
КАЧЕСТВО И ОХРАНА ВОД,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 574.5:556.55:57.04 (470.22)

**ИЗМЕНЕНИЕ БИОЦЕНОЗОВ КОНДОПОЖСКОЙ ГУБЫ
ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА ПОД ВЛИЯНИЕМ СТОЧНЫХ ВОД
ЦЕЛЛЮЛОЗНО-БУМАЖНОГО КОМБИНАТА**

© 2014 г. **Т. М. Тимакова**, Т. П. Куликова, И. А. Литвинова, Т. Н. Полякова, М. Т. Сярки,
Е. В. Теканова, Т. А. Чекрыжева

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН

185030 Петрозаводск, просп. А. Невского, 50

E-mail: tnpvvl@mail.ru

Поступила в редакцию 06.06.2011 г.

Прослежены долговременные изменения количественных и структурных характеристик бактерио-, фито-, зоопланктона и макрозообентоса в водоеме, загрязняемом отходами целлюлозно-бумажной промышленности. Показано, что на состояние биоценозов решающее влияние оказали объем антропогенной нагрузки и качественное изменение состава промышленных вод после проведения на комбинате природоохранных мероприятий. Выявлены различия в характере, этапах и направленности трансформации планктонных и бентосных сообществ. Наиболее значимые изменения в био-те произошли после введения на комбинате биологических очистных сооружений и рассеивающего выпуска сточных вод, что вызвало ускоренное эвтрофирование залива и перераспределение трансформированных биоценозов по районам водоема. Снижение антропогенной нагрузки в период спада производства продемонстрировало возможность деэвтрофирования экосистемы.

Ключевые слова: экосистема, антропогенная нагрузка, эвтрофирование, трансформация биологических сообществ, бактериопланктон, фитопланктон, зоопланктон, макрозообентос.

DOI: 10.7868/S032105961401012X

Кондопожская губа относится к крупным глубоководным заливам Онежского оз., находится в его северо-западной части и изолирована от основного плеса озера грядой островов (рис. 1). Ее длина — 33 км, максимальная ширина — 9.5 км, объем водных масс — 4.3 км³, наибольшая глубина — 82 м, средняя — 21 м, площадь водного зеркала — 223 км².

Комплексные наблюдения за экологическим состоянием и качеством вод губы были начаты в 1960-е гг. [2, 10]. Впоследствии исследования проводились после важнейших изменений экологической ситуации в водоеме [5, 8, 11, 22]. С 1990-х гг. они получили мониторинговый характер и выполнялись в основном на ограниченном числе постоянных станций отбора проб [14, 16]. До конца 1980-х гг. определения первичной продукции проводились эпизодически [19], с 1989 г. — планомерно [11].

Основной источник загрязнения Кондопожской губы Онежского оз. — сточные воды Кондопожского целлюлозно-бумажного комбината (ЦБК) с сульфитным способом производства, который начал функционировать в 1929 г.

Сточные воды комбината составляют ~90% объема всех стоков, сбрасываемых Кондопожским промузлом. Они относятся к экологически опасным, так как характеризуются высоким содержанием органических и серосодержащих веществ. Для снижения агрессивности сточных вод по отношению к экосистеме залива на комбинате обязательные мероприятия — их последовательное удаление из производственных стоков. За длительный период работы ЦБК неоднократно менялись объем и состав сбрасываемых в водоем сточных вод. В предвоенные годы водоотведение было небольшим и не оказывало заметного влияния на экосистему. В военное время работа ЦБК была остановлена. С 1948 (запуск производства) до 1990 г. происходило непрерывное наращивание производственных мощностей ЦБК и, соответственно, увеличивался объем сточных вод, достигший в 1990 г. максимальной величины — 64.5 тыс. м³. С начала 1990 г. наблюдались заметный спад производства на ЦБК и сокращение объемов сбрасываемых в залив сточных вод. С конца 1990-х гг. по настоящее время вновь происходит постепенное наращивание производственных мощностей комбината.

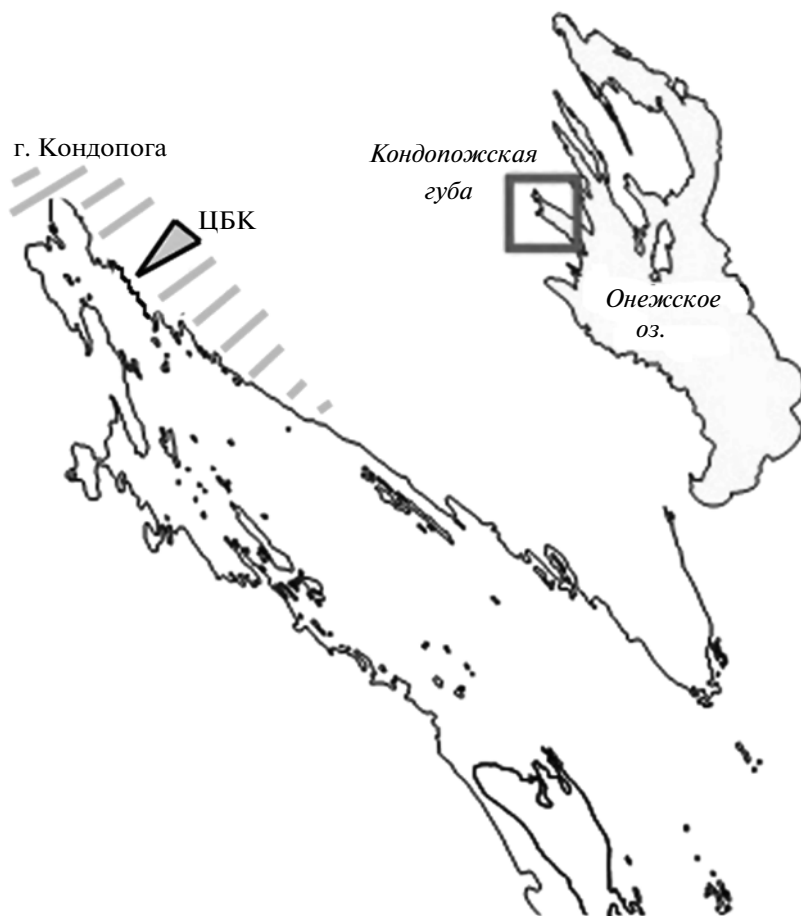


Рис. 1. Карта-схема района исследования.

В начале 2000-х гг. из-за частой нехватки сырья ЦБК работал нестабильно. “Лихорадочный” режим работы предприятия с частыми пусками и остановками производства делал работу очистных сооружений неэффективной и приводил к попаданию в водоем-приемник дополнительных количеств загрязняющих веществ (ЗВ).

Смена производственных технологий привела к изменению состава промышленных вод, особенно — содержания в них взвешенного (ВВ) органического (ОВ) и биогенных (БВ) веществ. Были предприняты меры по нейтрализации кислых стоков, введены в эксплуатацию глубоинный рассеивающий выпуск производственных вод и станция биологической очистки (СБО). Эти мероприятия сопровождались заметными изменениями экологической обстановки в Кондопожской губе и оказывали влияние на состояние биоты.

Цель настоящей работы состоит в том, чтобы продемонстрировать количественные изменения и перестройку структурной организации биологических сообществ, происходившие в связи с изменением антропогенной нагрузки на водоем в разные периоды функционирования комбината.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Можно выделить несколько основных периодов работы комбината, в которые биота залива претерпевала существенные изменения, при этом бентические и планктонные сообщества значительно различались по характеру и направленности трансформаций. Так, вплоть до 1950-х гг. объем сбрасываемых в залив сточных вод был небольшим — 2,6 тыс. м³, но уже к началу 1960-х гг. он увеличился до 20 тыс. м³. Они сбрасывались в водоем береговым выпуском неочищенными и имели в своем составе большое количество биохимически лабильного ОВ. Ежегодно со сточными водами поступало ~10 т фосфора (Р_{общ}), а его концентрация в воде губы достигала 15 мкг л⁻¹ в вершинной части залива. В 1970-е гг. происходило быстрое наращивание мощностей комбината. Сброс Р_{общ} в водоем увеличился до 20 т год⁻¹, при этом поступление ОВ и ВВ снизилось на 18%. С 1980-х гг. (с началом работы рассеивающего выпуска стоков и СБО) начался очень важный для губы период. Он характеризовался перераспределением выносимых ЗВ на ее акватории и резким уве-

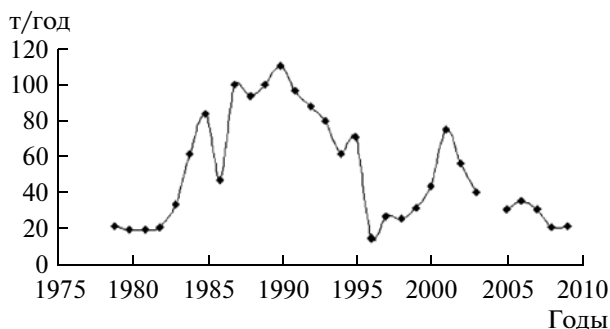


Рис. 2. Вынос в водоем $P_{\text{общ}}$ со стоками ЦБК.

личением выноса биогенных элементов (рис. 2). Концентрация $P_{\text{общ}}$ в воде залива увеличилась до 17–70 (в среднем до 20–30) мкг л^{-1} [11]. Этот период характеризовался ускоренным развитием антропогенного эвтрофирования.

Спад производства на Кондопожском ЦБК в связи с экономическим кризисом в России в середине 1990-х гг. привел к сокращению сброса в водоем сточных вод на 30%. Концентрация в воде $P_{\text{общ}}$ составляла $\sim 20 \text{ мкг л}^{-1}$. Возобновление работы комбината к концу 1990-х гг. повлекло за собой увеличение сброса в водоем $P_{\text{общ}}$. Среднегодовая концентрация $P_{\text{общ}}$ в губе достигла 32, в северной ее части $\sim 40 \text{ мкг л}^{-1}$ [16]. Значительно возросло количество сбрасываемых в залив лигносульфонатов (с 1836 до 3000 т год^{-1} с 1997 до 2005–2007 гг.), вместе с которыми поступало и биохимически лабильное ОВ.

Полевые исследования бактерио-, фито-, зоопланктона, макрозообентоса, первичной продукции проводились по постоянной сетке станций. Исследования водных сообществ выполнялись общепринятыми в гидробиологической практике методами. Показатели развития и функциональные группы бактериопланктона (общая численность, сапрофитные, олигокарбофильные, углеводородоокисляющие, фенолрезистентные, целлюлозоразрушающие, нитрифицирующие бактерии, энтеробактерии, темновая ассимиляция СО), а также первичная продукция определялись в соответствии с [1, 6]. Способность бактериоценозов к разрушению целлюлозы оценивалась методом предельных разведений [18]. Обработка проб фитопланктона, зоопланктона (пробы зоопланктона отбирались сетью Джеди диаметром 18 и 25 см, размер ячеей газового конуса — 0.099–0.064 мм), макрозообентоса (пробы отбирались дночерпателями Петерсена и Экмана-Берджи с площадью захвата соответственно 0.025 и 0.023 м^2) проводилась в соответствии с [9].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На органическое загрязнение залива сточными водами ЦБК одним из первых отреагировал бактериопланктон. Это заметно проявилось в вершинном участке северной части залива уже к середине 1960-х гг. и отразилось, прежде всего, на количественных показателях сапрофитной группы бактерий (САПР) [2]. Общая численность бактериопланктона (ОЧБ) при этом не изменилась значительно по сравнению с природными ценозами микроорганизмов. Она увеличилась всего в 4–5 раз, тогда как содержание САПР в сообществах возросло более чем на порядок.

В 1970-х гг. увеличение антропогенной нагрузки на водоем привело к перегрузке северной части губы органическими соединениями. Это сопровождалось еще более глубокой перестройкой здесь бактериоценозов, которая стала приобретать устойчивый характер. Значительно возросла ОЧБ — до $\geq 2.0 \text{ млн кл. мл}^{-1}$ (рис. 3). Количество САПР в среднем увеличилось до 8 тыс., а на отдельных участках — до 30 тыс. КОЕ мл^{-1} . Появились отдельные участки, где получили развитие анаэробные процессы аммонификации, сульфатредукции, метаногенеза, анаэробного разложения целлюлозы. В значительном количестве представлены в ценозах грибы и дрожжи, углеводородоокисляющие ($\geq 1 \text{ тыс. кл мл}^{-1}$) и колиформные бактерии (2380 КОЕ л^{-1} в прибрежье г. Кондопоги).

В этот период появились явные признаки антропогенного эвтрофирования вод в северной части губы, особое значение в котором имело бактериальное звено, так как аллохтонное ОВ, включающееся в биотический круговорот, значительно превалировало над автохтонным (эвтрофирование протекало по гетеротрофному пути) [24].

В центральной части залива бактериоценозы оставались практически неизменными и характеризовались низкими количественными показателями (ОЧБ — 0.3–0.5 млн кл. мл^{-1} , САПР — 10–300 КОЕ мл^{-1}), лишь при эпизодических выносах ЗВ из вершинного участка они возрастали в 2–4 раза.

В первые годы функционирования СБО формирование бактериального режима происходило в сложных условиях постепенного роста трофии и пресса на экосистему ОВ, выносимого в составе сточных вод. К концу 1980-х гг. автогенное ОВ приобрело большое значение в функционировании бактериопланктона. Для этого периода характерно уменьшение в бактериоценозах доли САПР по сравнению с 1970-ми гг. более чем в 3 раза. Общая численность бактерий, наоборот, проявила тенденцию к увеличению, хотя это не имело статистически достоверного характера (рис. 3). За-

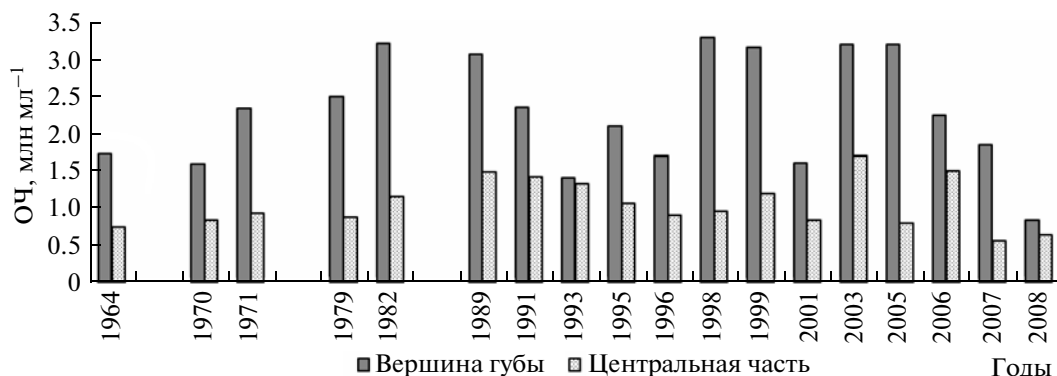


Рис. 3. Многолетняя изменчивость ОЧБ в Кондопожской губе.

метно снизилось содержание в воде колиформных бактерий. Несмотря на активное изъятие из сточных вод целлюлозно-бумажного волокна, целлюлозоразрушающие бактерии все еще оставались весьма представительной группой в ценозах. Их численность в вершинной части губы достигала тысяч — десятков тысяч клеток в 1 мл, а способность бактериоценозов к разрушению клетчатки составила 3.13 ± 1.87 мкг С л⁻¹ сут⁻¹ (в десятки раз больше, чем в других районах озера) [18]. Обогащение воды азотистыми соединениями стимулировало развитие нитрифицирующих бактерий. Их количество достигало десятков тысяч клеток в 1 мл, а интенсивность литотрофной нитрификации на акватории изменялась в среднемноголетних пределах 9.45 ± 2.9 — 68 ± 0.6 мг N л⁻¹ сут⁻¹. Этот период характеризовался устойчивыми изменениями в бактериоценозах по всей северной части губы.

Сокращение сбросов в губу сточных вод в середине 1990-х гг. сопровождалось уменьшением обилия водной бактериофлоры, особенно в ее вершинной части, однако на снижение антропогенной нагрузки более показательно среагировала темновая ассимиляция CO₂, величины которой уменьшились почти в 2 раза. Лишь в конце 1990-х гг. был отмечен новый ее подъем, что продемонстрировало высокую индикаторную значимость бактериального звена по отношению к органическому загрязнению воды. Вместе с тем нестабильная работа ЦБК и очистных сооружений в начале 2000-х гг. сопровождалась высокой вариативностью количественных показателей бактериопланктона, особенно в вершинной части залива.

Постоянные до настоящего времени представители бактериоценозов в Кондопожской губе — бактерии, свидетельствующие о наличии в воде ЗВ, специфических для целлюлозно-бумажного производства. Значительного развития достигают актиномицеты (900—2700), олигокарбофильные

(до 25000), фенолрезистентные (2200) и углеводородокисляющие (3500 КОЕ мл⁻¹) бактерии.

Фитопланктонные сообщества Кондопожской губы длительно реагировали на поступление в водоем сточных вод Кондопожского ЦБК значительной вариативностью количественных показателей и трансформацией структуры альгоценозов. Вплоть до конца 1970-х гг. фитоценозы оставались мало измененными, что свойственно большим, глубоким и холодноводным озерам умеренного климатического пояса. Их развитие было стабильно невысоким (численность — 30 тыс. кл. л⁻¹, биомасса — 0.03 г м⁻³), так как лимитировалось низким содержанием в воде Р (15 мкг л⁻¹) [5]. В таксономическом составе фитопланктона в этот период преобладали массовые виды диатомовых (*Aulacoseira islandica* (O. Müll.) Sim., *Aulacoseira subarctica* (O. Müll.) Hawort, *Aulacoseira alpigena* Grun. Sim., *Asterionella formosa* Hass., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.)), золотистых (*Dinobryon divergens* Imh.) водорослей и ряд видов из других систематических отделов, характерных для олиготрофных водоемов [12]. Изменения структурных и количественных показателей фитопланктона отмечались лишь на относительно небольшом участке в районе сброса сточных вод ЦБК.

Существенные изменения в структуре фитопланктонных сообществ, динамике их численности и биомассы стали отмечаться после введения в эксплуатацию СБО в начале 1980-х гг. Увеличение в воде залива концентрации Р до 25—31 мкг л⁻¹ привело к росту численности (в 10 раз) и биомассы (в 20 раз) фитопланктона по сравнению с уровнем 1960—1970 гг. (рис. 4). В составе фитопланктона по-прежнему доминировали диатомовые, однако возрастало таксономическое разнообразие видов, характерных для эвтрофных озер, из числа эвгленовых (р. *Euglena*), синезеленых (р. *Coelosphaerium*) и хлорококковых водорослей (р. *Ankistrodesmus*, р. *Monogaphidium*); среди них встречались

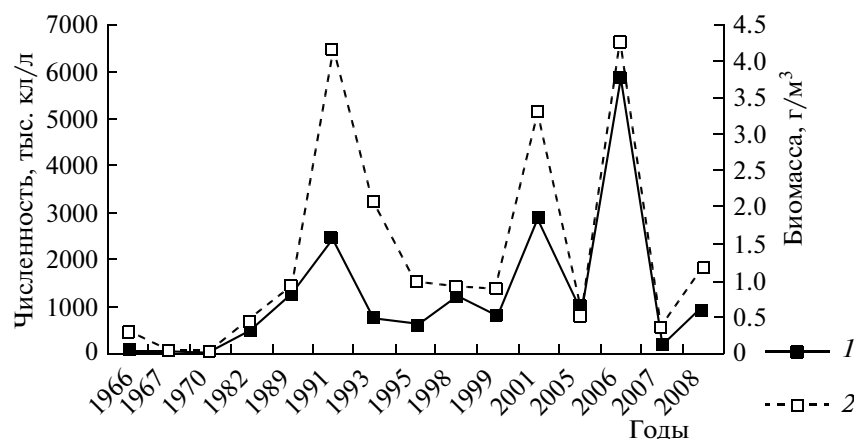


Рис. 4. Многолетняя изменчивость численности (1) и биомассы (2) летнего фитопланктона Кондопожской губы.

индикаторы органического загрязнения вод. В это время исследований отмечалась также неоднородность распределения количественных показателей фитопланктона по акватории губы. Интенсивная вегетация хлорококковых водорослей была зафиксирована в районе выпуска сточных вод, синезеленых — по всей акватории губы, что расценивалось как начавшееся антропогенное эвтрофирование залива [8].

К концу 1980-х гг. произошло еще более интенсивное развитие фитопланктона. Его численность увеличилась в 5, а биомасса в 2 раза по сравнению с 1982 г. Вплоть до начала 1990-х гг. наблюдалось увеличение числа видов водорослей, предпочитающих повышенную трофность вод [21], а также увеличение их вклада в возрастание численности ($2.5 \text{ млн кл л}^{-1}$) и биомассы (4.2 г м^{-3}). Таким образом, группа доминантов, включавшая в себя виды олиготрофных озер, заметно пополнилась высокопродуктивными видами, характерными для эвтрофных водоемов, что продолжалось вплоть до начала 1990-х гг. (рис. 5).

Более низкий уровень развития фитопланктона ($500 \text{ тыс. кл л}^{-1}$ и 0.70 г м^{-3}) в последующие годы наблюдений (1993 и 1995 гг.) во многом определялся снижением выпуска продукции ЦБК и вследствие этого — уменьшением объема сточных вод и концентрации в воде $P_{\text{общ}}$. Количественные показатели фитопланктона в эти годы уменьшились в ≥ 2 раза.

Во второй половине 1990-х гг. наряду с увеличением числа видов, характерных для эвтрофных озер, интенсивное развитие стали получать доминанты прежнего олиготрофного периода. Видовой состав фитопланктона губы на этом этапе стал идентичным наблюдавшемуся в олиготрофный период в конце 1960–1970-х гг. при общем возросшем уровне развития ($1254 \text{ тыс. кл л}^{-1}$ и

1.1 г м^{-3}). В 2001–2006 гг. локально были зафиксированы максимальные за длительный период наблюдений значения численности и биомассы летнего фитопланктона (6 млн кл л^{-1} и 4.5 г м^{-3}). Снижение количественных показателей ($1.5 \text{ тыс. кл л}^{-1}$ и 0.50 г м^{-3}) за два последующих года исследований (2007–2008 гг.) во многом определялось изменчивостью синоптических условий (рис. 5). В 2001–2006 гг. были отмечены виды, предпочитающие повышенный уровень трофии вод, а также виды — индикаторы органического загрязнения (сапробности) природных вод из числа криптофитовых (*Croomonas acuta* Uterm., *Cryptomonas acuta* Uterm., *Cryptomonas erosa* Ehr., *Cryptomonas marssonii* Skuja, *Cryptomonas obovata* Skuja, *Cryptomonas ovata* Ehr., *Rhodomonas lacustris* Pascher et Ruttn.), зеленых (*Chlamydomonas monadina* Stein., *Planctococcus sphaerocystiformis* Korschik.) и диатомовых (*Nitzschia acicularis* Kütz.) водорослей. Встречаются указанные виды на всей акватории губы, что обусловлено обогащением воды ОБ [21].

Величины первичной продукции за период функционирования ЦБК в целом повторяли динамику развития фитопланктона. Вплоть до конца 1970-х гг. скорость фотосинтеза в поверхностном слое воды в летний период не превышала 90 (в среднем 40) $\text{мкг С м}^{-3} \text{ сут}^{-1}$ [19]. К концу 1980-х гг. его величины возросли на порядок и более. В районах наиболее сильного антропогенного воздействия первичная продукция достигла мезотрофного уровня.

Повышенные значения первичной продукции в губе сохраняются до настоящего времени, составляя в среднем 350 и 130 $\text{мкг С м}^{-3} \text{ сут}^{-1}$ в вершинной и центральной частях залива соответственно. Таким образом, после ввода СБО скорость фотосинтеза выросла почти в 5 раз. В губе интенсивность поверхностного фотосинтеза в 3–

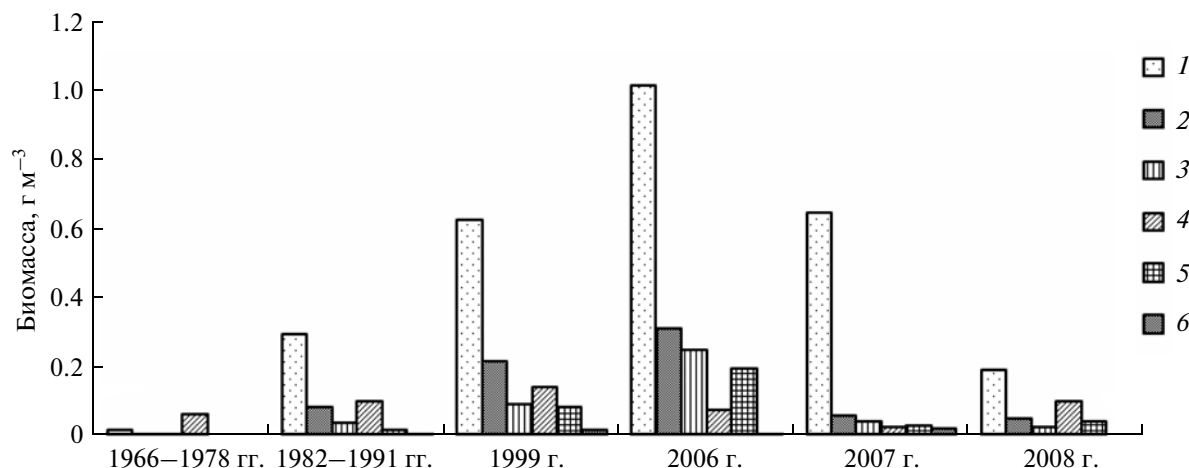


Рис. 5. Количественные показатели массовых видов фитопланктона Кондопожской губы в процессе антропогенного эвтрофирования. 1 – *Aulacoseira islandica*, 2 – *Aulacoseira subarctica*, 3 – *Asterionella formosa*, 4 – *Fragilaria crotonensis*, 5 – *Tabellaria fenestrata*, 6 – *Diatoma elongatum*.

10 раз, а интегральная продукция – в 1.5–3 раза превышают показатели для открытых районов озера. На сокращение нагрузки по Р в первой половине 1990-х гг. фитопланктонное сообщество отреагировало снижением скорости фотосинтеза. Это произошло позже, чем у бактерий, – в 1994 г., когда поступление в водоем Р в составе сточных вод сократилось в 2.5 раза [17]. Величины первичной продукции в этот период уменьшились в 2–3 раза по сравнению с концом 1980-х гг. В настоящее время они вновь выросли, хотя и не достигают уровня, соответствующего периоду максимальной нагрузки по Р.

Трансформация сообщества зоопланктона, наблюдаемая в Кондопожской губе, схожа с наблюдаемой при антропогенном эвтрофировании в других водоемах. Его основу в течение вегетационного периода составляет небольшое число видов – обычных представителей фауны северных широт [3].

В 1960–1970-е гг. влияние сточных вод ЦБК на зооценозы прослеживалось только в районе их сброса. Уровень развития здесь зоопланктона был невысоким (численность – до 20 тыс. экз. м⁻³, биомасса – 0.5 г м⁻³), так как сточные воды ЦБК, содержавшие в большом количестве древесное волокно, оказывали негативное влияние на зоопланктеров, забивая их фильтрационный аппарат [20]. В сообществе преобладали дафнии и босмины. В центральном – сравнительно чистом глубоководном районе губы его численность и биомасса были выше (соответственно в 3–5 и 1.5–2 раза).

Заметный рост количественных показателей и изменения структуры сообщества отмечались с 1980-х гг. – начального периода эвтрофирования (рис. 6). Значительно выросли численность и

биомасса зоопланктона в районе сброса сточных вод (до 90 тыс. экз. м⁻³ и 2.4 г м⁻³ в летний период), усилилась неравномерность его распределения по акватории губы. Однако разнообразие организмов в этот период было еще довольно близким к таковому в 1960–1970-е гг. (индекс Шеннона по численности – 2.11–2.46, по биомассе – 2.53–2.68), поскольку прирост общей численности произошел за счет не видов-доминантов, а средне- и малочисленных видов.

Преобладание одного–двух видов, в основном фильтраторов (в частности – *Daphnia cristata* (Sars)), привело к уменьшению разнообразия сообщества (индекс Шеннона по численности 1.57–1.73 и по биомассе 1.94–2.40). В основных таксономических группах была увеличена доля кладоцер, в трофических группах – фильтраторов, одновременно уменьшилась доля видов-хищников.

В то же время в центральной части губы воздействие сточных вод наблюдалось лишь эпизодически, вызывая вспышки численности мелких быстроразмножающихся организмов (коловраток *Keratella cochlearis* (Gosse) и др.). В начале 1990-х гг. развитие зоопланктона в вершинной части губы достигло максимума и в 4–5 раз превысило таковое в ее центральном районе [3, 11]. В основе трансформации зоопланктона в губе – изменения обилия и соотношений составляющих сообщества видов, которые проявились в период максимального развития антропогенного эвтрофирования. Численность *Eudiaptomus gracilis* Sars, *Bosmina* (E.) cf. *longispina* Leydig выросла в разы, а *D. cristata*, *D. longispina* O.F. Müller, *Limnosedra frontosa* Sars и *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller) – в десятки раз. Наиболее показательно отреагировали на повышение трофиче-

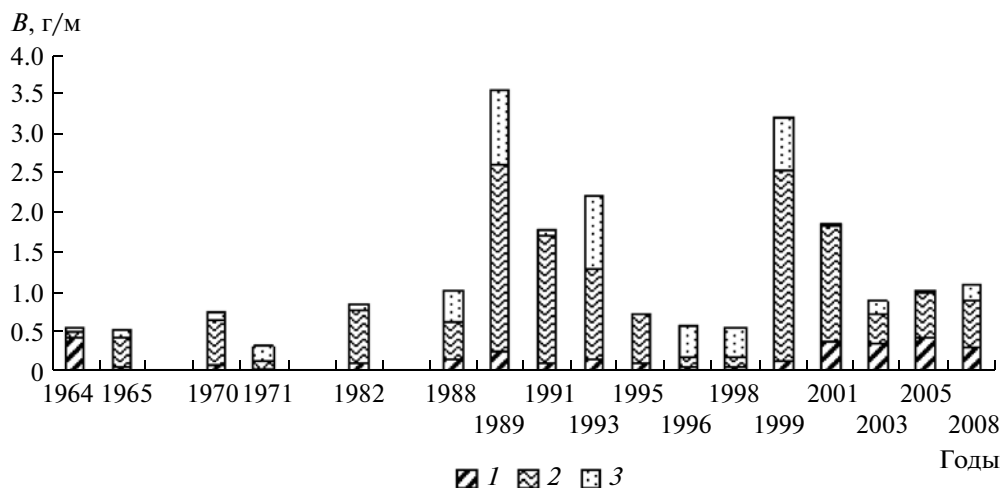


Рис. 6. Многолетние изменения биомассы (B) зоопланктона в вершинной части губы. 1 — Copepoda, 2 — Cladocera, 3 — Rotatoria.

ского статуса *D. cristata*, *D. longispina*, *C. sphaericus* и *L. frontosa*.

Снижение антропогенной нагрузки на экосистему губы в середине 1990-х гг. привело к снижению обилия организмов и к неустойчивости в структуре сообщества. Уменьшилась пространственная неоднородность распределения планктонов по акватории губы. Различия количественных показателей зоопланктона в вершинном и центральном районах губы снизились до 2–3 раз. Значения численности и биомассы (70–90 тыс. экз. m^{-3} и 1.5–2 г m^{-3}), а также структура сообщества приблизились к наблюдаемым ранее [7, 16].

В отличие от планктонных сообществ, бентос — более консервативная система. Он мало зависит от погодных и гидродинамических условий на водоеме и поэтому более информативен при загрязнении водных экосистем. По сравнению с планктонными сообществами бентоценозы губы претерпели наиболее сильную трансформацию. С момента начала работы комбината выпуск неочищенных сточных вод, содержащих большое количество бумажного волокна и биохимически лабильной органики, осуществлялся береговым сбросом в вершинной части губы. За годы работы комбината без очистных сооружений 3 км² дна покрылось бумажным волокном и другими отходами производства, накопление которых сопровождалось развитием анаэробных процессов.

В этом районе естественные бентические группировки были погребены под техногенными отложениями и разрушены полностью. За пределами вершинной части залива донные сообщества в 1960-е гг. характеризовались низкими количественными показателями, типичными для олиготрофного водоема, и бедным качественным

составом. В фауне присутствовали такие стенобионтные формы, как реликт доледниковой пресноводной фауны *Lamprodrilus isoporus variabilis* Svetlov и холодноводный *Neopisidium conventus* (Clessin), а также реликтовые ракообразные. Правда, в 1960-е гг. последние относились к числу организмов с низкими значениями индексов доминирования и количественных характеристик [2].

В 1970-е гг. резкое снижение выноса в залив волокна затормозило увеличение площади техногенной “пустыни”. Однако с увеличением объемов сбрасываемых производственных вод расширялись границы загрязнения губы. В этот период было отмечено некоторое увеличение количества олигохет на отдельных участках дна, в основном — вдоль северо-западного берега (до 1800 экз. m^{-2}). В большей части залива заметных изменений в бентосных группировках не отмечалось (рис. 7). До середины 1970-х гг. бентос в северной части губы характеризовался низкими количественными показателями (0.158 тыс. экз. m^{-2} и 0.5 г m^{-2}) и бедным качественным составом (4 вида хирономид и 8 — малощетинковых червей). Стенобионтные виды *L. isoporus*, *N. conventus* относились к числу наиболее распространенных форм [15].

В 1980-х гг. после пуска СБО были отмечены более глубокие изменения в ценозах, которые выражались не только в росте их количественных характеристик, но также в значительном обогащении донной фауны, что часто наблюдается на начальных стадиях антропогенного эвтрофирования водоемов подобного типа. Разнообразие хирономид в вершинной части возросло до 22 видов, а олигохет — до 29. В доминирующем комплексе стали преобладать полисапробы *Potamothenis hammo-*

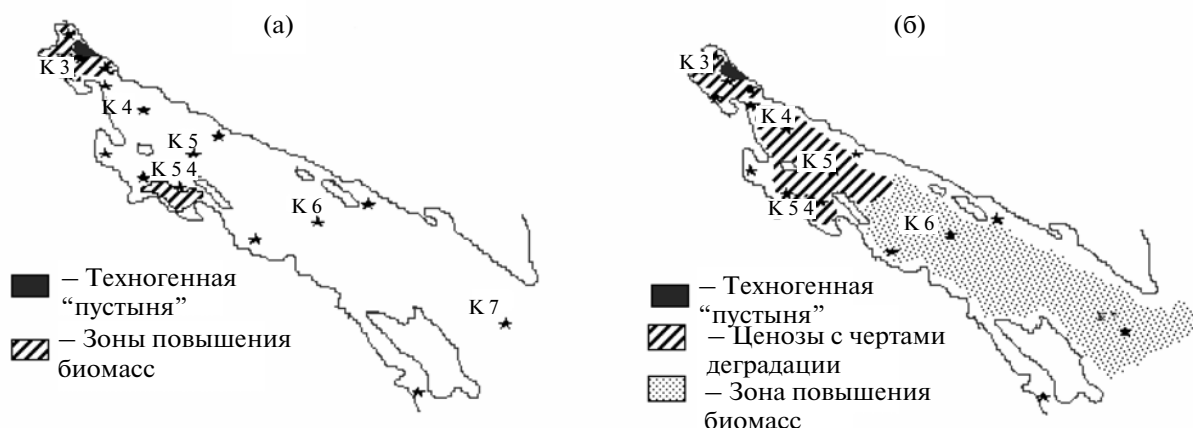


Рис. 7. Распределение условных зон загрязнений в Кондопожской губе в 1970-е (а) и 2000-е гг. (б). К1–К7 — основные постоянные точки отбора проб.

niensis hammoniensis (Michaelson) и *Tubifex tubifex* (Müller). Численность *L. isoporus* сократилась вдвое, а область его распространения сместилась в центральную и внешнюю части губы. Количество животных в вершинной части залива увеличилось до 3–8 тыс. экз. м^{-2} , а их биомасса вдвое — до 2.0–4.0 г м^{-2} [8]. Этот период отличался ускоренным расширением площади дна с измененными бентоценозами, а к концу 1980-х гг. процесс антропогенного эвтрофирования вод затронул и глубоководную центральную часть губы. Это проявилось в увеличении количественных характеристик основных групп — олигохет и реликтового рачка *Monoporeia affinis* Lindstr. (Bousfield), который по своей численности переместился в доминирующий комплекс донных группировок.

В 1990-х гг., несмотря на спад производства на ЦБК и уменьшение объема сбрасываемых в залив сточных вод, тенденции в трансформации ценозов имели продолжение. В северной части губы уже абсолютно доминировали олигохеты, численность которых увеличилась с 1980-х гг. в 3 раза. В доминирующий комплекс переместились личинки *Chironomus*, значительно сократилось видовое разнообразие донных группировок (индекс Шеннона по численности снизился до 0.81). Неуклонный рост количественных показателей продолжался и в 2000-е гг. К настоящему времени уровень количественного развития бентоса в сравнении с начальным периодом наблюдений (1964 г.) возрос почти в 40, а биомасса — в 16 раз. Численность и биомасса бентоса за пределами литоральной зоны в последнее десятилетие составили соответственно 6.012 ± 1.01 тыс. экз. м^{-2} и 11.41 ± 1.36 г м^{-2} , что соответствует α -эвтрофному статусу водоема [4].

Развитие антропогенного эвтрофирования вод обусловило формирование в вершинной части губы

бы более простых сообществ с обедненным видовым составом и измененными межвидовыми отношениями. Бентические группировки здесь характеризуются массовым развитием олигохет (тубицидов), мотылей и личинок рода *Procladius*. Они обладают достаточной устойчивостью и способны выживать при очень высокой степени загрязнения, реликтовые амфиподы отсутствуют. Зона их массового развития — обширные глубоководные области центрального плеса и внешней части губы, где их количество может достигать в настоящее время 2.2 тыс. экз. м^{-2} и 15.0 г м^{-2} .

В целом реакция бентосных сообществ на антропогенное эвтрофирование в губе мало отличается от аналогичных процессов в других глубоководных озерах [13, 23]. Структурные изменения в ценозах начинаются с исчезновения видов с узкими экологическими спектрами и с замены их резистентными видами с высокими продукционными возможностями, создающими большие биомассы. Умеренное антропогенное вмешательство ведет к усложнению экологической структуры сообществ, что отмечалось в начале 1980-х гг. в северной части Кондопожской губы. Однако дальнейшее увеличение техногенной нагрузки на водоем неизбежно приводит к снижению видового разнообразия и уменьшению сложности структурной организации сообществ.

ВЫВОДЫ

Таким образом, длительное загрязнение Кондопожской губы сточными водами ЦБК привело к значительным изменениям в биоценозах. В планктонных и бентосных сообществах наблюдались как общие закономерности, так и различия в направленности и этапности трансформации.

До 1980-х гг. значимые изменения отмечались лишь в бактерио- и бентоценозах. Аллохтонное

ОВ, включающееся в биотический круговорот за счет бактериопланктона, превалировало над автохтонным. Эвтрофирование протекало по гетеротрофному пути, что характерно для водоемов-приемников сточных вод бумажной промышленности.

С началом биогенного загрязнения в 1980-е гг. темп эвтрофирования ускорился. Возрастали количественные показатели развития биоты, и началась перестройка в структуре планктонных ценозов. Преимущество приобретали виды с высокими продукционными возможностями, увеличивалась степень доминирования отдельных элементов сообществ. В биотический круговорот включался аллохтонный фосфор и ОВ. Бактериопланктон, продукция и деструкция которого значительно превышали продукцию фитопланктона, в большей степени, чем фитопланктон, определял пищевые условия для вторичных звеньев биоты.

В 1990-х гг. при снижении антропогенной нагрузки возврат биологических сообществ к состоянию, близкому к первоначальному, происходил с разным временным промежутком, обусловленным особенностями составляющих их видов. Сократились количественные показатели бактериопланктона и зоопланктона. В фитоценозах вновь стала возрастать роль видов олиготрофного периода. Реакция бентоценозов обусловлена количеством накопленного в илах ОВ и способностью донных организмов к его утилизации при низких температурах. Как правило, возврат донных сообществ в исходному состоянию — процесс очень длительный и трудно реализуемый.

Период снижения антропогенной нагрузки на Кондопожскую губу Онежского оз. стал “природным экспериментом”, подтверждающим, что “деэвтрофикация” глубоководных экосистем определяется снижением фосфорной нагрузки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: АН БССР, 1960. 328 с.
2. Вопросы гидрологии, озероведения и водного хозяйства Карелии. Петрозаводск: Карельское кн. изд-во, 1969. 330 с.
3. Зоопланктон как компонент экосистемы Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1997. 112 с.
4. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.
5. Кондопожская губа Онежского озера в связи с ее загрязнением промстоками ЦБК. Петрозаводск: Карельский фил. АН СССР, 1975. 338 с.
6. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 286 с.
7. Куликова Т.П., Сярки М.Т. Влияние антропогенного эвтрофирования на распределение зоопланктона в Кондопожской губе Онежского озера // Вод. ресурсы. 2004. Т. 31. № 1. С. 91–97.
8. Лимнология Кондопожской губы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский фил. АН СССР, 1986. 340 с.
9. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
10. Микробиология и первичная продукция Онежского озера. Л.: Наука, 1973. 166 с.
11. Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. 293 с.
12. Петрова Н.А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л.: Наука, 1990. 200 с.
13. Петрова Н.А., Гусаков Б.Л., Стравинская Е.А. Особенности антропогенного эвтрофирования больших глубоких озер // Современное состояние экосистемы Ладожского озера. Л.: Наука, 1987. С. 6–11.
14. Современное состояние водных объектов республики Карелия. По результатам мониторинга 1992–1997 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. 188 с.
15. Соколова В.А., Полякова Т.Н. Бентофауна Кондопожской губы // Водные ресурсы Карелии и их использование. Петрозаводск: Карельский фил. АН СССР, 1975. С. 137–145.
16. Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998–2006 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 209 с.
17. Теканова Е.В., Тимакова Т.М. Первичная продукция и деструкция органического вещества в Онежском озере // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии. М.: Содружество науч. изд. КМК, 2006. С. 60–71.
18. Тимакова Т.М., Романенко В.И. Целлюлозные бактерии и потенциальная способность разложения целлюлозы в озерах Карелии // Микробиология. 1984. Т. 53. Вып. 1. С. 142–148.
19. Трифонова И.С., Ульянова Д.С., Чеботарев Г.Н. Первичная продукция, содержание хлорофилла и органическое вещество сестона в Онежском озере летом 1977 года // Гидробиол. журн. 1982. Т. 18. № 5. С. 106–109.
20. Филимонова З.И. Зоопланктон Кондопожской губы Онежского озера // Водные ресурсы Карелии. Петрозаводск: Карельский фил. АН СССР, 1975. С. 117–132.
21. Чекрыжева Т.А. Изменения в структуре летнего фитопланктона Кондопожской губы Онежского озера в процессе антропогенного эвтрофирования // Тр. КарНЦ РАН. 2008. С. 156–163.
22. Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Л.: Наука, 1990. 264 с.
23. Яковлев В.А. Пресноводный зообентос северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика). Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 2005. Ч. 1. 161 с.; Ч. 2. 145 с.
24. Granberg K. On the relation between primary production and bacterial production in lake Pajanne // *Agua Fenn.* 1974. P. 67–74.