности и объема микропор превышали исходные значения в среднем в 1.45 и 1.33 раза соответственно. Кроме того, окислительная термическая регенерация не изменила структурных свойств АУ. В работе [64] были проведены исследования термической регенерации отработанных углей, образцы которых были получены с городской станции водочистки, на которой эти АУ эксплуатировались в течение года. Термическую регенерацию проводили при нескольких температурных режимах от 250 до 900°C в окислительной и инертной атмосфере. Эффективность регенерации была рассчитана с учетом влажности каждого образца до процесса и их массы до и после термообработки:

$$\text{Эффективность регенерации (\%)} = \frac{\omega_f \times \left( \frac{100 - m_f}{100} \right)}{\omega_0 \times \left( \frac{100 - m_0}{100} \right)},$$

где  $\omega_0$  – масса АУ до регенерации или исходный вес АУ;  $\omega_f$  – масса АУ после регенерации или конечный вес образца;  $m_0$  и  $m_f$  – процент влаги в исходном и регенерированном образце, соответственно. Было показано, что эффективность регенерации заметно падает при температуре выше 300°C. Однако текстурные характеристики с ростом температуры улучшались: увеличивалась площадь удельной поверхности ( $S_{\text{ВЕТ}}$ ) и общий объем пор. Причем терморегенерация при температуре 300°C в окислительной атмосфере позволила получить значения текстурных характеристик примерно на том же уровне, что регенерация при 600°C в инертной атмосфере. Это подтверждает то, что регенерация в окислительной атмосфере позволяет отработанным АУ восстановить свои исходные текстурные свойства и, следовательно, повторно использовать в качестве адсорбентов.

В [65] изучали термическую регенерацию отработанного АУ с адсорбированным на нем красителем метиленовый синий в трубчатой печи при температуре 900°C в токе  $\text{CO}_2$  и в муфельной печи при 350°C в окислительной среде, время регенерации в обоих случаях 1.5 ч. Результаты исследований показали, что обе стратегии регенерации восстанавливали площадь поверхности АУ. При этом более высокие значения площади удельной поверхности были отмечены после регенерации в муфельной печи. Авторы объяснили эту разницу тем, что высокая температура могла привести к разрушению углеродной текстуры и последующему уменьшению площади поверхности.

В [66] АУ с адсорбированным на нем парацетамолем регенерировали в муфельной печи, нагретой до 350°C в инертной среде. Результаты показали, что после пяти циклов адсорбция-десорбция адсорбционная емкость АУ по отношению к парацетамолу составила 113.69 мг/г, что ниже, чем у первоначального свежего образца активированного угля (356.22 мг/г). Такое снижение сорбционной емкости, по-видимому, является следствием существенного уменьшения величины  $S_{\text{ВЕТ}}$  с 2794 м<sup>2</sup>/г у исходного АУ до 889 м<sup>2</sup>/г у регенерированного после пяти циклов адсорбция-десорбция. Снижение величины  $S_{\text{ВЕТ}}$  авторы связывают с тем, что не все молекулы парацетамола могли разлагаться при термической обработке или что побочные продукты разложения адсорбата заполняют поры, о чем свидетельствует снижение их общего объема (с 1.220 до 0.377 см<sup>3</sup>/г). Однако регенерированный АУ с полученными текстурными характеристиками

Таблица 3. Условия и эффективность термической регенерации активированных углей

Адсорбат	Условие регенерации	$S_{\text{ВЕТ}}, \text{ м}^2/\text{г}^*$	Эффективность, %	Источник
Метиловый оранжевый	500°C в токе азота, 1 ч	Нет данных	47	[75]
Конго красный			82	
Метиловый синий			33	
Родамин Б			74	
Газы предприятия по переработке отходов провинции Севилья, Испания	350°C в присутствии $\text{O}_2$ , 1 ч	328–517	98	[63]
	250°C в присутствии $\text{O}_2$ , 1 ч	236–280	96	[64]
	600°C в токе азота, 1 ч	236–257	97	
Паранитрофенол	900°C в токе азота, 1 ч	971–602	79	[68]
	200°C в водной среде	930–651	80	[74]
Парацетамол	350°C в токе азота, 1 ч	2794–889	32	[66]

\* До и после конечного цикла регенерации.

все еще может быть применим для очистки стоков, так как все еще обладает довольно развитой удельной поверхностью [67].

В [68] при исследовании влияния температуры на текстурные свойства отработанных АУ, так же, как и в [67], было отмечено уменьшение значений  $S_{\text{ВЕТ}}$  и объема пор с ростом температуры при терморегенерации. Эффективность регенерации АУ с адсорбированным на нем паранитрофенолом (ПНФ) в инертной среде возрастала: с 52,4% при 500°C до 79% при 900°C. По мнению авторов, температура выше 500°C необходима для ускорения десорбции хемосорбированных молекул и деструкции компонентов промежуточных соединений системы ПНФ-поверхность АУ. С другой стороны, ПНФ, адсорбированный на углероде, а также его производные могут блокировать важную часть микропор при нагревании.

В основном терморегенерацию проводят в газовой среде. Однако в литературе встречаются работы, посвященные терморегенерации в водной фазе. В исследовании [69, 70] изучали водную термическую регенерацию АУ, с адсорбированными на нем органическими красителями. Регенерацию АУ проводили в виде водной суспензии в автоклаве, при постепенном нагреве от 150 до 200°C. Было обнаружено, что десорбируется очень небольшое количество адсорбата (около 2% от его исходного количества на АУ). Однако при барботировании суспензии кислородом, эффективность регенерации возрастала до 98%. Также в [70] была обнаружена практически нулевая эффективность водной регенерации АУ с адсорбированным на нем толуолом. В отличие от этого в [71] приведены значения эффективности регенерации до 100% для АУ, отработанных толуолом и бензолом. В [72] сообщается, что тип замещающих групп в ароматиче-

ских соединениях влияет на последующую регенерацию, а повышение кислотности поверхности сорбента ослабляет необратимость адсорбции. В работе [73] при исследовании водной десорбции АУ, отработанных по хлорфенолу, достигнуты значения эффективности регенерации, близкие к 100%, хотя анализ их пористости показал, что часть адсорбента остается хемосорбированным на угле. В [74] изучалась водная термическая десорбция ПНФ с поверхности активированного угля. Регенерацию проводили в автоклаве при температуре водной среды от 140 до 200°C. Таким образом, при повышении температуры происходит десорбция ПНФ в химическом реакторе, рост числа десорбированных частиц с поверхности АУ увеличивается и при температуре выше 200°C дальнейшая десорбция не наблюдается. Согласно данным авторов, часть ПНФ остается в углеродной структуре, что указывает на взаимодействие между молекулами ПНФ и поверхностными функциональными группами активированного угля. Что касается текстурных характеристик регенерированных адсорбентов, то было обнаружено, что несмотря на уменьшение объема пор по сравнению со свежим образцом, регенерированный АУ сохранял свой микропористый характер. Достигнутые значения эффективности регенерации АУ, отработанного по ПНФ, составили 61 и 80% соответственно при 180 и 200°C.

В табл.3 представлены некоторые данные по термической регенерации АУ. Параметр площадь поверхности адсорбента является изменяющимся в процессе регенерации как в сторону ее уменьшения, так и увеличения.

С учетом приведенных данных очевидно, что в каждом конкретном случае параметры термической регенерации отработанных АУ подби-

раются индивидуально. Помимо характеристик адсорбата и адсорбента, на результаты могут существенно влиять среда и температурный режим процесса. Также эффективность десорбции того или иного органического вещества с поверхности сорбента зависит от типа взаимодействия между адсорбатом и адсорбентом – помимо физической адсорбции, может наблюдаться взаимодействие с поверхностными функциональными группами АУ, электростатическое взаимодействие, которые могут быть нечувствительны к изменению температуры среды [69, 70].

## МИКРОВОЛНОВАЯ РЕГЕНЕРАЦИЯ

Основное отличие устройств микроволновой регенерации от обычных систем нагрева заключается в способе выделения тепла [76]. Термическая регенерация обычно выполняется во вращающихся или вертикальных печах, угольный слой в которых нагревается за счет теплопроводности и/или конвекции [77]. Однако в микроволновом устройстве энергия трансформируется в тепло внутри частиц угольного слоя за счет вращения диполя молекул и ионной проводимости АУ [78, 79]. Когда к материалу прикладывают высокочастотное напряжение, реакция молекул с постоянным дипольным моментом или индуцированным диполем на приложенное потенциальное поле заключается в изменении их ориентации в направлении, противоположном направлению приложенного поля [80]. К преимуществам микроволновой регенерации (МР) относят быстрый нагрев АУ, контроль температуры, более короткое время регенерации (по сравнению с конвекционным нагревом), экономный расход электроэнергии, а также минимальные изменения поверхностных свойств АУ [81]. При обычном нагреве энергия передается путем теплопроводности и конвекции, что приводит к уменьшению теплового градиента от поверхности к внутреннему ядру и может вызвать разложение адсорбата, образование коксовых отложений и физическое закупоривание пор АУ, что приводит к неблагоприятным изменениям удельной площади поверхности и к уменьшению объема микропор [76]. Микроволновое излучение способствует равномерному объемному нагреву, что приводит к температурному градиенту в объеме угля и сохранению его пористой структуры при десорбции [82].

В [83] была исследована регенерация отработанных активированных углей с адсорбированными на них толуолом и ацетоном. По расходу

электроэнергии сравнивались три метода регенерации: микроволновый нагрев постоянной мощности (МНПМ) и постоянной температуры (МНПТ), а также кондуктивный нагрев (КН). Было обнаружено, что для адсорбата толуола МНПМ и МНПТ требуют для достижения эффективности регенерации 99% 13.5 и 27.0 кДж/г соответственно. Для КН требуется 60.8 кДж/г. Отсюда следует вывод, что оба микроволновых метода более эффективны, чем КН.

В [84] сравнили микроволновый нагрев и кондуктивный нагрев для регенерации гранулированного активированного угля, с адсорбированным *n*-додеканом. Измерения, проведенные в разное время при постоянной мощности в 180 Вт, показали, что энергия, необходимая для достижения одинаковой эффективности десорбции, в каждом случае была ниже при микроволновом нагреве. Энергия, необходимая для полной регенерации при микроволновом и кондуктивном нагреве, составила 56 и 972 кДж, а соответствующее время регенерации – 5 и 90 мин соответственно. Для наименьшей из испытанных мощностей (105 Вт для микроволнового нагрева и 100 Вт для кондуктивного нагрева) эффективность десорбции составила 100 и ~65% для микроволнового и кондуктивного нагрева соответственно.

В работе [76, 85] исследовали регенерацию активированного угля, содержащего фенол. Сравнивали два метода – микроволновый и кондуктивный. Обе регенерации проводились при одной и той же температуре 1123 К. Температура достигалась за 4–6 и 10–13 мин при микроволновом нагреве и кондуктивном нагреве соответственно. Сделан вывод, что основными преимуществами микроволнового нагрева являются относительно короткое время регенерации и меньшее потребление газа и энергии. Последовательные циклы адсорбции–десорбции могут изменить внутреннюю структуру активированного угля из-за частичного коллапса пористой структуры (структурный отжиг) или образования кокса внутри пор, уменьшающих активную поверхность и объем пористой структуры. Это, в свою очередь, проявляется в изменении адсорбционной емкости. Исследования [76, 85] показали, что микроволновая регенерация сохраняет первоначальную адсорбционную способность лучше, чем обычная регенерация. Вероятно, противоположный градиент температуры, обусловленный микроволновым нагревом, усиливает диффузию молекул изнутри адсорбен-

**Таблица 4.** Условия и эффективность микроволновой регенерации активированных углей

Адсорбат	Мощность, Вт	Температура АУ, °С	Время, мин	$S_{\text{ВЕТ}}$ , м <sup>2</sup> /г*	Эффективность, %	Источник
Салициловая кислота	Нет данных	450	4 в токе N <sub>2</sub>	1424–428	65 после шести циклов	[92]
		800		1424–813	88 после шести циклов	
		800	4 в токе CO <sub>2</sub>	1424–915	98	
Перфтороктановая кислота	500	~ 615	3	894–1099	>90	[98]
		~ 710				
Перфтороктансульфоновая кислота	500	~ 615	3	894–1052	>90	[98]
		~ 710				
Фенол и п-нитрофенол	900	530	0.5	1153–920	72 после четырех циклов регенерации	[99]
Сточные воды после переработки пробкового дерева (полифенолы, фенолокислоты, танины и т.д.)	1500	800	12	1951–1811	100 после пяти циклов регенерации	[100]
Хлорамфеникол	400	781	10	968–716	94	[97]
Толуол	600	1250	3	2044–2052**	100	[83]
				1250–1240***		
1198		2	2044–2052**	99		
			1250–1240***			
Ацетон	1047	1	1	2044–2052**	99	
				1250–1240***		
				2044–2052**	99	
				1250–1240***		
<i>n</i> -додекан	180	~ 400	5	1371–1320	100	[84]

\* До и после конечного цикла регенерации.

\*\* Удельная поверхность активированного угля из сосновой мульчи (иглы, кора).

\*\*\* Удельная поверхность активированного угля из пшеничной соломы.

та наружу. Кроме того, есть несколько работ, показывающих, что адсорбционная способность не изменилась [84, 86–90] или превышала [91–93] исходную адсорбционную способность активированного угля после нескольких последовательных циклов адсорбции-десорбции при регенерации микроволнами.

В работе [94] сравнивались микроволновая и кондуктивная регенерация АУ. Сравнение обоих методов регенерации, проведенных при одинаковых активных мощностях, выявило практически одинаковую эффективность обоих методов. Было отмечено, что диэлектрические свойства выбранного активированного угля являются фактором, определяющим правильную оценку применимости микроволновой регенерации. В общем, если способность материала преобразовывать микроволновую энергию в тепловую лучше, микроволновая регенерация будет эффективнее, чем кондуктивная. Текстуальные свойства

регенерированного при микроволновом нагреве (после 10 циклов адсорбции/десорбции) АУ изменяются незначительно по сравнению со свежим АУ. По-видимому, причиной такого результата является малый диаметр молекулы толуола (6.7 Å) и ее неполярность. К аналогичным выводам относительно изменения характера поверхности АУ пришли авторы исследования [83], где было обнаружено, что площадь поверхности по БЭТ и объем микропор для образцов, регенерированных микроволновым способом, практически не изменились по сравнению со свежими образцами АУ. По мнению авторов, это может быть связано с малым размером молекул адсорбата – ацетона и толуола, которые при выходе из пор АУ практически не влияют на их структуру и размер. Результат сравним с работой [95], в которой показано, что микроволновое нагревание уменьшает площадь поверхности ВЕТ, объем микропор и площадь поверхности микропор активированного угля. Это может быть реорганизация внутренних структур

вследствие выделения большого количества молекул адсорбата (метиленового синего) на стадии микроволнового облучения.

На эффективность микроволновой регенерации также влияет адсорбат. В работе [96] было проведено сравнение двух методов регенерации. Цель исследований было применение микроволн для низкотемпературной регенерации активированных углей, отработанных по фармацевтическому соединению (прометазину). Регенерация с помощью микроволн не привела к лучшим результатам, чем при обычном электрическом нагреве. При температуре 350°C регенерация была неполной, как при микроволновом, так и при обычном нагреве, что связано с недостаточной подводимой энергией. При температуре 500°C падение адсорбционной способности при циклировании было получено в обоих устройствах, хотя для СВЧ оно было гораздо более выраженным. Эти результаты контрастируют с предыдущими исследованиями преимуществ микроволн для регенерации углеродных материалов. Падение адсорбционной емкости после регенерации было связано с термическим крекингом адсорбированных молекул внутри углеродной пористой сетки, хотя этот эффект характерен для обоих устройств. Когда используются микроволны, наряду с термическим нагревом угольного слоя, часть энергии микроволн, по-видимому, непосредственно используется для разложения прометазина посредством возбуждения молекулярных связей микроволнами. Эти результаты указывают на то, что природа адсорбата и его способность взаимодействовать с микроволнами является ключевым фактором, определяющим применение микроволн для регенерации израсходованных активированных углей.

В литературе очень мало уделено внимания вопросу о нейтрализации десорбированных органических веществ при регенерации АУ микроволновым способом. В исследовании [97] эффективность микроволновой регенерации угля, насыщенного хлорамфениколом составила 98.5%. С целью максимальной нейтрализации хлорамфеникола в системе регенерации применялся источник ультрафиолетового излучения. УФ вкупе с высокой температурой (около 700°C) позволяло разложить органический адсорбат до безвредных неорганических составляющих.

Суммируя вышеизложенное, можно заключить, что микроволновая регенерация является эффективным методом регенерации адсорбентов

на основе активированного угля. Этот метод позволяет достичь высоких значений эффективности регенерации, затрачивая при этом меньшее количество энергии, чем для термической регенерации. При этом данный метод не оказывает существенного влияния на поверхностные свойства адсорбента, позволяя проводить множество циклов адсорбции–десорбции. Стоит учесть, что процент эффективности регенерации зависит от диэлектрических свойств активированного угля, размера молекулы адсорбата и ее способности разлагаться под действием микроволнового излучения (табл. 4).

## БИОРЕГЕНЕРАЦИЯ

Биорегенерация отработанных активированных углей – это процесс с использованием микробных колоний с целью минерализации адсорбата с образованием безвредных соединений, позволяющий обновлять активные центры АУ без изменения текстурных свойств адсорбента [101]. Ряд исследований показал эффективное удаление микроорганизмами загрязнителей из отработанных АУ [64–66].

В литературе предложены два механизма для объяснения биорегенерации адсорбента. Один из механизмов заключается в деградации адсорбированного вещества, происходящей на поверхности адсорбента за счет экзоферментативной реакции микроорганизмов [102]. Согласно этой гипотезе, экзоферменты, выделяемые микроорганизмами, диффундируют в поры адсорбента и реагируют с сорбированным субстратом. Авторы работы [103], однако, утверждали, что микропоры и некоторые мезопоры недоступны для экзоферментов из-за того, что данные ферменты имеют размер, превышающий размер пор АУ. Второй механизм предполагает, что десорбция сорбированного субстрата происходит вследствие градиента концентрации субстрата между поверхностью адсорбента и жидкой фазой [104, 105]. По мере того как концентрация растворенного субстрата в объеме жидкости снижается в результате биодеградации, индуцируются дальнейшая десорбция и биодеградация. Иными словами, второй механизм биорегенерации предполагает предварительную частичную десорбцию адсорбата с поверхности адсорбента для последующей биодеградации в объеме раствора. [106, 107]. Таким образом, эффективность биорегенерации, осуществляемой по второму механизму во многом зависит от условий, при которых возможен процесс десорб-

Таблица 5. Условия и эффективность биологической регенерации активированных углей

Тип активации исходного АУ	Адсорбат	Биомасса	Эффективность, %	Источник	
Термический	2-Хлорфенол	Не акклиматизирована к субстрату	58	[112, 113]	
Химический			67		
			94		
			85		
Термический и химический	Кислотный синий 74		6	[126]	
	Реактивный синий 4		3		
	Основной зеленый 1		25		
Нет данных	Фенол		Акклиматизирована к субстрату	31	[127]
	2,4-Дихлорфенол	14			
	Фенол	77		[104]	
	<i>n</i> -метилфенол	69			
	<i>n</i> -этилфенол	68			
	<i>n</i> -изопропилфенол	58			
Паровая активация	Кислотный оранжевый 7	15		[108]	
Нет данных	2,4-Дихлорфенол	Не акклиматизирована к субстрату		38–43	[128]
	4-Хлорфенол			21–75	[129]
	2,4-Дихлорфенол	Акклиматизирована к субстрату		69	[130]
	4-Хлорфенол		68		
	2,4-Дихлорфенол		42		
	Термическая	2-Нитрофенол	Акклиматизирована к субстрату	47	[109]
Химическая	65				
			65		

ции. Например, в работе [108] эффективность биорегенерации АУ, насыщенного молекулами красителя КО7, достигала только 15% от начального насыщенного адсорбированного количества из-за плохой десорбции молекул КО7 с поверхности ГАУ. Тогда как эффективность биорегенерации диоксида кремния, модифицированного моноамином, загруженного тем же КО7, при идентичных условиях достигала 77%. Такую разницу авторы объясняют тем, что адсорбент обладал относительно более высокой обратимостью адсорбции, а значение рН раствора в биореакторе было установлено 7.4, что выше значения потенциала нулевого заряда  $pH_{pzc}$  6.81 для данного адсорбента. Это означает, что его поверхность будет заряжена отрицательно, что приведет к большей десорбции из-за электростатического отталкивания между молекулами красителя и поверхностью адсорбента. Стоит отметить, что при экзоферментативном процессе биорегенерации процесс превентивной десорбции является лимитирующим фактором при регенерации адсорбента [109].

Среди факторов, влияющих на эффективность биорегенерации, можно выделить вид ис-

ходного сырья и метод его активации при изготовлении АУ. Например, по данным [109–111], АУ на основе древесины показал более высокий уровень обратимости адсорбции и биорегенерации при химической активации, чем на основе термически активированного торфа. Еще одним фактором, влияющим на биорегенерацию, является размер частиц АУ. Гранулированные (ГАУ) и порошковые (ПАУ) активированные угли, приготовленные из одного и того же исходного сырья при одинаковых условиях активации демонстрируют схожую степень биорегенерации с той разницей, что биорегенерация на ПАУ происходит быстрее [112, 113].

Степень биорегенерации во многом зависит от пористости АУ [114]. Было обнаружено, что большая часть толуола, оставшегося после регенерации в АУ, связана с микропорами [115, 116]. Как правило, активация создает множество пор в углеродной структуре. Макропоры и микропоры в материале АУ создаются в разных условиях и имеют разные физические характеристики, причем первые имеют диаметр более 500 Å, а вторые – менее 50 Å. Макропоры крупнее по размеру и сильно способствуют проникновению

органических частиц в АУ, но не несут прямой и основной ответственности за адсорбцию. С другой стороны, микропоры расположены внутри углеродного элемента и непосредственно отвечают за адсорбцию. Пористость АУ контролирует скорость и степень биорегенерации [114], а степень регенерации определяется малым размером пор (5–50 нм), поскольку такие поры доступны для экзоферментов [117, 118]. Мезопоры – наиболее полезная часть внутренней структуры АУ для сорбции крупных молекул, в том числе поверхностно-активных веществ. Сообщалось, что мезопористый АУ более эффективно биогенерируется, чем микропористый АУ [115]. Было обнаружено, что диффузионное транспортное сопротивление в фильтре ГАУ является лимитирующей стадией биорегенерации. Однако коэффициент диффузии контролирует только скорость десорбции, но не общую десорбируемость [119]. Биорегенерация может быть снижена в результате закупорки пор из-за роста бактерий для АУ, который имеет более узкое распределение пор по размерам по сравнению с мезопористыми материалами [120]. Ли и др. определили биорегенерацию полукокса, полученного из низкосортных угольных брикетов, загруженных *n*-нитрофенолом [121].

Тип вовлеченных микроорганизмов может влиять на процесс биорегенерации. Это объясняется тем, что определенные типы микробов используются для разложения целевого вещества до небioresазлагаемого материала. В литературе описано две группы микроорганизмов, используемых для регенерации: акклиматизированная и неакклиматизированная биомасса. Акклиматизация в данном случае – это процесс, посредством которого микробная популяция приспосабливается к разложению соединения, воздействию которого она подвергается. Учитывая популяцию, которая при первоначальном воздействии не обладает значительной способностью разлагаться в отношении целевого соединения, период акклиматизации или «запаздывания» может сильно различаться по продолжительности [122]. Сообщалось, что акклиматизация необходима для успешного и быстрого процесса биорегенерации, поскольку неакклиматизированная биомасса не может продуцировать необходимые ферменты, для расщепления целевого вещества без длительного контакта с ним [123, 124]. В [116, 125] показано, что процесс биорегенерации может быть существенно затруднен, если отработанный АУ насыщен несколькими видами молекул адсорбата.

Таким образом, при хорошо подобранных параметрах биорегенерации такой процесс достаточно эффективен. Основными факторами успешной биорегенерации АУ является подбор микроорганизмов по размеру пор адсорбента, а также учет длительности периода акклиматизации биомассы к целевому компоненту. Некоторые данные, иллюстрирующие изложенное, представлены в табл. 5.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В обзоре рассмотрены параметры и условия регенерации активированных углей с адсорбированными на них биологически активными органическими веществами. Тема является широко обсуждаемой во многих статьях по адсорбции и содержат экспериментальные данные по регенерации адсорбента, содержащего молекулы органических загрязнителей. Решение этой проблемы возможно при рассмотрении экологической и экономической составляющей.

Авторами рассматривались в качестве адсорбентов активированные угли (АУ) с учетом их общих характерных свойств, таких, как наличие поверхностных групп, широкого спектра размера пор. Порометрические характеристики АУ всегда имели важное значение для оценки пригодности адсорбента, особенно после многократного процесса регенерации с целью контроля восстановления поверхности.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Azam K., Shezad N., Shafiq I., Akhter P., Akhtar F., Jamil F., Shafique S., Park Y.-K., Hussain M. // *Chemosphere*. 2022. V. 306. P. 135566.
2. Qian J., Riede P., Abbt-Braun G., Parniske J., Metzger S., Morck T. // *J. Water Proc. Eng.* 2022. V. 50. P. 103246.
3. Demiral İ., Samdan C., Demiral H. // *Surf. Interf.* 2021. V. 22. P. 100873.
4. Joshi P., Prolta A., Mehta S., Khan T.S., Srivastava M., Khatri O.P. // *Chemosphere*. 2022. V. 308 (3). P. 136433.
5. Larasati A., Fowler G.D., Graham N.J.D. // *Chemosphere*. 2022. V. 286. P3. P. 131888.
6. Lobato-Peralta D.R., Duque-Brito E., Ayala-Cortés A., Arias D.M., Longoria A., Cuentas-Gallegos A. // *J. Environ. Chem. Eng.* 2021. V. 9(4). P. 105626.
7. Larasati A., Fowler G. D., Graham N.J.D. // *J. Environ. Chem. Eng.* 2021. V. 9. I. 4. P. 105555.
8. Ghasemzadeh N., Ghadiri M., Behroozsarand A. // *Adv. Environ. Technol.* 2017. V. 3. I. 1. P. 45.
9. Fagbohun E.O., Wang Q., Spessato L., Zheng Y., Li W., Olatoye A.G., Cui Y. // *Surf. Interfaces*. 2022. V. 29. P. 101696.

10. Guo D., Shi Q., He B., Yuan X. // J. Hazard. Mater. 2011. V. 186(2-3). P. 1788.
11. Zanella, O., Tessaro, I.C. and Féris, L.A. // Chem. Eng. Technol. 2014. V. 37. P. 1447.
12. Dutta T., Kim T., Vellingiri K., Tsang D.C.W., Shon J.R., Kim K., Kumar S. // Chem. Eng. J. 2019. V. 364. P. 514.
13. Cooney D.O., Nagerl A., Hines A.L. // Water Res. 1983. V. 17. P. 403.
14. Leng C.-C., Pinto N.G. // Ind. Eng. Chem. Res. 1996. V. 35. P. 2024.
15. Matheickal J.T., Yu Q., Linden J. // Dev. Chem. Eng. Mineral Process. 1998. V. 6. P. 263.
16. Martin R.J., Ng W.J. // Water Res. 1987. V. 21. I. 8. P. 961.
17. Lu P.-J., Lin H.-C., Yu W.-T., Chern J.-M. // J. Taiwan. Inst. Chem. Eng. 2011. V. 42. I. 2. P. 305.
18. Chern J.-M., Wu C.-Y. // Water Res. 2001. V. 35. I. 17. P. 4159.
19. Li H., Liu L., Cui J., Cui J., Wang F., Zhang F. // RSC Adv. 2020. V. 10. P. 14262.
20. Li Q., Qi Y., Gao C. // J. Clean. Prod. 2015. V. 86. P. 424.
21. Arslan-Alaton I., Gursoy B.H., Schmidt J.-E. // Dyes and Pigments. 2008. V. 78 (2). P. 117.
22. Siriwardena D.P., James R., Dasu K., Thorn J., Iery R.D., Pala F., Schumitz D., Eastwood S., Burkitt N. // J. Environ. Manage. 2021. V. 289. P. 112439.
23. Siriwardena D.P., Crimi M., Holsen T.M., Bellona C., Divine C., Dickenson E. // Remediation. 2019. V. 29 (3). P. 5.
24. Mahato J.K., Gupta S.K. // Adv. Powder Technol. 2022. V. 33. I. 8. P. 103700.
25. Oesterle P., H Lindberg R., Fick J., Jansson S. // Environ. Sci. Pollut. Res. 2020. V. 27. P. 25572.
26. García V., Häyrynen P., Landaburu-Aguirre J., Pirilä M., Keiski R.L., Urriaga A. // J. Chem. Technol. Biotechnol. 2014. V. 89. P. 803.
27. Ge X., Wu Z., Manzoli M., Wu Z., Cravotto G. // Ind. Eng. Chem. Res. 2020. V. 59. I. 26. P. 12223.
28. Larasati A., Fowler G.D., Graham N.J.D. // Environ. Sci. Water Res. Technol. V. 6. I. 8. P. 2043.
29. Goto T., Amano Y., Machida M., Imazeki F. // Chem. Pharm. Bull. 2015. V. 63. I. 9. P. 726.
30. Salvador F., Martin-Sanchez N., Sanchez-Hernandez R., Sanchez-Montero M.J., Izquierdo C. // Microporous Mesoporous Mater. 2015. V. 202. P. 277.
31. Bernal V., Erto A., Giraldo L., Moreno-Piraján J.C. // Molecules. 2017. V. 22. I. 7. P.1032.
32. McQuillan R.V., Stevens G.W., Mumford K.A. // J. Hazard. Mater. 2018. V. 355. P. 34.
33. Zhang C., Jiang Y., Li Y., Hu Z., Zhou L., Zhou M. // Chem. Eng. J. 2013. V. 228. P. 455.
34. Berenguer R., Marco-Lozar J.P., Quijada C., Cazorla-Amorós D., Morallón E. // Carbon. 2010. V. 48. I. 10. P. 2734.
35. Wang K., Dai Q., Hu C., Tong Y., Wang Y., Song S., Dai L. // Chem. Eng. J. 2021. V. 416. P. 128338.
36. Chen Z., Geng S., Xiao J., Zhao F., Wang K., Wang Y., Tsia-karas P., Song S. // Chem. Eng. J., 2022. V. 431. P. 134332.
37. Zhou W., Meng X., Ding Y., Rajic L., Gao J., Qin Y., Alshawabkeh A.N. // Electrochem. Comm., 2019. V. 100. P. 85.
38. Ye X., Cai W., Lu D., Liu R., Wu Y., Wang Y. // Chemosphere. 2022. V. 308 (1). P. 136189.
39. Acuña-Bedoya J., Comas-Cabrales J., Alvarez-Pugliese C.E., Marriaga-Cabrales N. // J. Environ. Chem. Eng. 2020. V. 8. I. 5. P. 104074.
40. Narbaitz R.M., Cen J. // Water Res. 1994. V. 28. P. 1771.
41. Karimi-Jashni A., Narbaitz R.M. // J. Environ. Eng. Sci. 2005. V. 4. P. 187.
42. Zhang H. // Chem. Eng. J. 2002. V. 85(1). P. 81.
43. Narbaitz R.M., Cen J. // Water Res. 1994. V. 28 (8). P. 1771.
44. Sun H., Liu Z., Wang Y., Li Y. // J. Environ. Sci. 2013. V. 25. P. S77.
45. McQuillan R.V., Stevens G.W., Mumford K.A. // J. Hazard Mater. 2018. V. 355. P. 34.
46. Bakheet B., Yuan S., Li Z.X., Wang H.J., Zuo J.N., Komarneri S., Wang Y.J. // Water Res. 2013. V. 47. P. 6234.
47. Zhan J.H., Wang Y.J., Wang H.J., Shen W.H., Pan X.J., Wang J.L., Yu G. // Carbon. 2016. V. 109. P. 321.
48. Asgari G., Seid-mohammadi A., Rahmani A., Samadi M.T., Salari M., Alizadeh S., Nematollahi D. // Chemosphere. 2021. V. 266. P. 129179.
49. Zhang M.-H., Dong H., Zhao L., Wang D.-X., Meng D. // Sci. Total Environ. 2019. V. 670. P. 110.
50. Bury N.A., Mumford K.A., Stevens G.W. // J. Hazard. Mater. 2021. V. 416. 125792.
51. Martínez-Huitle C.A., Rodrigo M.A., Sirés I., Scialdone O. // Chem. Rev. 2015. V. 115. I. 24. P. 13362.
52. Coria G., Sirés I., Brillas E., Nava J. L. // Chem. Eng. J., 2016. V. 304. P. 817
53. Mousset E., Frunzo L., Esposito G., van Hullebusch E.D., Oturan N., Oturan M.A. // Appl. Catal. B: Environ. 2016. V. 180. P. 189.
54. Zazou H., Oturan N., Sönmez-Çelebi M., Hamdani M., Oturan M.A. // J. Electroanal. Chem. 2016. V. 774. P. 22.
55. Santos D.H.S., Santos J.P.T.S., Duarte J.L.S., Oliveira L.M.T.M., Tonholo J., Meili L., Zanta C.L.P.S. // Process Saf. Environ. Prot. 2022. V. 159. P. 1150.
56. Ferrández-Gómez B., Cazorla-Amorós D., Morallón E. // Proc. Safety Environ. Protect. V. 148. 2021. P. 846.
57. García-Otón M., Montilla F., Lillo-Ródenas M.A., Morallón E., Vázquez J.L. // J. Appl. Electrochem. 2005. V. 35. P. 319.
58. Li Y., Kemper J.M., Datuin G., Akey A., Mitch W.A., Luthy R.G. // Water Res. 2016. V. 98. P. 354.
59. Momina, Shahadat M., Isamil S. // RSC Adv. 2018. 8 (43) P. 24571.
60. Lambert S.D., Miguel G.S., Graham N.J. // J. Amer. Water Works Assoc. 2002. V. 94. P. 109.
61. Ani J.U., Akpomie K.G., Okoro U.C., Aneke L.E., Onukwuli O.D., Ujam O.T. // Appl. Water Sci. 2020. V. 10. P.69.
62. Basu P. Biomass Gasification. Pyrolysis and Torrefaction 2018. Ch. 5. P. 564.
63. Marquez P., Benítez A., Hidalgo-Carrillo J., Urbano F.J.,

- Caballero A., Siles J.A., Martín M.A.* // Sep. Purif. Technol. 2021. V. 255. P. 117782.
64. *Márquez P., Benítez A., Chica A.F., Martín M.A., Caballero A.* // J. Clean. Product. 2022. V. 366. P.132685.
65. *Nasir M.Z.M., Indiran G., Zaini M.A.A.* // Part. Sci. Technol. 2021. V. 39:4. P. 504.
66. *Spessato L., Bedin K.C., Cazetta A.L., Souza I.P.A.F., Duarte V.A., Crespo L.H.S., Silva M.C., Pontes R.M., Almeida V.C.* // J. Hazard. Mater. V. 371. 2019. P. 499.
67. *Pallarés J., González-Cencerrado A., Arauzo I.* // Biomass Bioenerg. 2018. V. 115. P. 64.
68. *Román S., Ledesma B., González J.F., Al-Kassir A., Engo G., Álvarez-Murillo A.* // J. Analytic. Appl. Pyrolysis. 2013. V. 103. P. 201.
69. *Shende R.V., Mahagani V.V.* // Waste Management. V. 22. 2002. P. 73.
70. *Chatzopoulos D., Varma A., Irvine R.L.* // Environ. Energy Eng. 1993. V. 39 (12). P. 2027.
71. *Pelech R., Milchert E., Wróblewska A.* // J. Colloid Interf. Sci. 2005. V. 285 (2). P. 518.
72. *Tamon H., Okazaki M.* // J. Colloid Interf. Sci. 1996. V. 179. P. 181.
73. *Rivera-Utrilla J., Ferro-García M.A., Bautista Toledo I., Sánchez-Jiménez C., Salvador F., Merchán M.D.* // Water Res. 2003. V. 37. P. 1905.
74. *Ledesma B., Román S., Sabio E., Álvarez-Murillo A.* // J. Supercritic. Fluids. 2014. V. 85. P. 24.
75. *Wang Q., Luo C., Lai Z., Chen S., He D., Mu J.* // Biores. Technol. 2022. V. 357. P. 127363.
76. *Ania C.O., Parra J.B., Menéndez J.A., Pis J.J.* // Micropor. Mesopor. Mater. 2005. V. 85. P. 7.
77. *Menéndez J.A., Menéndez E.M., Iglesias M.J., García A., Pis J.J.* // Carbon. 1999. V. 37. P. 1115.
78. *Jones D.A., Lelyveld T.P., Mavrofidis S.D., Kingman S.W., Miles N.J.* // Resour. Conserv. Recycl. 2002. V. 34. P.75.
79. *Bradshaw S.M., van Wyk E.J., Swardt J.B.* // J. S. Afr. Inst. Min. Metall. 1998. V. 4. P. 201.
80. *Bradshaw S.M., van Wyk E.J., De Swardt J.* // Microw. Power Electromagn. Energ. 1997. V. 32. P. 131.
81. *Sheintuch M., Matatov-Meytal Y.I.* // Catal. Today. 1999. V. 53(1). P. 73.
82. *Sanchez B.V.* New insights in vulcanization chemistry using microwaves as heating source. PhD Thesis. Department of Industrial Engineering. Institut Quimic de Sarria. University Ramon Llull. 2008. Legal Deposit: B.54040-2008.
83. *Mao H., Zhou D., Hashisho Z., Wang S., Chen H., Wang H.* // J. Ind. Eng. Chem. 2015. V. 21. P. 516.
84. *Fayaz M., Shariaty P., Atkinson J.D., Hashisho Z., Phillips J.H., Anderson J.E., Nichols M.* // Environ. Sci. Technol. 2015. V. 49. P. 4536.
85. *Ania C.O., Menéndez J.A., Parra J.B., Pis J.J.* // Carbon N. Y. 2004. V. 42. P. 1377.
86. *Cha C.Y., Wallace S., George A.H., Rogers S.* // J. Environ. Eng. 2004. V. 130. P. 338.
87. *Foo K.Y., Hameed B.H.* // Chem. Eng. J. 2012. V. 193–194. P. 404.
88. *Foo K.Y., Hameed B.H.* // Biores. Technol. 2012. V. 119. P. 41.
89. *Dehdashti A., Khavanin A., Rezaee A., Asilian H.* // Turk. J. Eng. Environ. Sci. 2011. V. 35. P. 49.
90. *Mao H., Zhou D., Hashisho Z., Wang S., Chen H., Wang H., Lashaki M.J.* // RSC Adv. 2015. V. 5. P. 36051.
91. *Liu X., Quan X., Bo L., Chen S., Zhao Y.* // Carbon N. Y. 2004. V. 42. P. 415.
92. *Ania C.O., Parra J.B., Menéndez J.A., Pis J.J.* // Water Res. 2007. V. 41. I. 15. P. 3299.
93. *Quan X., Liu X., Bo L., Chen S., Zhao Y., Cui X.* // Water Res. 2004. V. 8. P. 4484.
94. *Cherbański R.* // Chem. Eng. Proc. - Proc. Intensific. 2018. V. 123. P. 148.
95. *Foo K.Y., Hameed B.H.* // Biores. Technol. 2012. V. 119. P. 234.
96. *Çalışkan E., Bermúdez J.M., Parra J.B., Menéndez J.A., Mahramanlioğlu M., Ania C.O.* // J. Environ. Manag. 2012. V. 102. P. 134.
97. *Sun Y., Zhang B., Zheng T., Wang P.* // Chem. Eng. J. 2017. V. 320. P. 264.
98. *Gagliano E., Falciglia P.P., Zaker Y., Karanfil T., Roccaro P.* // Water Res. 2021. V. 198. P.117121.
99. *Yagmur E., Turkoglu S., Banford A., Aktas Z.* // J. Clean. Product. 2017. V. 149. P. 1109.
100. *Ge X., Wu Z., Cravotto G., Manzoli M., Cintas P., Wu Z.* // J. Hazard. Mater. 2018. V. 360. P. 412.
101. *Vargas A.M.M., Cazetta A.L., Martins A.C., Moraes J.C.G., Garcia E.E., Gauze G.F., Costa W.F., Almeida V.C.* // Chem. Eng. J. 2012. V. 181–182. P. 243.
102. *Kim D.-J., Miyahara T., Noike T.* // Water Sci. Technol. 1997. V. 36 (12). P. 239.
103. *Xiaojian Z., Zhangsheng W., Xiasheng G.* // Water Res. 1991. V. 25. P. 165.
104. *Lee K.M., Lim P.E.* // Chemosphere. 2005. V. 58 (4). P. 407.
105. *Ng S.L., Seng C.E., Lim P.E.* // Chemosphere. 2010. V. 78(5). P. 510.
106. *Walker G.M., Weatherley L.R.* // Proc. Saf. Environ. Prot. 1998. V. 76. P. 177.
107. *Ip A.W.M., Barford J.P., McKay G.* // J. Chem. Technol. Biotechnol. 2010. V. 85. P. 658.
108. *Al-Amrani W.A., Lim P.-E., Seng C.-E., Wan Ngah W. S.* // Biores. Technol. 2012. V. 118. P. 633.
109. *Aktaş Ö., Çeçen F.* // J. Hazard. Mater. 2010. V. 177. P. 956.
110. *Jonge R.J., Breure A.M., Andel J.G.* // Water Res. 1996. V. 30 (4). P. 883.
111. *Aktaş Ö., Çeçen F.* // Biores. Technol. 2009. V. 100 (20). P. 4604.
112. *Aktaş Ö., Çeçen F.* // J. Hazard. Mater. 2007. V. 141(3). P. 769.
113. *Aktaş Ö., Çeçen F.* // J. Chem. Technol. Biotechnol. 2006. V. 81 (7). P. 1081.
114. *Klimenko N., Winther-Nielsen M., Smolin S., Nevyinna L., Sydorenko J.* // Water Res. 2002. V. 36 (20). P. 5132.
115. *Klimenko N., Smolin S., Grechanyk S., Kofanov V., Nevyinna L., Samoylenko L.* // Colloids Surf. 2003. A. 230 (1).

- P. 141.
116. *Putz A., Losh D., Speitel G.* // *J. Environ. Eng.* 2005. V. 131 (2). P. 196.
117. *Dobrevski I., Zvezdova L.* // *Water Sci. Technol.* 1989. V. 21 (1). P. 141.
118. *Ustinova V.F., Podliashuk E.L., Rodionova S.S.* // *Meditsinskaya Radiol.* 1986. V. 31 (3). P. 27.
119. *Nath K., Bhakhar M.S., Panchani S.* // *Am. j. sci. ind. research* 2011. V. 70 (7). P. 487.
120. *Martin M.J., Serra E., Ros A., Balaguer M.D., Rigola M.* // *Carbon.* 2004. V. 42 (7). P. 1389.
121. *Li P.H.Y., Roddick F.A., Hobday M.D.* // *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 1998. V. 73 (4). P. 405.
122. *Knapp J.S., Bromley-Challoner K.C.A.* *Recalcitrant organic compounds, Handbook of Water and Wastewater Microbiology.* Academic Press. 2003. V. 34. P. 559.
123. *Pearce C.I., Lloyd J.R., Guthrie J.T.* // *Dyes Pigm.* 2003. V. 58 P. 179.
124. *Méndez-Paz D., Omil F., Lema J.M.* // *Enzyme Microb. Technol.* 2005. V. 36. P. 264.
125. *Gamal M.E., Mousa H.A., El-Naas M.H., Zacharia R., Judd S.* // *Separ. Purif. Technol.* 2018. V. 197. P. 345.
126. *Aguayo-Villarreal I.A., Hernández-Montoya V., Ramírez-López E.M., Bonilla-Petriciolet A., Montes-Morán M.A.* // *Ecol. Eng.* 2016. V. 95. P. 112.
127. *Vinitnantharat S., Baral A., Ishibashi Y., Ha S.R.* // *Environ. Technol.* 2001. V. 22 (3). P. 339.
128. *Ha S.-R., Vinitnantharat S., Ozaki H.* // *Biotechnol. Lett.* 2000. V. 22 (13). P. 1093.
129. *Caldeira M., Heald S.C., Carvalho M.F., Vasconcelos I., Bull A.T., Castro P.M.L.* // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1999. V. 52 (5). P. 722.
130. *Oh W.-D., Lim P.-E., Seng C.-E., Sujari A.N.A.* // *Biores. Technol.* 2011. V. 102. I. 20. P. 9497.

## Regeneration of Activated Carbons after Adsorption of some Biologically Active Organic Compounds on them. Review

M. D. Vedenyapina\*, A. Yu. Kurmysheva\*\*, S. A. Kulaishin\*\*\*

*Zelinsky Institute of Organic Chemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119991 Russia*

\*e-mail: [mvedenyapina@yandex.ru](mailto:mvedenyapina@yandex.ru)

\*\*e-mail: [aukurm@gmail.com](mailto:aukurm@gmail.com)

\*\*\*e-mail: [s.kulaishin@mail.ru](mailto:s.kulaishin@mail.ru)

The literature sources containing information and description of the experiment on the regeneration of activated carbons containing biologically active organic compounds on the surface, as well as the necessary characteristics for evaluating the effectiveness of regeneration are considered. It is shown that each regeneration method has its positive and negative sides.

*Keywords:* adsorbent, activated carbon, regeneration, biologically active organic compounds