

ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ микробных сообществ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ВОДОЕМОВ как **ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ** КАЧЕСТВА водной СРЕДЫ

По данным многолетних микробиологических исследований показано, что антропогенное воздействие на водоемы ведет к разрушению в илах аэробных бактериальных сообществ и формированию анаэробных. В результате донные отложения теряют функцию очищения вод и становятся источником вторичного загрязнения.



Введение

Бактериобентос является одним из важнейших компонентов пресноводных экосистем. Главная его функция — минерализация органических веществ (**ОВ**). Значительная доля автохтонного **ОВ** и основная часть аллохтонного, привнесенного с водосборной площади, не успевает разложиться в водной толще и осаждается на поверхности грунтов, где в результате деятельности сообщества бентосных организмов происходит его деструкция. Ведущая роль в этом процессе принадлежит сложным бактериальным комплексам, состав которых зависит от типа водоемов и ряда экологических условий [1, 2]. Направление и интенсивность микробного распада **ОВ** определяются, в первую очередь, обеспеченностью среды акцепторами электронов и окислительно-восстановительными (**Red/Ox**) условиями.

При наличии у дна кислорода в донных отложениях (**ДО**) преобладает аэробная

А.Н. Дзюбан*,
доктор биологических наук,
главный научный сотрудник,
ФГБУН Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина
Российской академии наук

минерализация **ОВ** с образованием нейтральных биогенных веществ и поглощением свободного O_2 . В условиях дефицита кислорода происходит анаэробная деструкция с выделением восстановленных соединений (метана, сероводорода, меркаптана, аммиака, скатола и др.), часть которых токсична для гидробионтов. Накопление подобных продуктов микробной деятельности, что характерно для акваторий крупных городов и промышленных центров, приводит к образованию обширных заморозов и даже к формированию локальных токсичных зон [3–5].

Антропогенная нагрузка на природные водные объекты постоянно растет, и необходимость углубленного изучения донных микробных сообществ становится очевидной. Работы в этом направлении ведутся давно [2], однако системные исследования бактериобентоса с применением современных газохроматографических, биохимических и радиоизотопных методов были начаты лишь в последние 15–20 лет. В основном это водоемы бассейна Верхней Волги, имеющие значительную антропогенную нагрузку [6], из них наиболее полно обследо-

*Адрес для корреспонденции: microb@ibiw.yaroslavl.ru

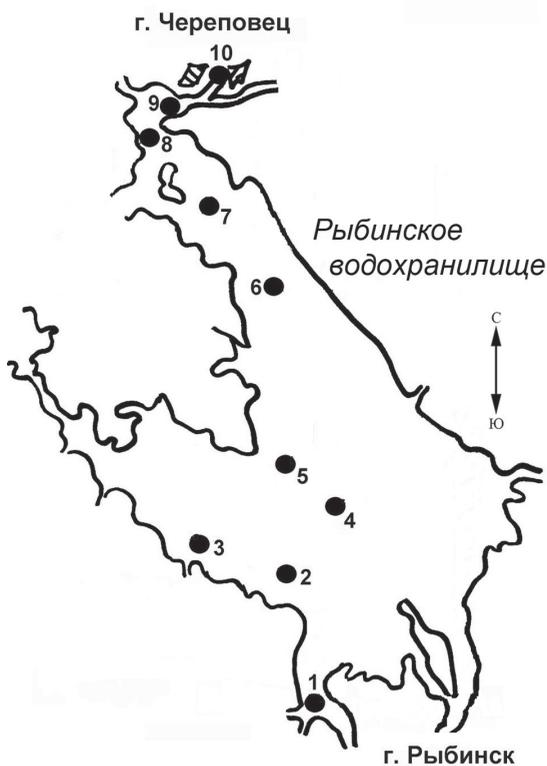


Рис. 1. Схема Рыбинского вдхр. с расположением основных станций. 1 — Волжский плес; 2–5 — Центральный плес; 6, 7 — Шекснинский плес; 8–10 — Череповецкая зона.

дованы Рыбинское вдхр. и оз. Плещеево в Ярославской обл. [2, 6–12]. В настоящей работе проведен анализ и обобщение многолетних исследований, цель которых — показать изменения структуры и функционирования бактериального населения ДО, происходящие под влиянием загрязнений; выявить показатели бактериобентоса, отражающие особенности формирования водной среды и экологического состояния водоемов в целом.

Материалы и методы исследования

Исследования проводили, в основном, в летние периоды. Грунты отбирали коробчатым дночерпателем, позволяющим сохранять их структуру, откуда стерильными трубками извлекали пробы поверхностного слоя (0–5 см) для посевов и анализов.

Общее количество бактерий (**ОКБ**) учитывали эритрозиновым и эпифлуоресцентным методами на мембранных или ядерных фильтрах (размер пор 0,17–0,2 мкм) под микроскопами Ergoval и Люмам-И1.

Ключевые слова: микробные сообщества, донные отложения, экологическое состояние водоемов

Так называемые «активнодышащие» бактериальные клетки определяли по содержанию в них зерен формазана, после инкубации проб с искусственным акцептором электронов INT [3, 13]. Аэробные сапрофитные бактерии выращивали на питательном агаре, сульфатредукторы — на среде Постгейта-В, нефтеокисляющие — на среде Таусона с соляровым маслом [14], маслянокислые бродильщики — на модифицированной среде Емцева [8].

Интенсивность в ДО процессов метаногенеза и окисления метана оценивали газохроматографическим способом [15, 16] на хроматографе Chrom-5, используя оригинальные сосуды и ингибиторы [8]. Скорость сульфатредукции и темновой микробной ассимиляции CO_2 — радионуклидным методом, применяя метки ^{35}S и ^{14}C [14], с анализом препаратов на сцинтилляционном счетчике Mark-2. Величину БПК₁ измеряли в иловых болтушках на кислородомере КЛ-115, интенсивность аэробной (D_a), анаэробной ($D_{ан}$) деструкции ОВ оценивали в герметичных цилиндрах с монолитом ила и придонной водой по поглощению из воды O_2 и выделению из грунта метаболической CO_2 [14], используя оригинальную схему экспериментов и расчетов [17, 18].

Результаты и их обсуждение

Рыбинское вдхр., работы на котором по обозначенной теме проводились в 1988–2005 гг. — слабопроточный мезотрофный водоем площадью 4550 км², с обширным озеровидным Центральным плесом (рис. 1). Его водные массы из-за малой глубины (6–10 м) и ветровой активности постоянно перемешиваются, обеспечивая кислородом ДО. В целом уровень загрязненности водохранилища умеренный [2, 6], однако в северной части шекснинского плеса в результате накопления бытовых и техногенных отходов г. Череповец сформировалась чрезвычайно загрязненная «Череповецкая зона» [3, 4, 12].

Микробиологические исследования на оз. Плещеево (рис. 2) площадью 51,4 км² велись в период 1985–2002 гг. По уровню продуктивности озеро характеризуется как мезотрофно-евтрофное, а по гидрологическому режиму — как димиктическое, т.е. во время стратификации в его котловине формируется бескислородный гипolimнион и профундальные илы находятся в анаэроб-

Таблица 1

Бактериобентос различных участков Рыбинского вдхр. (лето 1988–2005 гг.)

Параметры (численность, кл/см ³ ; процессы, м ² /сут)	Открытая мелко-водная зона	Русло затопленных рек	Череповецкая зона
Общее количество (ОКБ), 10 ⁹	1,4–2,8	1,9–9,5	3,77–21,3
Аэробные сапрофиты (СБ), 10 ⁶	0,01–0,1	0,1–0,7	03–40
Маслянокислые, 10 ⁶	0,01–0,2	0,1–7	0,1–12
Нефтеокисляющие, 10 ³	0,1–20	0,1–60	100–10000
Сульфатредукторы, 10 ³	0,1–1	0,2–6	25–2500
Активнодышащие / ОКБ, %	31–65	25–55	15–34
БПК ₁ , мг О ₂	80–310	120–700	10–300
Темновая ассимиляция, г С	4,1–22	6,3–43	0,2–78
Метаногенез, мл СН ₄	0,2–30	2,1–48	12–2200
Окисление метана, мл СН ₄	0,2–24	2,1–56	0–120
Сульфатредукция, мг S	0,01–0,1	0,2–0,7	2,3–2900
Деструкция аэробная, г С	0,05–0,2	0,2–0,4	0–0,4
Деструкция анаэробная, г С	0,05–0,1	0,2–0,4	0,7–2,2

ных условиях. Грунты же литорали и сублиторали обеспечиваются кислородом при ветровом перемешивании вод. Основная акватория озера загрязняется слабо, но его приток р. Трубеж принимает большое количество бытовых и техногенных отходов г. Переславль-Залесский, аккумулируемых в речных осадках [8].

Многолетние, в том числе сезонные, наблюдения на Рыбинском вдхр. и оз. Плещеево показали [7, 11], что в поверхностных слоях грунтов большей части акватории каждого из них преобладает аэробная

микрофлора, и разрушение ОВ протекает, в основном, аэробным путем. Лишь на отдельных специфических участках интенсивность валовых процессов распада ОВ и соотношение $D_a / D_{ан}$ различно.

В основной (открытой и мелководной) зоне Рыбинского вдхр., которая хорошо аэрируется, общая деструкция ОВ в грунтах ($D_{общ}$) — сумма валовых величин D_a и $D_{ан}$ — составляет летом 0,1–0,3 г С/(м² × сут). Причем аэробная минерализация обычно вдвое и более превышает анаэробный распад [11]. В глубоких котловинах и по руслам затопленных рек, где Red/Ox потенциал илов даже летом всегда понижен, суммарная деструкция выше, а соотношение $D_a / D_{ан}$ примерно равное. На некоторых участках акватории у г. Череповец, с мощным потоком техногенного и бытового загрязнения, ОВ грунтов разрушаются, преимущественно, анаэробным путем [3, 11]. Несмотря на постоянное перемешивание и аэрацию вод Red/Ox потенциал даже в поверхностных слоях ДО таких участков не превышает +50, а на глубине 3–5 см снижается до –60 [4, 11]. Общая величина деструкции в осадках ($D_a + D_{ан}$) достигает на таких участках максимума, составляя в отдельных точках 1,0–2,6 г С/(м² × сут) (табл. 1).

При сопоставлении масштабов отдельных аэробных и анаэробных процессов в ДО водохранилища выявляются те же экологические особенности, что и в ходе деструкционных потоков [6, 10, 11]. В окис-

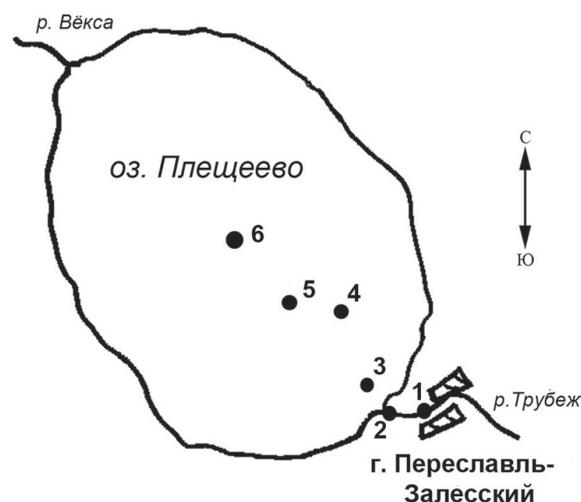


Рис. 2. Схема оз. Плещеево с расположением основных станций.

1, 2 — р. Трубеж; 3 — литораль; 4, 5 — сублитораль; 6 — профундальная котловина.

Таблица 2

Бактериобентос различных участков оз. Плещеево и р. Тубеж (лето 1985–2002 гг.)

Параметры (численность, кл/см ³ ; процессы, м ² /сут.)	Литораль	Сублитораль	Профундаль	Устье р. Тубеж
Общее количество (ОКБ), 10 ⁹	1,8–5,6	1,8–5,6	1,6–3,1	7,2–31
Аэробные сапрофиты, 10 ⁶	0,1–0,3	0,1–0,3	0,2–0,5	1,5–36
Маслянокислые, 10 ⁶	0,02–1,4	0,02–1,4	0,1–2,1	0,01–9,3
Нефтеокисляющие, 10 ³	0,01–1	0,01–1	–	10–100
Сульфатредукторы, 10 ³	–	–	0,2–25	1–10
Активнодышащие / ОКБ, %	0,2–45	0,2–45	1,1–400	10–380
БПК ₁ , мг О ₂	0,1–90	0,1–90	0–170	14–190
Темновая ассимиляция, г С	–	–	0,8–90	1,2–45
Метаногенез, мл СН ₄	0,1–0,5	0,1–0,5	0–0,1	0,1–0,3
Окисление метана, мл СН ₄	0,05–0,3	0,05–0,3	0,1–0,2	0,1–0,5
Деструкция аэробная, г С	0,05–0,2	0,3–0,7	0	0,01–0,4
Деструкция анаэробная, г С	0,01–0,06	0,2–0,8	0,2–0,3	0,8–2,4

Примечание: прочерк (–) означает отсутствие данных.

ленных грунтах открытой зоны преобладает аэробная минерализация ОВ с образованием СО₂, в илах глубоководных участков русел затопленных рек растет доля метаногенеза и сульфатредукции, интенсивность которых составляет 10–50 мл СН₄/(м² × сут) и 0,7 мг S/(м² × сут), соответственно. Максимум этих анаэробных процессов отмечается в загрязняемых осадках вблизи сточных коллекторов предприятий г. Череповец [3, 11], где скорость метаногенеза достигает 1–2 л СН₄/(м² × сут), а сульфатредукции – 3 г S/(м² × сут).

В ДО оз. Плещеево, при всех отличиях его экосистемы от Рыбинского вдхр., проявляются те же закономерности динамики и распределения микробных процессов. В аэрируемых (О₂ в придонных водах > 2 мг/л [1]) грунтах литорали и сублиторали – аналога ДО открытой зоны – D_{общ} составляет летом 0,1–0,8 г С/(м² × сут). Это несколько выше, чем в близких по типу грунтах водохранилища, но доминирование аэробных процессов характерно и для сублиторальных ДО. В черных илах профундали, сходных с отложениями русел затопленных рек, Red/Ox летом низок и подавляющая часть распада ОВ происходит анаэробным путем [7, 9]. Аэробные процессы возможны здесь лишь в периоды циркуляции водных масс, а D_{общ} обычно невелика (табл. 2).

Черные грунты устьевого участка р. Тубеж обогащены органическими и минеральными восстановленными соединения-

ми, поступающими с различными отходами г. Переславль-Залесский. Несмотря на постоянное перемешивание водной толщи, в них регистрируется пониженный Red/Ox даже в поверхностных слоях [8], что отражается на составе и активности бактериобентоса [9]. Аэробная микрофлора здесь угнетена и в иловом бактериоценозе стали доминировать анаэробы. Общая деструкция в этих ДО достаточно высока и достигает летом 0,7–0,9 г С/(м² × сут), причем (как и у г. Череповец) более половины ОВ разрушается анаэробным путем (табл. 2). В результате концентрация метана в поверхностных слоях воды достигает 0,3–0,5 мл/л [8, 9].

Оценка отдельных микробных процессов в ДО озера и Рыбинского вдхр. свидетельствует об общности путей формирования бактериобентоса в зависимости от экологических условий [1, 2, 5]. Выявлены особенности функционирования донных микробных сообществ в зависимости от уровня антропогенной нагрузки. В чистых песках литорали, как и в ДО побережья и открытой части водохранилища, преобладает аэробная минерализация ОВ, анаэробные же процессы там низки – метаногенез не превышает 10 мл СН₄/(м² × сут), а сульфатредукция – 0,3 мг S/(м² × сут). В загрязненных илах Череповецкой зоны и устья р. Тубеж доминирует анаэробный распад ОВ, в результате чего из этих илов выделяется в летне-осенний период до 1–2

л $\text{CH}_4/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ и $0,05\text{--}2,9 \text{ г H}_2\text{S}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$, на окисление которых в воде расходуется до $2\text{--}10 \text{ мг O}_2/(\text{л} \times \text{сут})$ [3, 8].

Как видно из анализа материалов, микробные процессы распада ОВ в ДО Рыбинского вдхр. и оз. Плещеево являются основным регулятором двух экологически значимых потоков вещества и энергии — поглощения свободного O_2 и выделения восстановленных соединений. Их интенсивность и направленность зависят от уровня трофии, гидрологического режима, Red/Ox условий и ряда других экологических факторов, которые определяются антропогенным прессом. Поступающие в водоемы бытовые и техногенные отходы существенно влияют на структуру и функционирование бактериобентоса. Если в ДО с аэробными придонными водами (как в большинстве водохранилищ [16]) или в грунтах с невысоким содержанием $\text{C}_{\text{орг}}$ деструкции идет, в основном, аэробным путем, то в загрязненных ДО на долю минерализации приходится не более 40% общего распада ОВ. При бытовом загрязнении вклад метаногенеза в общую деструкцию повышается до 50% [11]. В зонах воздействия техногенных стоков, содержащих сульфаты, расход $\text{C}_{\text{орг}}$ на сульфатредукцию может составлять 10% общего распада ОВ. Траты растворенного O_2 на окисление метана, составляющие в ДО чистых участков 1–15% от D_a , возрастают под влиянием техногенных загрязнений до 60–80% [11]. Доля химического поглощения кислорода сероводородом, выделяю-

щимся при сульфатредукции, может достигать на таких участках 40% БПК₁ [10].

Анализ и обобщение полученных материалов позволяют подойти к количественной оценке экологического состояния водоемов и их отдельных участков, испытывающих повышенное антропогенное воздействие. С этой целью данные по варьированию наиболее информативных структурных и функциональных характеристик бактериобентоса оз. Плещеево и Рыбинского вдхр. (как настоящих исследований, так и проведенных ранее), а также по другим водоемам [2, 3, 5, 6, 11, 12] ранжированы в четыре группы: норма, состояние риска, предкризисное состояние и кризис (табл. 3).

Заключение

Таким образом, на примере системных исследований бактериобентоса Рыбинского вдхр. и оз. Плещеево, изучения особенностей структуры и функционирования микробных сообществ подтверждено, что микробные процессы круговорота ОВ, идущие в ДО, являются важнейшим средообразующим фактором для водоемов разного типа. При этом антропогенное воздействие на экосистему становится серьезным регулятором интенсивности и направленности этих процессов. В ДО специфических зон, испытывающих хроническое загрязнение промышленно-бытовыми отходами, происходит замена преимущественно аэробных бактериальных сообществ на преимущественно анаэробные. Последние разлагают ОВ с образованием восстанов-

Таблица 3

Бактериобентос как показатель экологического состояния водоемов

Параметры (численность, кл/см ³ ; процессы, м ² /сут.)	Норма	Состояние риска	Предкризисное состояние	Кризис
Общее количество (ОКБ)	$10^7\text{--}10^9$	$10^8\text{--}10^9$	$10^9\text{--}10^{10}$	$10^8\text{--}10^{11}$
Аэробные сапрофиты (СБ)	$10^3\text{--}10^4$	$10^4\text{--}10^5$	$10^5\text{--}10^6$	$< 10^4\text{--}10^7$
СБ / ОКБ, %	$< 0,01$	$0,01\text{--}0,1$	$0,1\text{--}1$	$0,1\text{--}> 1$
Нефтеокисляющие	$< 10^3$	$10^3\text{--}10^5$	$10^5\text{--}10^7$	$10^6\text{--}10^8$
Маслянокислые бродильщики	$< 10^3$	$10^3\text{--}10^5$	$10^5\text{--}10^6$	$10^6\text{--}10^7$
Сульфатредукторы	$< 10^2$	$10^2\text{--}10^3$	$10^3\text{--}10^5$	$10^6\text{--}10^7$
Активнодышащие /ОКБ, %	> 50	$30\text{--}50$	$1\text{--}10$	< 1
Потребление O_2 , мг	$50\text{--}10^2$	$10^2\text{--}10^3$	< 50	0
Метаногенез, мл CH_4	< 1	$1\text{--}10$	$10\text{--}10^3$	$10^2\text{--}10^4$
Окисление метана, мл CH_4	$0,1\text{--}1$	$1\text{--}10$	$10\text{--}10^2$	0
Сульфатредукция, мг S	$< 10^{-3}$	$10^{-3}\text{--}1$	$1\text{--}10$	$10\text{--}10^3$
$\text{D}_a / \text{D}_{\text{ан}}$	> 3	$1\text{--}3$	< 3	0

ленных продуктов, среди которых имеются токсичные для большинства гидробионтов, т.е. бактериобентос из активного «очистителя» водоемов становится мощным источником их вторичного загрязнения.

Литература

1. Горленко В. М. Экология водных микроорганизмов / В. М. Горленко, Г. А. Дубинина, С. И. Кузнецов. М.: Наука, 1977. 288 с.
2. Дзюбан А. Н. Деструкция органического вещества и цикл метана в донных отложениях внутренних водоемов. Ярославль: Принтхаус, 2010. 174 с.
3. Дзюбан А. Н. Оценка состояния бактериопланктона и бактериобентоса Рыбинского водохранилища в районе г. Череповца / А. Н. Дзюбан, И. Н. Крылова // Биология внутренних вод. 2000. № 4. С. 68–79.
4. Романенко В. И.. Оценка качества воды по микробиологическим показателям в Рыбинском водохранилище у г. Череповца / В. И. Романенко, Л. И. Захарова, В. А. Романенко, В. А. Гаврилова, Е. А. Соколова // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск: Г. К. Изд., 1990. С. 24–41.
5. Дзюбан А. Н. Микробиологическая характеристика донных отложений Верхней Волги в условиях антропогенного воздействия // Биология внутренних вод. 2006. № 1. С. 16–23.
6. Экологические проблемы Верхней Волги / Под ред. А. И. Копылова. Ярославль: Изд. ЯГТУ, 2001. 427 с.
7. Дзюбан А. Н. Микрофлора // Экосистема озера Плесеево. Л.: Наука, 1989. С. 129–155.
8. Дзюбан А. Н. Влияние р. Трубезь на микробиологические процессы в оз. Плесеево // Факторы и процессы эвтрофикации озера Плесеево. Ярославль: Изд. ЯрГУ, 1992. С. 144–161.
9. Дзюбан А. Н. Микробиологическая характеристика оз. Плесеево / А. Н. Дзюбан, Д. Б. Косолапов // Тр. всеросс. конф. «Когда Россия молодая...». Вып. 3. Переславль-Залесский, 1993. С. 58–68.
10. Косолапов Д. Б. Микробный метаболизм органического углерода в донных отложениях Рыбинского водохранилища / Д. Б. Косолапов, Б. Б. Намсараев // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36. № 3. С. 44–51.
11. Дзюбан А. Н. Деструкция органического вещества и процессы превращения метана в донных отложениях Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. 2002. № 1. С. 35–42.
12. Дзюбан А. А. Метан в поверхностных водах как показатель их качества // Вода: химия и экология. 2012. № 7. С. 7–12.
12. Dutton R. Y. Application of a direct microscopic method of the determination of active bacteria in lakes / R. Y. Dutton, G. Bitton, B. Koopman // Water Reseach. 1986. V. 20. N 11. P. 1461–1464.
13. Кузнецов С. И. Методы изучения водных микроорганизмов / С. И. Кузнецов, Г. А. Дубинина. М.: Наука, 1989. 286 с.
14. Naguib M. A rapid method for the quantitative estimation of dissolved methane and its application in ecological research // Arch. Hydrobiol. 1978. N 82. P. 66–73.
15. Sorrell B. K. Biogeochemistry of billabong Sediments. 2. Seasonal variations in methane production / B. K. Sorrell, P. J. Boon // Freshwater Biol. 1992. V. 27. N 3. P. 435–445.
16. Дзюбан А. Н. Микробиологические процессы круговорота органического вещества в донных отложениях водохранилищ Волго-Камского каскада // Водные ресурсы. 1999. Т. 26. № 4. С. 262–271.
17. Кузнецова И. А. Определение валовой деструкции органического вещества в донных отложениях водоемов // И. А. Кузнецова, А. Н. Дзюбан. Гидробиол. журн. 2002. Т. 38. № 5. С. 94–98.

A. N. Dzyuban

FUNCTIONING OF MICROBIAL COMMUNITIES OF BOTTOM SEDIMENTS AS FACTOR OF QUALITY OF WATER ECOSYSTEM

Data of long-term investigations show that anthropogenic impact on water bodies results in degradation of aerobic and formation of anaerobic bacterial communities of silt. In this process bottom sediments lose function of water purifying and become source of secondary water pollution.

Key words: microbial communities, bottom sediments, ecological state of water bodies