

ГИДРОХИМИЯ, ГИДРОБИОЛОГИЯ,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 579.68

ТЕМПЕРАТУРНАЯ ЗАВИСИМОСТЬ ПРОЦЕССОВ БИОДЕГРАДАЦИИ
АКРИЛАМИДА В СУСПЕНЗИЯХ РЕЧНЫХ ИЛОВ ПРИ ИХ ИНОКУЛЯЦИИ
СЕЛЕКЦИОНИРОВАННЫМИ БАКТЕРИАЛЬНЫМИ ШТАММАМИ¹

© 2020 г. Ю. Г. Максимова^{а, *}, Г. В. Овечкина^а, А. А. Селянинов^б,
А. А. Баранова^с, А. Ю. Максимов^{а, б}

^аИнститут экологии и генетики микроорганизмов,
фил. Пермского федерального исследовательского центра,
Пермь, 614081 Россия

^бПермский национальный исследовательский политехнический университет,
Пермь, 614990 Россия

^сПермская государственная фармацевтическая академия,
Пермь, 614990 Россия

*e-mail: yul_max@mail.ru

Поступила в редакцию 15.07.2018 г.

После доработки 25.02.2019 г.

Принята к публикации 11.04.2019 г.

Изучена зависимость от температуры скорости биodeградации акриламида посредством микроорганизмов илов малых рек Пермского края – антропогенно загрязненной р. Данилихи, протекающей по территории г. Перми, и относительно чистого притока р. Сюзьвы на территории Нытвенского района. Повышение скорости биodeградации акриламида достигнуто при внесении в речной ил биомассы бактерий штаммов *Alcaligenes faecalis* 2 и *Acinetobacter guillouiae* 11h, селекционированных в направлении увеличения амидазной активности. Показано, что при температуре окружающей среды 30°C полная деградация 100 мМ раствора акриламида посредством микробиоценоза илов р. Данилихи и притока р. Сюзьвы была достигнута к 21-м и 28-м сут соответственно, тогда как при 5°C и 16–20°C даже к 63-м сут было отмечено лишь незначительное снижение концентрации акриламида. Внесение биомассы предварительно селекционированных бактерий позволяет значительно сократить время полной деградации акриламида. При температуре 5°C утилизация акриламида в концентрации 7 г/л может осуществляться только при инокуляции илов биомассой амидазосодержащих микроорганизмов. Представлена математическая модель биodeградации акриламида в суспензиях илов малых рек, приведены кинетические кривые изменения его концентрации и получены температурные зависимости скорости биodeградации для различных вариантов процесса.

Ключевые слова: акриламид, малые реки, илы, инокуляция, биodeградация, амидазная активность, математическая модель.

DOI: 10.31857/S0321059620010186

Акриламид – высокотоксичное вещество, обладающее канцерогенным и мутагенным эффектом в отношении животных и человека. Этот мономер используется в химической промышленности для синтеза акриловых полимеров, которые находят применение в нефтехимической [8], лакокрасочной, бумажной промышленности, водоподготовке [7] и сельском хозяйстве [10]. Широкое использование полимеров акриламида и его сополимеров с акриловой кислотой в раз-

личных отраслях производства приводит к попаданию этого вещества в наземные и водные экосистемы [11]. Поскольку акриламид не связывается с частицами почвы и обладает высокой растворимостью в воде (максимальная – 2155 г/л), подвижен и способен легко просачиваться в грунты, увеличивается риск загрязнения им поверхностных и грунтовых вод [20].

Агентство по охране окружающей среды США (“US Environmental Protection Agency”) установило ограничение уровня содержания этого мономера в природной среде – 0.05% [20]. Директивой Европейского Совета по качеству питьевой воды обозначен предел содержания акриламида – 0.1 мкг/л [14].

¹ Работа поддержана Комплексной программой УрО РАН (проект №18-3-38-2119), блок: проект 18-3-8-19 “Биострукция экологически опасных органических соединений в гомогенной и гетерогенной среде” (№ 0422-2018-1136).

Основной источник загрязнения вод акриламидом — производства по получению акриламида из акрилонитрила, синтеза полиакриламидов и других полимеров. В выбросах предприятий такого рода содержится до 1 г мономера акриламида на 1 л эфлюента. Кроме того, акриламид может попадать в воду в процессе водоподготовки, после флокуляции с полиакриламидами, при герметизации канализации и в процессе переработки макулатуры. Так, остаточная концентрация акриламида в 32-х различных флокулянтах, одобренных для использования в установках водоочистки, составила от 0.5 до 600 частей на 1 млн. Время биodeградации акриламида зависит от природной среды, в которой происходит процесс. Так, обнаружено, что мономер акриламида остается стабильным >2 мес. в водопроводной воде [12]. В [12] показано, что акриламид сохраняется несколько дольше в эстуариях и соленой воде, чем в пресной; время полужизни мономеров акриламида в реках составит от нескольких недель до нескольких месяцев. Акриламид в концентрации <2 мг/л в речной воде подвергается полной деградации за 9–12 сут, тогда как в концентрации >2 мг/л может быть токсичен для микробиоты, и, как результат, скорость деградации будет низкой. Продemonстрировано, что время, необходимое для полной биodeградации акриламида, может варьировать от 480 до 1100 ч в зависимости от типа образцов воды — водопроводной, речной или озерной. Эти различия объясняются тем, что некоторые виды живых организмов в воде могут взаимодействовать с акриламидом, ускоряя или мешая деградации мономера [20]. Очевидно, что микробная деградация акриламида будет сильно зависеть не только от состава биоценоза и концентрации этого токсичного вещества, но и от температуры окружающей среды.

Несмотря на высокую токсичность акриламида, некоторые микроорганизмы способны использовать его как источник углерода для своего роста. Так, различными исследовательскими группами выделены микроорганизмы, относящиеся к родам *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Rhodopseudomonas*, *Enterobacter*, *Stenotrophomonas* и *Moraxella*, способные утилизировать акриламид в качестве субстрата [11, 16, 17, 19, 21]. Известно, что акриламидоамидагидролазы (КФ 3.5.1.4) микроорганизмов трансформируют акриламид до ионов аммония и акрилата [18], а акриловая кислота в дальнейшем может быть метаболизирована до пропионата либо ацетил-КоА [12].

Внесение биомассы микроорганизмов, которые были предварительно подвергнуты селекции с целью повышения биodeградационной активности, в загрязненные среды наряду с добавлением питательных веществ для стимулирования автохтонной микрофлоры — широко распростра-

ненная стратегия биоремедиации [15]. Такой подход относится к “зеленым технологиям” удаления органических загрязнителей из окружающей среды. Инокуляция природных сред (почвы, активных илов, осадков, воды) микроорганизмами, обладающими требуемой каталитической активностью, в основном рекомендована для мест, где количество аборигенных микроорганизмов, способных деградировать поллютанты, недостаточно, либо природные популяции не обладают метаболическими путями для трансформации таких соединений [13]. Однако при внесении биомассы аллохтонных микроорганизмов возникает проблема их “приживаемости” в чужеродном биотопе. Кроме того, природные среды, в том числе наземные и водные, подвергаются температурным колебаниям, что также неминуемо изменяет способность микробиоценоза к деградации органических загрязнителей. В связи с этим цель работы — изучение влияния температуры окружающей среды на деградацию акриламида посредством микробных сообществ илов малых рек различного исходного уровня загрязненности как в нативном состоянии, так и при инокуляции бактериальными штаммами, обладающими амидазной активностью.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Образцы илов двух малых рек Пермского края — Данилихи (58°00.107' с.ш.; 56°12.566' в.д.) и левого притока р. Сюзьва (58°07.870' с.ш.; 55°32.906' в.д.) отобраны в сентябре 2016 г. Штаммы протеобактерий *Alcaligenes faecalis* 2 и *Acinetobacter guillouiae* 11h, обладающие амидазной активностью, были изолированы из активного ила коммунальных биологических очистных сооружений г. Перми (ООО “Новогор-Прикамье”) в июне 2011 г. [4].

Биомасса *A. faecalis* 2 и *A. guillouiae* 11h получена при выращивании в течение 5 сут на минимальной солевой среде следующего состава, г/л: KH_2PO_4 — 1.0, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ — 3.7, NaCl — 0.5, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ — 0.5, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ — 0.005, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ — 0.01, pH 7.2–7.4, с 0.1 М ацетамидом в качестве единственного источника углерода и азота. Биомассу центрифугировали при 10000 g, отмывали однократно 30 мл калий-фосфатного буфера (pH 7.2 ± 0.2) и ресуспендировали в свежем буфере.

Амидазную активность суспензии клеток *A. faecalis* 2 и *A. guillouiae* 11h определяли по количеству акриловой кислоты, образуемой за 1 ч при 30°C из 100 мМ раствора акриламида в 1 мл 0.01 М калий-фосфатного буфера (pH 7.2 ± 0.2) при перемешивании на шейкере со скоростью вращения 100 об/мин. Реакцию останавливали добавлением концентрированной HCl до конечной концентрации 5%. Пробы центрифугировали при

14500 g, надосадочную жидкость отбирали, замораживали при -18°C и анализировали методом ВЭЖХ. Активность амидазы выражали в мкмоль акриловой кислоты, образуемой за 1 мин клетками в количестве 1 мг (мкмоль/мг/мин).

К 5 г сырых илов р. Данилихи (3.43 г сухого веса) и притока р. Сюзьвы (1.74 г сухого веса), по отдельности ресуспендированным в 30 мл калий-фосфатного буфера ($\text{pH } 7.2 \pm 0.2$), добавили по 1 мл суспензии *A. faecalis* 2 (100 мг сухой биомассы) и *A. guillouiae* 11h (14.3 мг сухой биомассы) и внесли раствор 1 М акриламида до конечной концентрации 100 мМ. Илы инкубировали при 5, 16–20 и 30°C с периодическим перемешиванием, пробы отбирали по 0.5 мл с периодичностью каждый час в течение 5 ч в первые сутки, затем ежедневно до 14 сут, затем еженедельно до 49–63 сут. Трансформацию акриламида останавливали добавлением 25 мкл концентрированной HCl, пробы центрифугировали при 14500 g, надосадочную жидкость отбирали, замораживали при -18°C и анализировали методом ВЭЖХ.

Концентрацию акриламида и акриловой кислоты в среде определяли методом ВЭЖХ (LC-10, “Shimadzu”, Япония) на колонке (250×4.6 мм) Synergi 4u Hydro—RP 80A, используя 25 мМ NaH_2PO_4 и 5% ацетонитрила в качестве подвижной фазы; скорость потока составляла 0.500 мл/мин при 25°C .

Начальную скорость деградации акриламида посредством микробиоты илов или биомассы бактерий определяли по формуле:

$$v = (m_a - m_b)((t_b - t_a)m_c)^{-1}, \quad (1)$$

где m_a , мг — количество акриламида в пробе в момент времени t_a , ч; m_b , мг — количество акриламида в пробе в момент времени t_b , ч; m_c , мг — масса высушенного до постоянного веса ила, г, или биомасса клеток, мг, и скорость v , мг/ч/г или мг/ч/мг.

Статистическую обработку проводили с использованием непараметрического T -критерия Вилкоксона и U -критерия Манна—Уитни с использованием пакета стандартных программ Statistica 10.0 (“StatSoft Inc.”, 2012). Различия считали достоверными при $p < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В модельном эксперименте изучена деградация акриламида сообществом микроорганизмов илов антропогенно загрязненной малой р. Данилихи, протекающей по территории г. Перми, и более экологически чистого притока р. Сюзьвы, на территории Нытвенского района Пермского края. Проводили инокуляцию илов биомассой штаммов *A. faecalis* 2 и *A. guillouiae* 11h, обладающих амидазной активностью, с целью повыше-

ния биodeградационной способности микробиоценоза по отношению к акриlamиду. По данным авторов статьи, амидазная активность *A. faecalis* 2 и *A. guillouiae* 11h по акриlamиду составляла 0.34 и 0.17 мкмоль/мг/мин соответственно. За 50 ч инкубации при 30°C данные штаммы полностью трансформировали 100 мМ акриlamид в акриловую кислоту в составе консорциума речных илов р. Данилихи и притока р. Сюзьвы, тогда как без инокуляции бактериальными штаммами с амидазной активностью полная биodeградация акриламида посредством естественного микробиоценоза ила наблюдалась лишь на 21-е сут (рис. 1, 2). При ферментативной трансформации акриламида происходило накопление акриловой кислоты в среде, которая в дальнейшем утилизовалась в качестве источника питания микробным сообществом. При трансформации акриламида без внесения амидазосодержащих штаммов при 30°C накопление акриловой кислоты было незначительным и не превышало 0.4 и 2 г/л для образцов илов р. Данилихи и притока р. Сюзьвы соответственно, а полная минерализация акриловой кислоты достигалась за 20 и 35 сут соответственно. При инокуляции биомассой бактериальных штаммов акриловая кислота также полностью подвергалась деструкции; следовательно, при 30°C может утилизироваться не только акриlamид, но и продукт его дальнейшей ферментативной трансформации, а внесение биомассы предварительно селекционированных бактерий позволяет значительно сократить время деградации акриламида.

Однако при снижении температуры окружающей среды процесс биотрансформации значительно замедлился. Так, без внесения биомассы амидазосодержащих бактерий деструкция 100 мМ акриламида микробиотой илов при 5°C не была достигнута даже за 2 мес., а при инокуляции илов этими штаммами полная трансформация наблюдалась на 11–12-е сут (рис. 3, 4). При этом акриловая кислота, образующаяся из акриламида, не утилизовалась при внесении биомассы *A. faecalis* 2 и *A. guillouiae* 11h, накапливаясь в среде до концентрации 3 г/л. При 16– 20°C концентрация акриламида в среде в процессе трансформации посредством микробиоты илов без инокуляции за 2 мес. снижалась лишь вдвое. Внесение биомассы штаммов, обладающих амидазной активностью, позволило достичь полной деструкции акриламида на 4-е сут, хотя полной минерализации акриловой кислоты при температуре 16– 20°C не наблюдалось, и кислота накапливалась в среде в концентрации 2 г/л.

Скорости деградации акриламида при разной температуре в первые 2 сут инкубации представлены в табл. 1. Показано, что начальные скорости деградации этого токсичного вещества посредством микробиоты илов антропогенно загрязненной р. Данилихи и более экологически чистого

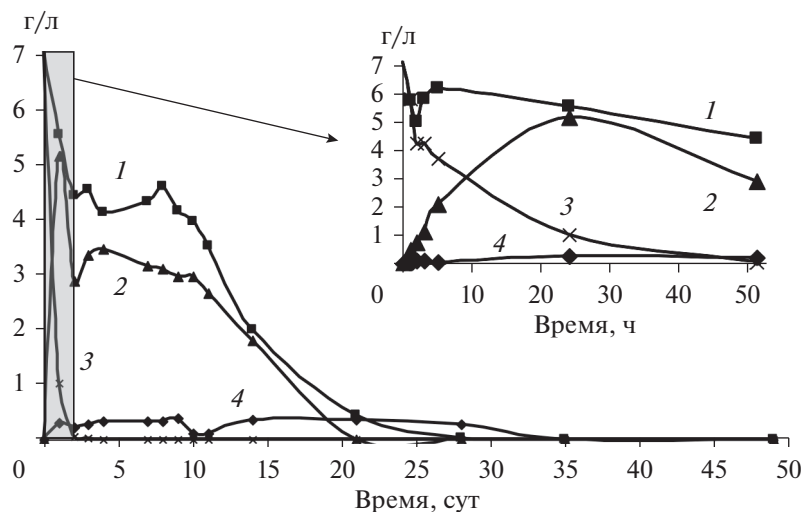


Рис. 1. Биодegradация акриламида посредством микробного сообщества ила притока р. Сюзьвы (1, 4) с инокуляцией *A. faecalis* 2 (2, 3) при 30°C: концентрация акриламида — 1, 3 и акриловой кислоты — 2, 4.

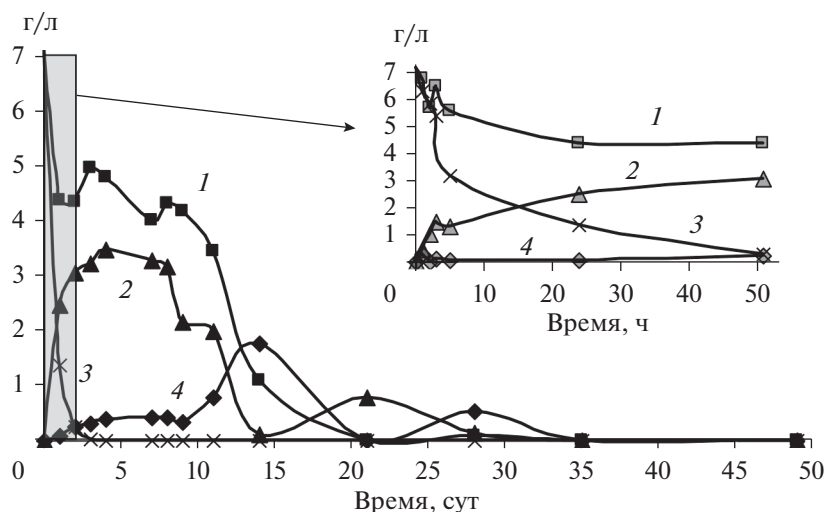


Рис. 2. Биодegradация акриламида посредством микробного сообщества ила р. Данилихи (1, 4) с инокуляцией *A. faecalis* 2 (2, 3) при 30°C: концентрация акриламида — 1, 3 и акриловой кислоты — 2, 4.

притока р. Сюзьвы при температуре 30°C значительно различаются. Микробиоценоз ила р. Данилихи трансформирует акриламид в период первых 1–2 сут со скоростью, превышающей таковую микробиоты ила притока р. Сюзьва в 10 раз. Это может быть связано с большей приспособленностью микробного сообщества к высоким нагрузкам загрязняющих веществ. Так, в среднем и нижнем течении р. Данилихи воды имеют качество класса V (по аммонии, общему железу и содержанию кислорода, устойчивому превышению ПДК по меди и марганцу) и оцениваются как экстремально загрязненные [3]. При понижении температуры не наблюдается значительной разницы начальных скоростей трансформации ак-

риламида микробным сообществом илов загрязненной и чистой реки, так как при температуре 5 и 16–20°C ферментативная деградация акриламида автохтонной микробиотой крайне низка. При вычислении *U*-критерия Манна–Уитни было определено, что различия скоростей деградации акриламида посредством микробиоты илов р. Данилихи и притока р. Сюзьвы недостоверны ($p = 0.724$). При вычислении *T*-критерия Вилкоксона не было обнаружено значимых различий между скоростями деградации акриламида при 5 и 20°C посредством микробиоты илов как с добавлением биомассы амидазосодержащих бактерий, так и без инокуляции ($p = 0.173$), но различия

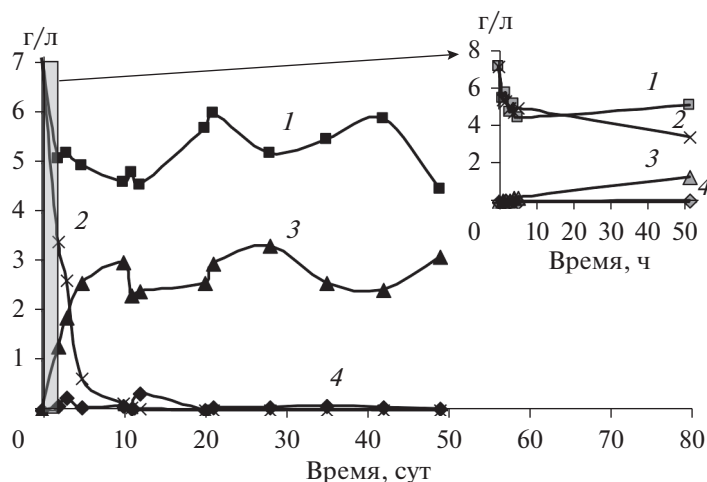


Рис. 3. Биodeградация акриламида посредством микробного сообщества ила притока р. Сюзвы (1, 4) с инокуляцией *A. faecalis* 2 (2, 3) при 5°C: концентрация акриламида – 1, 2 и акриловой кислоты – 3, 4.

скоростей деградации при 30 и 5°C, а также при 30 и 20°C были значимы ($p = 0.028$).

При расчете скорости деградации акриламида, отнесенной к 1 мг биомассы амидазосодержащих штаммов, было показано, что *A. guillouiae* 11h в составе микробиоценоза илов трансформирует это загрязняющее вещество в 10 раз быстрее при всех изученных значениях температуры, хотя изначальная амидазная активность штамма была в 2 раза ниже таковой у *A. faecalis* 2. Это может быть связано с тем, что ацинетобактерии – типичные представители естественных пресных водоемов, и потому данный аллохтонный штамм находился в более благоприятных условиях, чем *A. faecalis* 2.

Выражение (1) для определения скорости деградации акриламида позволило определить ее величину относительно массы сухого ила или биомассы клеток. Полученные значения – константы и зависят от выбора моментов времени t_a и t_b , брать которые одинаковыми для сравнения различных вариантов деградации (табл. 1) не корректно. С целью исключения этого недостатка использовали математическое моделирование, применяемое при исследовании кинетики химических реакций [5], биотехнологических процессов [1] и процессов биodeградации лекарственных средств [2, 6, 9].

В качестве математической модели изменения скорости деградации акриламида использовали кинетическое уравнение первого порядка:

$$v = dx/dt = -kx \quad (2)$$

с параметром скорости процесса k (ч^{-1}) > 0 и начальным условием $x_0 = 100\%$ при $t = 0$. Здесь x – концентрация акриламида в ростовой среде в процентах от начальной; t , ч, – время деградации.

Проинтегрировав выражение (2) с приведенным выше начальным условием, получили выражение для кинетической кривой деградации акриламида:

$$x(t) = x_0 \exp(-kt). \quad (3)$$

На основе выражения (3) с применением метода наименьших квадратов при обработке экспериментальных данных получили параметр k в зависимости от температуры процесса, применяемых микроорганизмов и типа ила (табл. 2).

Как следует из данных табл. 2, наибольшие значения параметра k получены для микробиоты ила из р. Данилихи при внесении биомассы *A. guillouiae* 11h, что соотносится с данными табл. 1. При инокуляции ила притока р. Сюзвы четкой

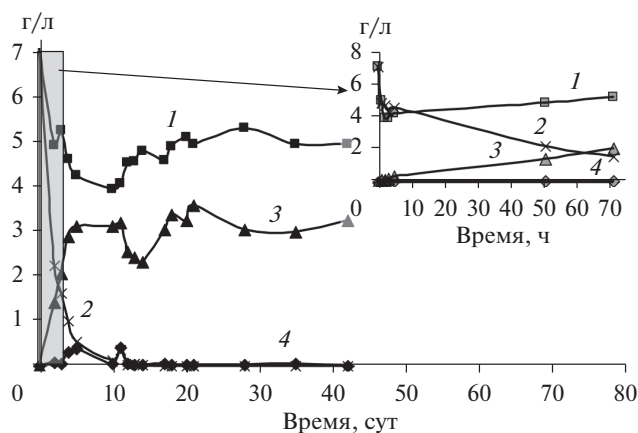


Рис. 4. Биodeградация акриламида посредством микробного сообщества ила притока р. Данилихи (1, 4) с инокуляцией *A. faecalis* 2 (2, 3) при 5°C: концентрация акриламида – 1, 2 и акриловой кислоты – 3, 4.

Таблица 1. Начальная скорость деградации акриламида посредством микробиоты илов при разной температуре

Ил	Скорость деградации акриламида, мг/ч/г сухого ила			Скорость деградации акриламида, мг/ч/мг сухой биомассы внесенных бактериальных клеток		
	5°C	16–20°C	30°C	5°C	16–20°C	30°C
Притока р. Сюзьвы	0	0.018	0.090	—	—	—
Притока р. Сюзьвы + <i>A. faecalis</i> 2	0.833	1.595	2.226	0.015	0.028	0.076
Притока р. Сюзьвы + <i>A. guillouiae</i> 11h	1.295	1.184	2.604	0.158	0.144	0.625
р. Данилихи	0.003	0.010	1.092	—	—	—
р. Данилихи + <i>A. faecalis</i> 2	0.560	0.621	2.286	0.019	0.021	0.078
р. Данилихи + <i>A. guillouiae</i> 11h	0.714	0.839	2.961	0.171	0.201	0.710

Таблица 2. Скорость деградации акриламида посредством микробиоты илов при разной температуре

Температура, °C	Параметр скорости деградации акриламида k , ч ⁻¹					
	ил р. Данилихи	ил р. Данилихи + <i>A. faecalis</i> 2	ил р. Данилихи + <i>A. guillouiae</i> 11h	ил притока р. Сюзьвы	ил притока р. Сюзьвы + <i>A. faecalis</i> 2	ил притока р. Сюзьвы + <i>A. guillouiae</i> 11h
5	—	0.0142	0.0204	—	0.0157	0.0254
16–20	—	0.0260	0.0487	—	0.0329	0.0258
30	—	0.1103	0.1491	—	0.1390	0.1009

зависимости скорости деградации акриламида от вида вносимых бактерий не прослеживается. На рис. 5а, 5б приведены соответствующие кинетические кривые изменения концентрации акриламида при разной температуре деградации.

Наблюдается сильная зависимость деградации от температуры. Для микробиоты ила р. Данилихи с внесением *A. guillouiae* 11h при изменении температуры от 5 до 30°C параметр k скорости деградации акриламида увеличивается в 7.5 раза, для ила притока р. Сюзьвы с *A. faecalis* 2 — в 8.9 раза. Величины прироста скоростей количественно отличаются от данных табл. 1, однако качественно соответствуют им и объективно отражают переменную скорость процесса деградации: $v = dx/dt$ — в кинетическом уравнении (2).

Данные табл. 2 аппроксимировали на рассмотренном диапазоне температуры экспоненциальной, согласно известному закону Аррениуса, и квадратичной функциями, что позволило получить достаточно близкие кривые. В результате получили зависимости $k(T)$ — скорости деградации акриламида от температуры, которые для вариантов с большей интенсивностью деградации имеют вид:

для микробиоты ила из р. Данилихи при внесении биомассы *A. guillouiae* 11h:

$$k(T) = 0.0136 \exp(0.0796T), \quad (4)$$

$$k(T) = 0.0250 - 0.0019T + 0.0002T^2 \text{ (ч}^{-1}\text{)},$$

для микробиоты ила из притока р. Сюзьвы при внесении биомассы *A. faecalis* 2:

$$k(T) = 0.0094 \exp(0.0896T), \quad (5)$$

$$k(T) = 0.0208 - 0.0021T + 0.0002T^2 \text{ (ч}^{-1}\text{)},$$

где $T \in (5; 30)^\circ\text{C}$.

ВЫВОДЫ

Показано, что полная минерализация 100 мМ раствора акриламида микробным сообществом илов как загрязненной, так и чистой реки наблюдается только при температуре 30°C. При снижении температуры до 16–20°C за 2 мес. концентрация акриламида при деградации посредством автохтонного микробиоценоза ила без инокуляции снижается лишь вдвое, а при внесении амидазосодержащих штаммов наблюдается накопление акриловой кислоты как продукта ферментативной трансформации. При 5°C без инокуляции биомассой амидазосодержащих штаммов микробиоценоза илов акриламид не трансформируется. В естественных условиях умеренных широт температура воздуха $\geq 30^\circ\text{C}$ может наблюдаться лишь непродолжительное время, а в водных средах температура 30°C даже при высокой температуре воздуха обычно не достигается. Встречающиеся све-

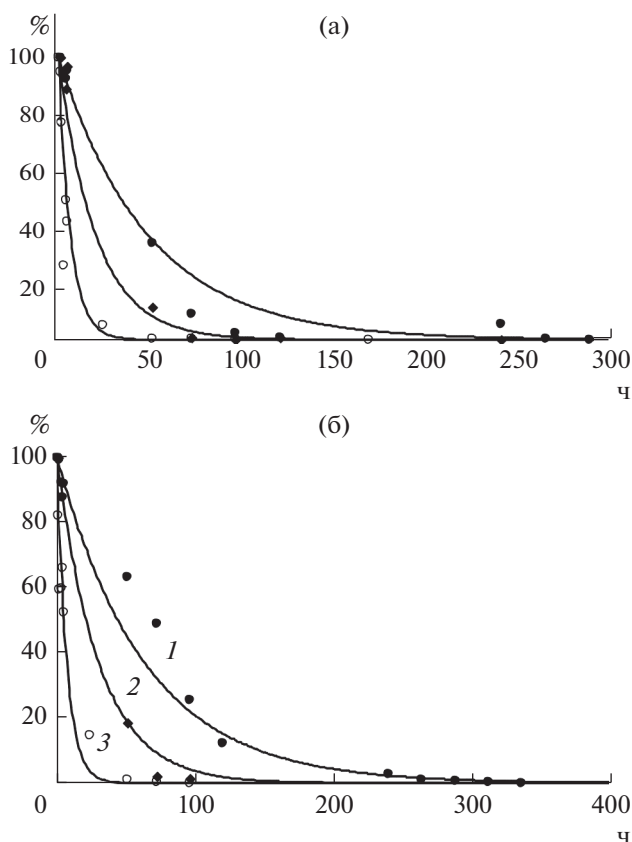


Рис. 5. Кинетические кривые деградации акриламида посредством микробного сообщества ила р. Данилихи при внесении биомассы *A. guillouiae* 11h (а); притока р. Сюзвы при внесении биомассы *A. faecalis* 2 (б) при температуре: 5 (1); 16–20 (2); 30°C (3); точками обозначены экспериментальные данные.

дения о том, что акриламид подвергается частичной биodeградации в воде за 8–12 сут, а в почвах в зависимости от их типа — до 80–94% за 6–14 сут [12], — без уточнения диапазона температуры процесса следует принимать критически, так как скорость микробной деградации зависит от температуры окружающей среды. Показано, что при низкой температуре (5°C) утилизация 100 мМ (7 г/л) акриламида может проходить только при инокуляции биомассой микроорганизмов, которые предварительно подвергнуты селекции для увеличения амидазной активности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бирюков В.В. Основы промышленной биотехнологии. М.: КолосС, 2004. 296 с. https://www.stud-med.ru/biryukov-vv-osnovy-promyshlennoy-biotekhnologii_cc98439a9b4.html
2. Вихарева Е.В., Селянинов А.А., Данилов Ю.Л., Рудикова И.П., Нечехина Т.А., Ившина И.Б., Няшин Ю.И. Математическая модель процесса биodeструкции

парацетамола как открытой системы // Рос. журн. биомеханики. 2008. Т. 12. № 2. С. 41–54.

3. Двинских С.А., Китаев А.Б. Экологическое состояние малых рек города Перми // Географ. вестн. 2011. Т. 2(17). С. 32–43.
4. Демаков В.А., Васильев Д.М., Максимова Ю.Г., Павлова Ю.А., Овечкина Г.В., Максимов А.Ю. Бактерии активного ила биологических очистных сооружений, трансформирующие цианопиридины и амиды пиридинкарбоновых кислот // Микробиология. 2015. Т. 84. № 3. С. 369–378.
5. Денисов Е.Т. Кинетика гомогенных химических реакций. М.: Высш. шк., 1988. 390 с.
6. Карпенко Ю.Н., Селянинов А.А., Мухутдинова А.Н., Рычкова М.И., Баранова А.А., Вихарева Е.В., Ившина И.Б. Хроматографическое определение д्रो-таверина гидрохлорида и кинетическое моделирование процесса его биodeструкции в культуральной жидкости *R. rhodochrous* // Журн. аналит. химии. 2014. Т. 69. № 7. С. 750–755.
7. Куренков В.Ф., Hartan Н.-Г., Лобанов Ф.И. Применение полиакриламидных флокулянтов для водоочистки // Химия и компьютерное моделирование. Бутлеровские сообщения. 2002. № 11. С. 31–40.
8. Минибаев В.В. Исследование и разработка промывочных жидкостей на основе акриловых реагентов многофункционального назначения. Дис. ... канд. техн. наук. М.: НЦ НВМТ РАН, 2010.
9. Селянинов А.А., Вихарева Е.В. Кинетика биodeструкции лекарственных средств — производных фенола, изохинолина и карбоновых кислот // Рос. журн. биомеханики. 2010. Т. 14. № 3. С. 79–91.
10. Смагин А.В. Теория и практика конструирования почв. М.: Изд-во Московского ун-та, 2012. 544 с.
11. Buranasilp K., Charoenpanich J. Biodegradation of acrylamide by *Enterobacter aerogenes* isolated from wastewater in Thailand // J. Environ. Sci. 2011. V. 23. № 3. P. 396–403.
12. Charoenpanich J. Removal of Acrylamide by Microorganisms // Applied Bioremediation — Active and Passive Approaches. Croatia: InTech Open Sci. Online Publ., 2013. P. 101–121.
13. Cycoń M., Mroziak A., Piotrowska-Seget Z. Bioaugmentation as a strategy for the remediation of pesticide-polluted soil: A review // Chemosph. 2017. V. 172. P. 52–71.
14. European Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption // Off. J. Eur. Commun. 1998. L330:32.
15. Festa S., Coppotelli B.M., Morelli I.S. Comparative bioaugmentation with a consortium and a single strain in a phenanthrene-contaminated soil: Impact on the bacterial community and biodegradation // Applied Soil Ecol. 2016. V. 98. P. 8–19.
16. Jebasingh S.E.J., Lakshmikandan M., Rajesh R.P., Raja P. Biodegradation of acrylamide and purification of acrylamidase from newly isolated bacterium *Moraxella osloensis* MSU11 // Int. Biodeterior. Biodegrad. 2013. V. 85. P. 120–125.
17. Lakshmikandan M., Sivaraman K., Raja S.E., Vasanthakumar P., Rajesh R.P., Sowparthani K., Jebasingh S.E.J. Biodegradation of acrylamide by acrylamidase from *Stenotrophomonas acidaminiphila* MSU12

- and analysis of degradation products by MALDI-TOF and HPLC // Int. Biodeterior. Biodegrad. 2014. V. 94. P. 214–221.
18. *Sharma M., Sharma N.N., Bhalla T.C.* Amidases: versatile enzymes in nature // Rev. Environ. Sci. Bio/Technol. 2009. V. 8. P. 343–366.
19. *Shen S.-M., Wan T.-J., Hwang H.-Y.* Enhancement of degradation of acrylamide coupled with salad oil by *Pseudomonas aeruginosa* DS-4 using incubation periods // Biocatal. Agric. Biotechnol. 2012. V. 1. № 2. P. 110–114.
20. *Tepe Y.* Acrylamide in Surface and Drinking Water // Acrylamide in Food Analysis, Content and Potential Health Effects. Ankara: Elsevier Inc, 2016. P. 275–293.
21. *Wampler D.A., Ensign S.A.* Photoheterotrophic metabolism of acrylamide by a newly isolated strain of *Rhodopseudomonas palustris* // Appl. Environ. Microbiol. 2005. V. 71. № 10. P. 5850–5857.