

УДК 579.695;628.381.1

## СОСТАВ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА НА РАЗНЫХ СТАДИЯХ КОМПСТИРОВАНИЯ, ПЕРСПЕКТИВА ПОЛУЧЕНИЯ КОМПОСТА ИЗ МУНИЦИПАЛЬНЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ ОТХОДОВ (ОБЗОР)

© 2019 г. А. Н. Ножевникова<sup>1</sup>, \*, В. В. Миронов<sup>1</sup>, Е. А. Бочкова<sup>1</sup>,  
Ю. В. Литти<sup>1</sup>, Ю. И. Русскова<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Институт микробиологии им. С.Н. Виноградского, Федеральный исследовательский центр  
“Фундаментальные основы биотехнологии Российской академии наук”, Москва, 119071, Россия

\*e-mail: nozhevni@mail.ru

Поступила в редакцию 01.11.2018 г.

После доработки 03.12.2018 г.

Принята к публикации 18.12.2018 г.

В работе обобщены современные представления о меняющемся составе микробного сообщества компоста в соответствии с температурными стадиями процесса и исследована роль ассоциаций микроорганизмов в биодegradации и детоксикации компонентов органических отходов. Уделено внимание процессу создания в компостной массе баланса между активными аэробными и анаэробными микроорганизмами, что позволяет сохранять азот в готовом компосте и снижать затраты на аэрацию. Показано, что добавка природных минералов, в частности цеолита, положительно влияет на процесс компостирования и улучшает качество компоста, обеспечивает содержание в компосте кремния в биодоступной форме, препятствует выбросам аммиака и снижает концентрацию тяжелых металлов. Особое внимание уделено перспективе компостирования уплотненных сырых и анаэробно обработанных осадков сточных вод с добавлением органической фракции твердых коммунальных отходов и лигноцеллюлозных отходов.

**Ключевые слова:** компостирование, микробное сообщество, аэробно-анаэробный процесс, органическая фракция, твердые муниципальные коммунальные отходы, лигноцеллюлозные отходы, природный цеолит

DOI: 10.1134/S0555109919030103

Компостирование — экзотермический процесс биологического окисления, в котором органический субстрат подвергается биодegradации смешанной популяцией микроорганизмов, включающий бактерии, археи и грибы. При этом происходит повышение температуры в компостируемом материале до 50–60°C и выше, при относительно низкой влажности: около 60% в начале процесса и 40–50% в конце созревания компоста. В настоящее время компостирование признано экологичным, экономически выгодным способом переработки органических отходов, особенно сельскохозяйственных, и соответствует концепции разумного потребления и устойчивого развития (“Sustainable Development”). В Японии и некоторых других странах сжигание биоразлагаемых отходов запрещено, и компостирование является широко распространенным экологичным способом их утилизации, не представляющим угрозу здоровью человека и окружающей среде, поскольку при компостировании не вырабатываются вредные газообразные продукты (NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>)

[1, 2]. Полученный в результате переработки отходов компост насыщен гумусовыми кислотами и служит удобрением с высокой агрономической ценностью. Сырьем (субстратом) для получения компоста, традиционного удобрения в России и других странах с умеренным климатом, служат отходы животноводства, птицеводства и растениеводства, включая лигноцеллюлозные. Несмотря на то, что процесс компостирования считается достаточно хорошо изученным, его микробиология исследована недостаточно. В процессе компостирования принимают участие множество микроорганизмов: идентифицировано более 2000 известных видов бактерий, не менее 100 видов грибов [3, 4], также в компосте присутствуют археи. Молекулярно-биологическими методами показано, что большинство бактерий, архей и микроскопических грибов в микробном сообществе компоста представлено некультивируемыми видами (не выделены в чистые культуры). Значительное влияние на интенсивность процесса компостирования и скорость окисления органических

веществ оказывают температура, влажность компостируемой массы, пористость (мультидисперсность) субстрата, обеспечивающая аэрацию, а также присутствие азота в доступной форме.

Муниципальные коммунальные органические отходы, поддающиеся биodeградации, состоят из пищевых отходов (до 40%), картонных и бумажных упаковочных материалов, древесных остатков санитарной обрезки насаждений, опада, осадков сточных вод (ОСВ) и являются нетрадиционным сырьем для получения компоста. ОСВ состоят из смеси осадка первичного отстойника до поступления сточной воды на очистку и вторичного осадка — избыточного активного ила аэротенков из вторичных отстойников, и характеризуются высоким содержанием биodeградебельных органических веществ. На крупных современных станциях очистки сточных вод проводится стабилизация ОСВ — анаэробная обработка в метантенках при температуре 52–53°C, при этом уничтожаются патогены, а легко разлагаемая органика сбраживается с образованием метана и углекислоты. Сброженная масса уплотняется на пресс-фильтрах или центрифугах и размещается на полигонах твердых коммунальных отходов (ТКО) [5], а также частично используется в качестве субстрата для озеленения в городах и лесопосадках. Перспективным методом для получения полноценного высококачественного удобрения является компостирование уплотненных обработанных осадков сточных вод.

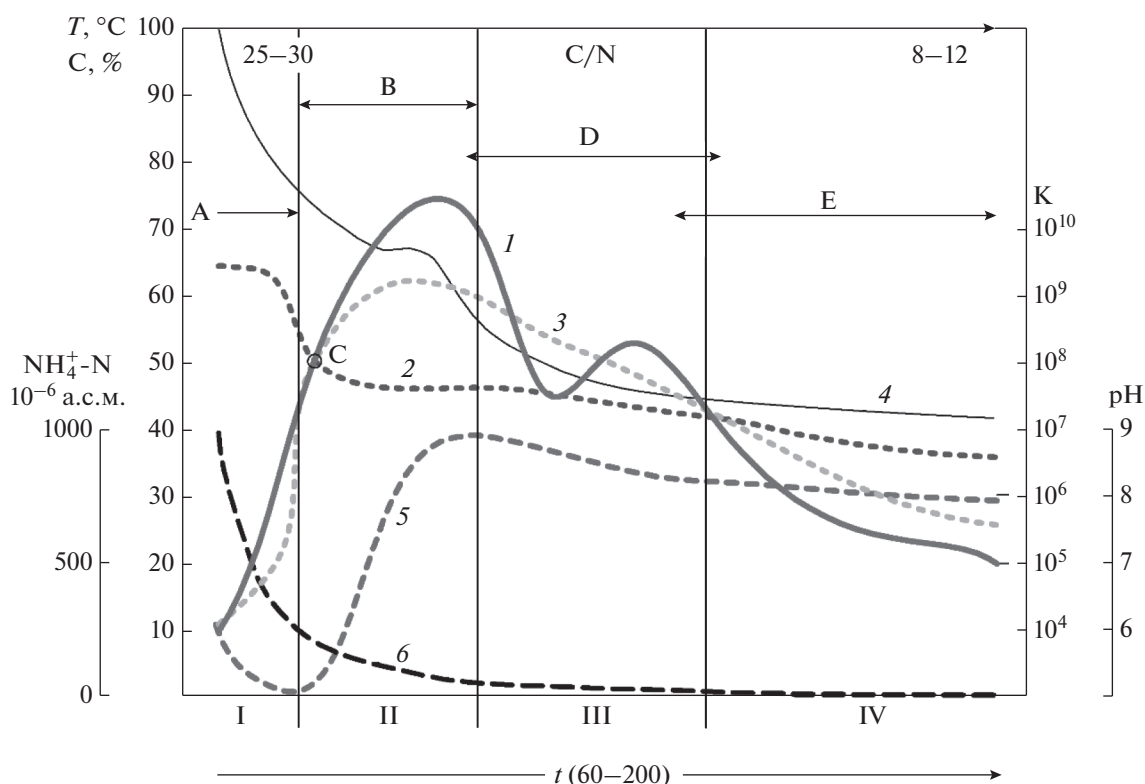
Цель обзора — обобщение информации о составе микробного сообщества компоста, температурном режиме компостирования традиционных сельскохозяйственных органических отходов, а также анализ возможности применения процесса компостирования для переработки свежих и анаэробно стабилизированных уплотненных осадков муниципальных сточных вод, органической фракции ТКО, с добавлением лигноцеллюлозных отходов и природных цеолитов.

**Температурная динамика и состав микроорганизмов на разных этапах компостирования.** Температурный режим устанавливается в результате саморазогрева за счет деятельности микроорганизмов и является индикатором развития процесса компостирования. Условно принято разделять процесс на четыре температурные стадии (рис. 1): мезофильная (до 40°C), термофильная (до 60°C), остывание (до 40°C) и созревание (до разницы не более 10°C между средней температурой массы и температурой окружающей среды) [6, 7]. Считается, что при повышении температуры в пределах от 10 до 50°C на каждые 10°C микробные процессы ускоряются в 2–3 раза. Показано, что за счет активного разложения органического вещества смеси свиного навоза с опилками в течение термофильной стадии компостирования температу-

ра поднимается до 70°C и выше [8]. Сообщается о высокотемпературном (до 110°C) компостировании, при котором быстро разлагаются осадки сточных вод и отходы животноводства, включая кости животных [1]. Из высокотемпературного компоста (95–110°C) выделены два новых термофильных микроорганизма YMO81 (T) и YMO722 (T) [9]. Штаммы строго аэробные, классифицированы как экстремальные термофилы, способные расти при температурах выше 80°C, оптимальная температура роста 72°C или выше. Филогенетический анализ подтвердил предположение о том, что изоляты являются членами нового рода семейства Bacillaceae, порядка Bacillales, класса Bacilli, Phylum Firmicutes. Следует отметить, что при сильном саморазогреве компоста до 65–85°C обычно наблюдается снижение скорости биodeградации органического субстрата, поскольку такие температуры выше оптимальных для умеренно термофильных микроорганизмов, простейших и беспозвоночных обитателей компоста.

Процесс компостирования в изменяющихся температурных условиях осуществляется при участии разнообразных микроорганизмов, в основном представителей четырех бактериальных фил: Firmicutes, Proteobacteria, Bacteroidetes и Actinobacteria, которые составляют 85% всех идентифицированных и классифицированных микроорганизмов в исследованных образцах компостов [10].

Первую мезофильную стадию компостирования осуществляют мезофильные бактерии и грибы, которые при повышении температуры замещаются термофилами. Представители обширного семейства *Enterobacteriales* (*Proteobacteria*) являются факультативными анаэробами, обитают в почве и в желудочно-кишечном тракте людей и животных и активны на ранних стадиях компостирования. Умеренно термофильные бактерии семейства *Lactobacillales* (*Firmicutes*) активны в начале процесса разогрева компоста и после повторного рыхления компостного материала в начале стадии остывания. В термофильной стадии компостирования (45–60°C) различные бациллы семейства *Bacillus* (*Firmicutes*) могут составлять более 80% от общего числа бактерий, и наиболее часто обнаруживаются *Bacillus subtilis*, *B. licheniformis* и *B. circulans*. Представители рода *Thermus* растут при температуре 65–82°C и участвуют в разложении различных макромолекул [11]. В стабилизированных слоях компоста наиболее многочисленны представители бактериальных родов *Thermobifida*, *Bacillus* и микроскопических грибов родов *Thermomyces* и *Aspergillus* [12]. На третьей стадии снижения температуры и на стадии созревания компоста становятся активными актиномицеты (*Actinomycetales*) и бактерии, относящиеся к родам семейств *Enterobacteriales* и *Pseudomonadales*, которые способствуют более полной деградации остаточного органического сырья [10].



**Рис. 1.** Различные стадии компостирования как функция времени, вида биоты, температуры и химических характеристик субстрата (на основе [6, 7]): 1 — температура; 2 — мезофилы; 3 — термофилы; 4 — баланс углерода; 5 — pH; 6 —  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ; А — использование лабильных субстратов; В — минерализация клеточных стенок,  $\text{NH}_4^+$  минерализация; С — смена мезофилов на термофилов; D — образование гуминовых веществ; E — появление почвенной фауны; ось К — количество клеток на 1 г субстрата; C, % — содержание углерода к исходному; t — время компостирования, сут; I — мезофильная стадия; II — термофильная стадия; III — стадия остывания; IV — стадия созревания.

Важную роль в процессе компостирования играют микроскопические грибы (микромикеты), на активность и рост которых сильное влияние оказывает температура. Многие микромикеты инактивируются при повышении температуры до  $55^\circ\text{C}$ , а при понижении температуры они вновь распространяются из более холодных зон по всему объему компостируемой массы. Ряд термофильных микромикетов *Ascomycota* наряду с термофильными актинобактериями принимают участие в разложении лигнина, и они активны на второй стадии процесса компостирования, в температурном интервале  $40\text{--}50^\circ\text{C}$  [11]. Показано, что количество микроскопических грибов в компосте уменьшается при повышении температуры, а при  $64^\circ\text{C}$  они практически не обнаруживаются. *Thermomyces lanuginosus* при высокой температуре способен выделять экзоферменты гемицеллюлазы, лигниназы и целлюлазы в большом количестве и играет ведущую роль в разложении геми- и лигноцеллюлозы [13]. Кроме температуры, лимитирующим фактором роста для грибов является концентрация питательных веществ и доступного азота. Наиболее важной группой для процессов

компостирования считаются нитевидные грибы из-за их физиологических возможностей и гифального способа роста [14]. Многие нитевидные грибы разлагают макромолекулярные субстраты, особенно углеводы. Нитевидные грибы родов *Mucor*, *Rhizopus* и *Aspergillus* продуцируют амилазы, а производителями целлюлазы являются *Trichoderma reesi*, *Trichoderma lignorum*, *Chaetomium cellulolyticum* и аскомицеты белой гнили. Гифальный способ роста обеспечивает нитчатым грибам главное преимущество над одноклеточными микроорганизмами при колонизации твердых субстратов и использовании доступных питательных веществ.

Лигнин наиболее устойчив к действию ферментов, и разлагать его способна только небольшая группа высших грибов.

В компостируемой массе встречаются микроскопические эукариоты-простейшие, а также вирусы. Многие ультрамикроскопические облигатные паразиты вызывают заболевания растений, животных и человека. Если зараженный материал подвергается компостированию, количество патогенных вирусов в нем резко снижается на термофильной стадии компостирования.

**Деградация трудно разлагаемых субстратов компостируемого сырья.** В процессе разложения полимеров из растительных остатков выделяются вещества-предшественники компонентов гумуса [15]. В основном за деградацию лигноцеллюлозной биомассы при компостировании ответственны бактерии с низким содержанием пар Г + Ц, в частности, относящиеся к *Bacillales*, *Clostridiales*, *Actinomycetales* и *Thermoanaerobacterales* [10, 16]. Согласно результатам метапротеомного анализа бактериальное сообщество осуществляет деградацию целлюлозы, причем 44% целлюлаз образуется бактериями рода *Thermobifida* [12]. В разложении лигниноцеллюлозы принимают участие умеренно термофильные актинобактерии *Thermoactinomyces vulgaris*, *Actinobifida chromogena*, *Micromonospora carbonacea*, а также *Streptomyces thermovulgaris*, *S. lincolnensis*, *S. variegatus*, *S. lusitanus* и др. [4]. Следует отметить, что большинство актинобактерий-лигнолитиков способны лишь солиubilизировать (разжижать) и модифицировать структуру молекулы лигнина, а их возможности к минерализации лигнина ограничены, в отличие от плесневых грибов белой гнили [11, 17]. При компостировании актинобактерии растут медленнее, чем большинство бактерий и микромицетов и на ранних стадиях компостирования не составляют им конкуренции, когда их численность ниже численности бактерий, однако, в термофильной стадии актинобактерии играют значительную роль [18]. Следует отметить способность многих актинобактерий к синтезу антибиотиков, за счет чего в почве уничтожаются их антагонисты — многие виды микробных патогенов растений, что важно для их защиты. Известно также, что некоторые актиномицеты синтезируют вещества-индукторы роста растений, стимулирующие их созревание [4].

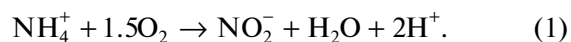
При буртовом методе компостирования отмечено, что ферментативная активность микроорганизмов в компостируемой массе по высоте бурта неравномерна: амилазная активность (разложение углеводов) наблюдается преимущественно в нижней четверти бурта, а активность коллагеназы (разложение белков) преобладает в его верхней половине [1].

**Микроорганизмы цикла азота.** Азотфиксаторы (или диазотрофы) развиваются в компосте и играют важнейшую роль в обеспечении почвенного плодородия за счет способности фиксировать молекулярный азот атмосферы благодаря наличию ферментного комплекса нитрогеназы. Из компостной массы были выделены диазотрофы — представители бактериальных родов: *Azotobacter*, *Klebsiella*, *Pseudomonas*, *Xanthomonas*, *Alcaligenes*, *Stenotrophomonas*, *Caulobacter*, *Achromobacter*, *Clostridium*, участвующие в процессах разложения органических веществ компоста [19, 20]. Способность к азотфиксации также обнаружена у неко-

торых архей, присутствующих в компосте [4]. Именно за счет азотификации происходит поступление из атмосферы азота — ключевого элемента питания растений, обычно находящегося в почве в дефиците [21].

Нитрификаторы представляют группу микроорганизмов цикла азота, обеспечивающих растения доступными окисленными азотными соединениями и активны во время стадии созревания компоста [22]. В процессе компостирования популяция *Nitrosospira* наблюдалась в начале процесса компостирования, далее на термофильной стадии превалировали бактерии *Nitrosomonas europaea*, а затем во время стадии охлаждения была вновь восстановлена популяция *Nitrosospira* [23, 24]. Соматтох-бактерия *Nitrospira inopinata* (бинарная культура, содержащая представителя рода *Nitrospira* и бактерию-спутник), осуществляющая аэробное двухстадийное окисление аммония в нитрит в компостируемом органическом субстрате (содержит гены аммиак-монооксигеназы, гидроксилламин-оксидоредуктазы и нитрит-оксидоредуктазы), проявляет оптимальную активность при 37°C [25].

Первую фазу — окисление солей аммония до солей азотистой кислоты (нитритов) — осуществляют аммоний-окисляющие бактерии (АОБ) родов *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* и др.



Вторую фазу — окисление нитритов до нитратов — осуществляют нитритокисляющие бактерии, относящиеся к родам *Nitrobacter*, *Nitrococcus* и др.



Аммоний-окисляющие бактерии (АОБ) и археи (АОА) активны в компосте при концентрациях кислорода в диапазоне 1–10 об. %, но существует разница в занимаемых нишах АОА и АОБ. Молекулярно-биологическими методами было подтверждено, что архейный ген *amoA* присутствовал на протяжении всего процесса компостирования, в то время как бактериальный ген *amoA* не определялся на термофильной стадии и стадии остывания, что указывает на наличие активных архей с толерантностью к относительно высокой температуре [26, 27]. АОА потенциально могут иметь большое экофизиологическое разнообразие и, следовательно, археи могут получить конкурентное преимущество в условиях высокого температурного стресса и низкого содержания кислорода во время термофильной стадии компостирования. Кроме того, геномный анализ показывает, что АОА могут функционировать как миксотрофы, используя углекислый газ и органические материалы в качестве источников углерода. АОА имеют более высокий температурный оптимум, и их вклад в нитрификацию при компостиро-

вании увеличивается с повышением температуры, а такие факторы, как концентрация кислорода, pH и температура могут повлиять на распределение АОА и их активность [28]. Кроме того, мелкие клетки архей, небольшой геном и олиготрофный образ жизни, могут способствовать высокому содержанию АОА в почве, где источники энергии более ограничены [29].

Недавние исследования показали, что нитрификация происходит не только в конце процесса компостирования, когда проникновение кислорода в массу увеличивается, а температура снижается, но и на термофильной стадии, где активны АОА при пониженном уровне pH и относительно олиготрофных условиях. В дальнейших исследованиях необходимо оценить активность окисления аммония при изменении параметров процесса и определить вклад АОА в процесс нитрификации при компостировании в термофильном режиме (45–60°C) и при повышении температуры до 65°C и выше.

**Микроорганизмы цикла фосфора.** В компосте, как и в почве, весьма многочисленны микроорганизмы, участвующие в деструкции органического вещества, которые параллельно вносят вклад и в высвобождение (растворение) фосфатов. В определенных условиях они могут составлять до 50% общей микробной популяции [4]. Помимо бактерий, среди фосфат-сольбилизирующих микроорганизмов обнаружены микромицеты, однако считается, что их вклад в обеспечение почвы и компоста доступным фосфором гораздо ниже, чем у бактерий [30]. Сольбилизация фосфатов бактериями основана на снижении pH среды за счет способности микроорганизмов выделять органические кислоты в процессе своей жизнедеятельности. В свою очередь, кислоты взаимодействуют с нерастворимыми в воде минералами, апатитами, фосфатами кальция и т.п., переводя фосфаты в доступную форму для ассимилирования растениями и микроорганизмами [4]. У микроскопических грибов превращение фосфора происходит по принципиально другому механизму. Некоторые виды рода *Penicillium* имеют кислотные и щелочные фосфатазы, гидролизующие нерастворимые в воде фосфаты. Большинство микромицетов продуцируют фитазы — особые ферменты, относящиеся к фосфатазам, которые осуществляют высвобождение фосфат-иона из органических фосфат-содержащих соединений. В результате гидролиза фитиновой кислоты образуются низшие кислоты, содержащие менее шести остатков фосфорной кислоты, которые являются основной формой запасаания фосфора в организме растений [30].

**Образование гумусовых кислот в процессе компостирования.** Гумус — наиболее ценный компонент, образующийся в процессе компостирования и содержащий полезные вещества для питания выс-

ших растений. Гумификация представляет собой ряд последовательных стадий химического и биологического превращения органических веществ-предшественников в полимеры-компоненты гумуса. В этом процессе принимают участие бактерии родов *Bacillus*, *Lactobacillus* и грибы родов *Chaetomium*, *Trichoderma*, *Candida* [31–33]. Считается, что формирование полиароматических компонентов гумуса происходит за счет активности микробных ферментов фенолоксидаз, лакказ, пероксидаз. В процессах гумификации при компостировании лакказоподобные ферменты играют важнейшую роль в реакциях спонтанной полимеризации при формировании полифенолов [15, 34]. Образование гумуса, происходящее также в почвах, при компостировании идет значительно быстрее, главным образом, за счет активности микроорганизмов в термофильной стадии [31, 35]. При компостировании различных типов отходов образуется разное количество ценных гумусовых кислот. Наиболее богаты гумусовыми веществами компосты на основе отходов ферм, птицефабрик и пищевых производств [36]. Образование гумуса можно ускорить добавлением биопрепаратов, содержащих микроорганизмы-гумификаторы, а также комбинированием отходов различного происхождения [32].

**Факторы, ускоряющие компостирование и повышающие качество компоста.** Помимо температуры, влажности компостируемой массы, рыхлости субстрата, необходимой для эффективной аэрации и присутствия азота в доступной форме чрезвычайно важным для эффективного компостирования является отношение углерода к азоту (C/N) [2]. Оптимальное для развития микроорганизмов соотношение C/N должно находиться в интервале от 26 до 35, а для ТКО 30–35, при более высокой концентрации азота активны микроорганизмы, образующие азот в виде молекулярного азота (N<sub>2</sub>) [37]. В компостах такие источники азота как белки, аминокислоты, азотистые основания лимитированы и компостная смесь активизируется внесением мочевины, солей аммония. Именно поэтому обеззараживание ОСВ введением хлористого аммония и безводного аммиака является позитивным приемом.

Перспективным направлением повышения ценности компоста является добавление к исходной смеси природных минералов, обладающих сорбирующими свойствами. Природный цеолит представляет собой большую группу микропористых, гидратированных алюмосиликатных минералов, которые обладают способностью уменьшать выбросы и соленость различных газов и увеличивают биодоступность минеральных питательных веществ во время компостирования [38]. В ряде работ показано, что добавление минеральных наполнителей, таких как модифицированный аттапульгит [39] и клиноптилолит [40, 41], позволяет за счет

удержания аммоний-катиона и аммиака повысить содержание аммонийного азота в компосте из отходов свиноводства и птицеводства. Имеются данные, что природный цеолит, добавленный в исходную компостную смесь, поглощает значительное количество тяжелых металлов, что обеспечивает улучшение характеристик компоста [42]. Введение цеолита обеспечивает присутствие в компосте кремния (Si) в биодоступной форме, однако, цеолит может также адсорбировать значимую для компостирования и полезную для почвенных процессов микробиоту, а из-за недоступности аммония снижать активность процесса нитрификации. Таким образом, необходимо более тщательно исследовать влияние цеолита на всех стадиях процесса и определить наиболее рациональные варианты его использования. Необходимо также контролировать образование  $\text{NH}_3$  и  $\text{N}_2\text{O}$ , которое связано со скоростью окисления аммиака и структурой сообщества АОБ и АОО.

**Аэрация и анаэробные условия.** Процесс компостирования преимущественно аэробный. Поэтому режим и интенсивность аэрации чрезвычайно важны. Однако в компостируемой массе формируются микроаэрофильные и анаэробные микронизы внутри очень мелких частиц, в которых из-за ограниченного поступления кислорода развиваются анаэробные микроорганизмы. Доля анаэробов в общем числе микроорганизмов, участвующих в компостировании, в значительной степени зависит от состава исходного сырья, режимов его предварительной обработки, влажности и режима аэрации при компостировании. По некоторым сведениям, анаэробы составляют всего от 1 до 10% микроорганизмов, при этом скорость синтеза и эффективность экзoferментов, синтезируемых анаэробами, могут быть даже выше, чем у аэробных микроорганизмов [43]. Экспериментальные данные подтверждают наличие строго анаэробной ферментации органических веществ в компосте представителями рода *Clostridium* [44]. Анаэробные микроорганизмы в отличие от аэробных выделяют в 10 раз меньше тепла при разложении одного и того же количества органического вещества. Дегградация органического вещества в анаэробных условиях включает 4 стадии: гидролитическую — расщепление сложных биополимерных молекул на более простые олиго- и мономеры, ферментативное расщепление мономеров до ЛЖК, спиртов,  $\text{CO}_2$  и  $\text{H}_2$ , ацетогенную — образование непосредственных предшественников метана: ацетата, водорода и углекислоты, и собственную метаногенную — образование метана ( $\text{CH}_4$ ). Стадия образования метана требует наличия строго анаэробных условий и создания очень низкого окислительно-восстановительного потенциала (ОВП), от  $-200$  до  $-300$  мВ и ниже. Однако образование метана при компостировании

крайне нежелательно, так как метан является горючим газом и его воспламенение может вызвать возгорание. При периодическом ворошении или продувке воздухом компостных буртов достижение такого низкого ОВП не происходит, и анаэробное разложение органических веществ останавливается на стадии образования ЛЖК, снижающих рН среды,  $\text{CO}_2$  и  $\text{H}_2$ . Создание более благоприятных условий для жизнедеятельности анаэробных микроорганизмов может положительно повлиять на снижение рН компостируемой массы, сохранение в ней аммонийного азота, соответственно увеличение вклада анаэробных процессов, не требующих подачи кислорода, может представлять собой один из действенных способов снижения затрат на аэрацию компоста и повышение энергетической эффективности процесса компостирования в целом. Однако необходимо выбирать оптимальный режим аэрации компоста, который должен строго соблюдаться. Кроме того, создание в компостной массе баланса между активными аэробными и анаэробными микроорганизмами с помощью различных микробиологических и технических приемов является одним из действенных способов сохранения азота в готовом компосте без существенного снижения скорости компостирования, а значит, повышения агрономической ценности биоудобрения из отходов и общей энергоэффективности процесса компостирования.

Таким образом, процесс компостирования, несмотря на использование принудительной или естественной аэрации, является аэробно-анаэробным процессом, поскольку даже в условиях активной аэрации, образуются анаэробные микрзоны, в которых обитают анаэробные бактерии, продукты жизнедеятельности которых могут служить субстратами для аэробных бактерий и наоборот. Эти процессы недостаточно исследованы. Присутствие в компосте аэробных и анаэробных микроорганизмов обеспечивает стабильность компостирования при изменении условий среды. Изучение разложения органических веществ при чередовании режимов анаэробного сбраживания и активного окисления может позволить интенсифицировать компостирование и улучшить качество получаемого конечного продукта.

**Компостирование органической фракции твердых коммунальных отходов.** Органическая фракция (ОФ) составляет до 40% массы твердых бытовых отходов, поэтому компостирование имеет потенциал для значительного сокращения количества перевозимых отходов на свалки и мусоросжигательные заводы.

Исследованиями авторов работы [23] процесса компостирования ОФ-ТКО в лабораторном реакторе показано, что 16% азота терялось в форме  $\text{NH}_3$  и менее 1% азота от исходного терялось в форме  $\text{N}_2$ . Выбросы  $\text{NH}_3$  достигали максимума,

когда pH начинал увеличиваться. При этом было отмечено образование небольших количеств  $N_2O$  и  $CH_4$ . Потенциальная скорость окисления аммиака, определяемая методом ингибирования хлората, увеличивалась в 4 раза в течение первых 9 дней и далее оставалась высокой. Первоначально были выявлены популяции *Nitrosospira* и *Nitrosomonas* с использованием DGGE-анализа специфических для АОБ-фрагментов 16S рРНК. В термофильных условиях была обнаружена только *Nitrosomonas europaea*, а популяции *Nitrosospira* обнаружены во время фазы охлаждения. Термофильные условия благоприятствовали высоким уровням окисления аммиака и снижению выбросов  $NH_3$ , но между тем авторами указывается, что значимость различных АОБ, обнаруженных в компосте для окисления аммиака, осталась не выясненной.

При компостировании смеси ОФ-ТКО, ОСВ и древесных опилок сообщается [45] об обнаружении мезофильных *Lactobacillus* spp. и *Acetobacter* spp., которые являются основными бактериальными группами на мезофильной стадии компостирования. Также обнаружены *Gluconobacter*, что связано с содержанием в органической фракции ТКО остатков пищи, в том числе фруктов и овощей. В первый день компостирования был обнаружен *Dipodascus australiensis*, происхождение которых также связывают с органической фракцией ТКО в исходной компостной смеси.

При компостировании ОФ-ТКО происходят изменения концентраций ферментов, таких как амилаза, целлюлаза, протеаза, фосфатаза, дегидрогеназа и ксиланаза, что может служить показателем активности микробной биодеградации [46]. Считается, что различные гидролитические ферменты контролируют скорости деградации различных субстратов, и они являются основными медиаторами различных процессов деградации [26].

Амилаза играет ключевую роль в гидролизе альфа-1,4-гликозидных связей полисахаридов различных крахмалистых субстратов, при этом образуются декстрины, олигосахариды, мальтоза и D-глюкоза [46]. Активность амилазных ферментов в процессе компостирования ОФ-ТКО постепенно увеличивается (от 1.15 до 3.19 мг глюкозы  $г^{-1}$  сухой массы  $ч^{-1}$ ), причем максимальная активность амилазы была обнаружена на 21 сут. Результаты исследования Аваши с соавт. [46] показали, что максимальная деградация крахмальных субстратов происходила на 14–21 день. Наличие углеродосодержащего наполнителя увеличивает рост микробной биомассы и стимулирует секретирование ферментов целлюлазы, по этой же причине снижение отношения C/N на более поздней стадии компостирования вызывало снижение активности целлюлазы. Сообщается также, что компостирование ОФ-ТКО (75% на сухой

вес) со скошенной травой (25%) стимулирует ферментативную активность, благоприятствует росту микроорганизмов, обеспечивая источник углерода и хорошую аэрацию в течение начальной фазы компостирования.

Максимальная концентрация аммонийного азота генерировалась во время термофильной фазы компостирования, когда наиболее интенсивно аммоний был получен путем минерализации органического азота [46]. Под воздействием высокой температуры и pH  $NH_4^+$  переходил в  $NH_3$ , который улетучивался из бурта на 10–21 сут компостирования. Концентрация общего азота в начале снижалась из-за улетучивания аммиака, но к концу компостирования была максимальной (1.98% на сухую массу) из-за фиксации азота бактериями. Активность протеазы тесно связано с азотным циклом, и разрушением комплекса азотных соединений, или более простых короткоцепочечных полипептидных фракций, образовавшихся в течение активной фазы компостирования. Активность протеазы в значительной степени коррелирует с водорастворимой формой азота и производством аммиака.

Активность фосфатазы (от 1.74 до 4.38 мг п-нитрофенилфосфата  $г^{-1}$  сухой массы  $ч^{-1}$ ) при компостировании ОФ-ТКО связана с гидролизом органических соединений фосфора в различные неорганические формы, которые растения могут усваивать [46]. Эта ферментативная активность играет критическую роль в циклах фосфора и считается общим показателем микробной активности, хотя некоторые фосфатазы синтезируются не только микроорганизмами, но и растениями.

Мониторинг биологической активности при компостировании ОФ-ТКО возможен с помощью определения ферментативной активности дегидрогеназы [47]. Максимальная активность дегидрогеназы была обнаружена в конце термофильной стадии компостирования в пределах 0.5–0.7 мг  $г^{-1}$  сухой массы  $ч^{-1}$ . Кроме того, указывается на возможность соотношения активности дегидрогеназы с индексом статического дыхания во время стадии созревания.

Сообщается об использовании ОФ-ТКО в качестве субстрата для роста *Bacillus thuringiensis* (Bt) в нестерильных условиях в 10-литровом твердофазном реакторе для получения биопестицидов путем твердофазного брожения [48]. Концентрации  $1.7 \times 10^7$  –  $2.2 \times 10^7$  и  $1.3 \times 10^7$  –  $2.1 \times 10^7$  КОЕ  $г^{-1}$  сухой массы для жизнеспособных клеток Bt и спор соответственно, были получены в конечном материале.

Сообщается также об использовании при компостировании ОФ-ТКО микробных инокулятов, состоящих из чистых культур двух лигноцеллюлозных грибковых видов *Phanerochaete chrysosporium* (Microbial Type Culture Collection и Gene Bank,

МТСС, МТСС787), *Trichoderma viride* МТСС793 и одного бактериального вида *Pseudomonas aeruginosa* МТСС2295 [46]. Выбор штаммов был сделан на основе взаимной совместимости для наилучшей ферментативной активности и производительности консорциума. Микробный консорциум вышеуказанных грибковых штаммов, культивирован на картофельном декстрозном агаре и получена суспензия спор. Бактериальные штаммы выращены в среде бульона Лурия (Difco™). Микробная суспензия консорциума выращена на ОФ-ТКО с размером частиц  $< 2 \text{ см}^3$  при  $37 \pm 2^\circ\text{C}$  в течение 1 сут до концентрации  $5.7 \times 10^8 \text{ КОЕ г}^{-1}$  (*P. aeruginosa*) и при  $28 \pm 2^\circ\text{C}$  в течение 6 сут до  $6.8 \times 10^6 \text{ КОЕ г}^{-1}$  (*P. chrysosporium* и *T. viride*).

**Компостирование уплотненных сырых и анаэробно обработанных осадков сточных вод.** На муниципальных очистных сооружениях (ОС) сточных вод образуются ОСВ, состоящие из первичного (отстойного) и вторичного (избыточный активный микробный ил) осадков, которые подвергают компостированию с углеродсодержащим наполнителем.

Гонзалес с соавт. [49] получили эмпирическое отношение микробных вариаций как функцию температуры ( $MVR_{(T)}$ ) в процессе компостирования смеси уплотненных необработанных осадков сточных вод, первичного и вторичного (избыточного активного ила) и древесных опилок в открытых буртах

$$MVR_{(t)} (\lg \text{КОЕ}/(\text{г } ^\circ\text{C})) = (\mu_{t+1} - \mu_t) / (T_{t+1} - T_t),$$

где  $t$  — температура,  $^\circ\text{C}$ ;  $\mu$  — мезофильные микроорганизмы;  $T$  — термофильные микроорганизмы [49].

MVR увеличился на первом 15-дневном этапе, далее наблюдалось постепенное снижение как температуры, так и концентрации микроорганизмов. Наблюдаемое увеличение MVR в конечном образце, связано с увеличением температуры бурта, вызванном значительным увеличением температуры окружающей среды. После завершения процесса деградации биоразлагаемых органических веществ окружающие метеорологические условия оказывают большее влияние на температуру и процесс компостирования в целом.

Первичные и вторичные ОСВ на крупных ОС подвергаются анаэробной обработке в метантенках. Такая анаэробная переработка сырых ОСВ в метантенках даже в термофильных условиях, при которых погибают патогенные микроорганизмы и яйца глист, не позволяет получить хорошо стабилизированный продукт, вследствие неполного разложения органических соединений. Соответственно анаэробно сброженный осадок сточных вод имеет неприятный запах, привлекает насекомых и представляет риск для здоровья людей. В настоящее время наиболее распространенным методом утилизации анаэробно обработанных

осадков сточных вод является их уплотнение и захоронение на полигонах ТКО [5, 42]. Полигоны являются санитарно небезопасными объектами: на них происходят выбросы биогаза, состоящего из  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  и большого количества примесей с неприятным запахом (меркаптанов и др.), идет выщелачивание солей тяжелых металлов и трудноразлагаемых органических веществ в грунтовые воды. При этом теряется органическое вещество, которое могло бы быть превращено в удобрение.

Компостирование анаэробно обработанных осадков сточных вод с добавлением лигноцеллюлозных отходов, обеспечивающих необходимую рыхлую структуру обрабатываемой массы, служит рациональным методом для получения полноценного удобрения. Анаэробно обработанные осадки сточных вод с низким соотношением C/N целесообразно компостировать с богатыми углеродом отходами сельскохозяйственных или промышленных производств, а также с органической фракцией ТКО: пищевые отходы, измельченные картон и бумага, древесные опилки, стружка и растительные остатки, создающие рыхлую структуру компостной смеси [50], причем наилучшим компонентом считается измельченная солома [4, 11]. Совместное компостирование богатых азотом осадков сточных вод и богатых углеродом лигноцеллюлозных отходов позволяет не только уменьшить запах и стабилизировать органическое вещество осадков, но и увеличить концентрацию гуминовых веществ в получаемом биоудобрении, поскольку компост только из анаэробно обработанных осадков сточных вод имеет низкое содержание гуминовых кислот [5, 36].

Получение компоста из сырых и анаэробно обработанных осадков сточных вод является новым перспективным методом. При этом снижается нагрузка на полигоны ТКО и получается компост, который может быть использован в лесонасаждениях и озеленительных хозяйствах, а при отсутствии или содержании тяжелых металлов в пределах допустимых норм, и в сельском хозяйстве. В табл. 1 приведены физико-химические свойства анаэробно сброженных осадков сточных вод [5, 50–53]. В качестве недостатков для компостирования анаэробно обработанных осадков сточных вод отмечены: низкое содержание биодоступного углерода, низкое отношение C/N (около 7), высокое содержание влаги (79%) и соответственно плохая пористость (высокая насыпная плотность  $1.09 \text{ кг/л}$ ). Кроме того, анаэробно обработанные осадки сточных вод характеризуются присутствием в составе веществ с фитотоксическими свойствами в значительной концентрации. В связи с этим рекомендуется добавление лигноцеллюлозных отходов в соотношении 1 : 3 для увеличения содержания углерода и создания рыхлой структуры компостной смеси [50]. Повысить эффективность обработки анаэробно обра-

**Таблица 1.** Физико-химические свойства и состав анаэробно сброженного осадка сточных вод

| Показатель                          | Россия<br>[5] | Италия<br>[51] | Австралия<br>[52] | Бразилия<br>[53] | Испания<br>[50] |
|-------------------------------------|---------------|----------------|-------------------|------------------|-----------------|
| Влажность, %                        | 46            | нд             | нд                | 42.1             | 74.1            |
| pH                                  | 12.6*         | 8.4            | 7.2               | 11.6*            | 7.9             |
| Общий органический углерод (ТОС), % | 24            | 24.5           | 30.9              | 12.5             | 26.2            |
| Азот общий, %                       | 0.52          | 2.9            | 5.76              | 1.07             | 5.65            |
| C/N                                 | 46.2          | 8.4            | 5.4               | 13.3             | нд              |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %   | 0.9           | нд             | нд                | 0.26             | 6.04            |
| K <sub>2</sub> O, %                 | 0.08          | нд             | нд                | 0.16             | 0.43            |
| CaO, %                              | 19.8          | нд             | нд                | 19.85            | нд              |
| Cu, мг кг <sup>-1</sup>             | 82            | 234            | 835               | 73               | 216             |
| Zn, мг кг <sup>-1</sup>             | 170           | 853            | 930               | 219              | 2195            |
| Pb, мг кг <sup>-1</sup>             | 42            | 57             | 207               | 28,9             | 111             |
| Cd, мг кг <sup>-1</sup>             | 10.1          | 0.63           | 25                | 0.57             | 26              |
| Cr, мг кг <sup>-1</sup>             | 270           | 650            | 116               | 28.1             | 31              |
| Hg, мг кг <sup>-1</sup>             | нд            | 0.92           | 2                 | 0.52             | нд              |
| Ni, мг кг <sup>-1</sup>             | нд            | 45             | 23                | 18               | 24              |

Примечание: нд — нет данных; \* — после обработки известью.

ботанных осадков сточных вод методом компостирования возможно внесением микробного биопрепарата, содержащего клетки бактерий *Bacillus*, *Lactobacillus*, *Trichoderma*, *Candida*, что позволяет увеличить скорость и интенсивность образования гумусовых кислот по сравнению с контролем [32].

\* \* \*

В обзоре обобщены результаты современных исследований процесса компостирования как способа преобразования коммунальных органических отходов, в частности, органической фракции твердых бытовых отходов и уплотненных анаэробно сброженных осадков сточных вод, в биоудобрение. Биodeградация и детоксикация компонентов органических отходов, а также формирование гумуса при компостировании протекает за счет активности микробных ассоциаций. Обогащение компоста доступными для растений соединениями азота осуществляется за счет активности АОБ и АОА. Необходимо более полное исследование влияния добавок природных минералов на компостирование и качество компоста. Использование для получения компоста уплотненных анаэробно сброженных осадков сточных вод обеспечит изначально присутствие большого количества анаэробных микроорганизмов. Дальнейшее исследование

аэробно-анаэробного режима компостирования органических отходов позволит оптимизировать параметры аэрации, достаточные для эффективной стабилизации компостной смеси из уплотненного анаэробно обработанного осадка сточных вод с добавлением органической фракции ТКО и лигноцеллюлозного наполнителя.

Исследование выполнено при частичной финансовой поддержке РФФИ в рамках проекта № 18-29-25035.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Oshima T., Moriya T. // Ann. N. Y. Acad. Sci. 2008. V. 1125. № 1. P. 338–344.
2. Wang X., Cui H., Shi J., Zhao X., Zhao Y., Wei. // Biores. Technol. 2015. V. 198. P. 395–402.
3. De Gannes V., Eudoxie G., Hickey W.J. // Frontiers in Microbiology. 2013. V. 6. Art. 164. P. 1–9.
4. Sánchez Ó.J., Ospina D.A., Montoya S. // Waste Manag. 2017. V. 69. P. 136–153.
5. Пахненко Е.П. Осадки сточных вод и другие нетрадиционные органические удобрения. 3-е изд. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2015. 314 с.
6. Mironov V.V., Ivanov Y.A. // Agricultural Mechanization in Asia, Africa, and Latin America. 2018. V. 49. № 3. P. 86–90.
7. Smith J.L., Collins H.P. Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry. 3 Ed. Academic Press, 2007. P. 483–486.

8. Huang G.F., Wu Q.T., Wong J.W., Nagar B.B. // *Biores. Technol.* 2006. V. 97. P. 1834–1842.
9. Moriya T., Hikota T., Yumoto I., Ito T., Terui Y., Yamagishi A., Oshima T. // *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 2011. V. 61. P. 631–636.
10. Antunes L.P., Martins L.F., Pereira R.V., Thomas A.M., Barbosa D., Lemos L.N., Silva G.M., Moura L.M., Epamino G.W., Digiampietri L.A., Lombardi K.C., Ramos P.L., Quaggio R.B., de Oliveira J.C., Pascon R.C., Cruz J.B., da Silva A.M., Setubal J.C. // *Sci. Rep.* 2016. V. 6. Art. № 38915
11. Tuomela M., Vikman M., Hatakka A., Itävaara M. // *Biores. Technol.* 2000. V. 72. № 2. P. 169–183.
12. Zhang L.L., Zhang H.Q., Wang Z.H., Chen G.J., Wang L.S. // *Biores. Technol.* 2016. V. 203. P. 1–10.
13. Zhang L., Ma H., Zhang H., Xun L., Chen G., Wang L. // *Biores. Technol.* 2015. V. 197. P. 266–275.
14. *Environmental Bioengineering* / Eds. Wang L., Tay J-Y. V. 11. New York, Dordrecht, Heidelberg, London: Springer, Humana Press, 2010. P. 179.
15. Sánchez-Monedero M.A., Roig A., Cegarra J., Bernal M.P. // *Biores. Technol.* 1999. V. 70. № 2. P. 193–201.
16. Ueno Y., Haruta S., Ishii M., Igarashi Y. // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2001. V. 57. № 4. P. 555–562.
17. Kausar H., Sariah M., Mohd H., Zahangir M., Razi M. // *Biodegradation.* 2011. V. 22. P. 367–375.
18. Steger K., Jarvis A., Vasara T., Romantschuk M., Sundh I. // *Res. Microbiol.* 2007. V. 158. P. 617–624
19. Pepe O., Ventorino V., Blaiotta G. // *Waste Manag.* 2013. V. 33. № 7. P. 1616–1625.
20. Yin Y., Gu J., Wang X., Zhang K., Hu T., Ma J., Wang Q. // *Biores. Technol.* 2018. V. 255. P. 257–265.
21. Velmourougane K., Prasanna R., Saxena A.K. // *J. Basic Microbiol.* 2017. V. 57. № 7. P. 548–573.
22. Cáceres R., Malińska K., Marfà O. // *Waste Manag.* 2017. V. 72. P. 119–137
23. Jarvis A., Sundberg C., Milenkovski S., Pell M., Smårs S., Lindgren P.E., Hallin S. // *J Appl Microbiol.* 2009. V. 106. № 5. P. 1502–1511.
24. Yamamoto N., Otawa K., Nakai Y. // *Microbial. Ecol.* 2010. V. 60. № 4. P. 807–815.
25. Kits K.D., Sedlacek C.J., Lebedeva E.V., Han P., Bulaev A., Pjevac P., Daebeler A., Romano S., Albertsen M., Stein L.Y., Daims H., Wagner M. // *Nature.* 2017. V. 549. P. 269–272.
26. Zeng G., Zhang J., Chen Y., Yu Z., Yu M., Li H., Liu Z., Chen M., Lu L., Hu C. // *Biores. Technol.* 2011. V. 102. P. 9026–9032.
27. Yamamoto N., Asano R., Yoshii H., Otawa K., Nakai Y. // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2011. V. 90. P. 1501–1510.
28. Ouyang Y., Norton J.M., Stark J.M. // *Soil Biol. Biochem.* 2017. V. 113. P. 161–172.
29. Mushinski R.M., Gentry T.J., Dorosky R.J., Boutton T.W. // *Soil Biol. Biochem.* 2017. V. 112. P. 216–227.
30. Khan M.S., Zaidi A., Wani P.A. // *Agronomy for Sustainable Development.* 2007. V. 27. № 1. P. 29–43.
31. Chefetz B., Chen Y., Hadar Y. // *Appl. Environ. Microbiol.* 1998. V. 64. № 9. P. 3175–3179.
32. Wei Z., Xi B., Zhao Y., Wang S., Liu H., Jiang Y. // *Chemosphere.* 2007. V. 68(2). P. 368–374.
33. Villar I., Alves D., Garrido J., Mato S. // *Waste Manag.* 2016. V. 54. P. 83–92.
34. Wu J., Zhao Y., Zhao W., Yang T., Zhang X., Xie X., Wei Z. // *Biores. Technol.* 2017. V. 226. P. 191–199.
35. Van Fan Y., Klemeš J.J., Lee C.T., Ho C.S. // *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2018. V. 20. № 3. P. 517–527.
36. Wei Z., Zhao X., Zhu C., Xi B., Zhao Y., Yu X. // *Chemosphere.* 2014. V. 95. P. 261–267.
37. Kumar S. // *Crit. Rev. Biotechnol.* 2011. V. 31. № 2. P. 112–136.
38. Munthali M.W., Kabwadza-Corner P., Johan E., Matsue N. // *J. Mater. Sci. Chem. Eng.* 2014. V. 2. P. 1–5.
39. Xie K., Jia X., Xu P., Huang X., Gu W., Zhang F., Yang S., Tang S. // *J. Air Waste Manag. Assoc.* 2012. V. 62. № 10. P. 1174–1181.
40. Venglovsky J., Sasakova N., Vargova M., Pacajova Z., Placha I., Petrovsky M., Harichova D. // *Biores. Technol.* 2005. V. 96. P. 181–189.
41. Latifah O., Ahmed O.H., Susilawati K., Majid N.M. // *Waste Manag. Res.* 2015. V. 33. № 4. P. 322–331.
42. Zorpas A.A., Loizidou M. // *Biores. Technol.* 2008. V. 99. P. 7545–7552.
43. Atkinson C.F., Jones D.D., Gauthier J.J. // *J. Ind. Microbiol. Biot.* 1996. V. 16. № 3. P. 182–188.
44. Reinhardt T. // *Microbiology of Composting* / Eds. Insam H., Riddech N., Klammer S. Berlin Heidelberg GmbH: Springer-Verlag, 2002. P. 177–188.
45. Galitskaya P., Biktasheva L., Saveliyev A., Grigoryeva T., Boulygina E., Selivanovskaya S. // *PLoS One.* 2017. V. 12(10). P. e0186051.
46. Awasthi M.K., Pandey A.K., Bundela P.S., Khan J. // *Bioresour. Technol.* 2015. V. 182. P. 200–207.
47. Barrena R., Va'zquez F., Sa'nchez A. // *Biores. Technol.* 2008. V. 99. P. 905–908
48. Ballardo C., Barrena R., Artola A., Sánchez A. // *Waste Manag.* 2017. V. 70. P. 53–58.
49. González I., Robledo-Mahón T., Silva-Castro G.A., Rodríguez-Calvo A., Gutiérrez M.C., Martín M.Á., Chica A.F., Calvo C.J. *Clean. Prod.* 2016. V. 115. P. 245–254.
50. Banegas V., Moreno J.L., Moreno J.I., Garcia C., Leon G., Hernandez T. // *Waste Manag.* 2007. V. 27. № 10. P. 1317–1327.
51. Negre M., Mozzetti Monterumici C., Vindrola D., Piccone G. // *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 2011. V. 46. № 5. P. 509–517.
52. Belyaeva O.N., Haynes R.J., Sturm E.C. // *Waste Manag.* 2012. V. 32. P. 2248–2257.
53. LeBlanc R.J., Matthews P., Richard R.P. // *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource.* United Nations Human Settlements Program 2008 (UN-HABITAT). Nairobi, Kenya. P. 135. ISBN: 978-92-1-132009-1

## Composition of Microbial Community at Different Stages of Composting, Perspective of Producing Compost from Municipal Organic Wastes (Review)

A. N. Nozhevnikova<sup>a,\*</sup>, V. V. Mironov<sup>a</sup>, E. A. Bochkova<sup>a</sup>, Yu. V. Litty<sup>a</sup>, and Yu. I. Russkova<sup>a</sup>

<sup>a</sup>*Institute of Microbiology S.N. Vinogradsky, Federal Research Center "Fundamentals of Biotechnology" of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia*

*\*e-mail: nozhevni@mail.ru*

Received November 01, 2018; revised December 03, 2018; accepted December 18, 2018

This paper summarizes the current understanding of the changes in the composition of the microbial community within the compost in relation to the temperature at each stage of the process, and explores the role of microbial associations in the biodegradation and detoxification of organic waste components. Attention is paid to the process of creating a balance between the active aerobic and anaerobic microorganisms in the compost mass, which allows nitrogen to be preserved in the finished compost and the cost of aeration to be reduced. It has been shown that the addition of natural minerals, in particular zeolite, has a positive effect on the composting process and improves the quality of the compost, ensures the content of silicon in a bio-available form in the compost, prevents ammonia emissions and reduces the concentration of heavy metals. Particular attention is paid to the prospect of composting compacted anaerobically treated sewage sludge with the addition of an organic fraction of municipal solid waste (MSW) and lignocellulosic waste.

**Keywords:** composting, microbial community, aerobic-anaerobic process, organic fraction, municipal solid waste, lignocellulosic waste, natural zeolite