

УДК (574. 63: 574. 587): 602. 64

О. П. Оксюк, О. А. Давыдов

**САНИТАРНО-ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ  
ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО  
МИКРОФИТОБЕНТОСУ**

Обсуждены основные положения санитарной гидробиологии в современный период. Изложены задачи санитарно-гидробиологической характеристики водных экосистем по микрофитобентосу, методология синбиоиндикации по донным альгоценозам и их структурным элементам. Рассмотрена роль микрофитобентоса в формировании среды обитания гидробионтов и качества воды.

*Ключевые слова:* санитарная гидробиология, биоиндикация, микрофитобентос.

Глобальное ухудшение экологической ситуации из-за усиления антропогенного пресса на водные экосистемы обусловило в современный период расширение сферы деятельности санитарной гидробиологии: от проблематики качества воды до проблемы качества среды обитания гидробионтов и человека. Качество воды как ресурса хозяйственной деятельности является одной из составляющих этой проблемы. Качество жизненной среды гидробионтов, окружающей среды человека и водных ресурсов для хозяйственного использования определяется состоянием водных экосистем, их благополучием и степенью нарушения в условиях комплексного антропогенного пресса.

Санитарная гидробиология принадлежит к числу специальных разделов гидробиологии. Она разрабатывает фундаментальные аспекты присущих ей специфических задач, на базе которых решает прикладные вопросы, возникающие перед человеческим обществом.

В основе концепции и методологии санитарной гидробиологии лежит экосистемный принцип, сутью которого является изучение взаимосвязей абиотических и биотических компонентов водных экосистем. Фундаментальные аспекты санитарной гидробиологии в соответствии с подходами факториальной экологии состоят в установлении и количественном выражении воздействия факторов среды обитания на гидробионтов и их сообщества. Особое внимание уделяется изучению откликов биоты на основные факторы антропогенного пресса.

© Оксюк О. П., Давыдов О. А., 2011

Санитарная гидробиология, в соответствии со смыслом своего наименования (от лат. *sanatio* — лечение, оздоровление), включает прогнозирование нарушения состояния водных экосистем под воздействием антропогенных факторов, а также разработку путей улучшения и/или сохранения благоприятной среды обитания гидробионтов, окружающей среды человека и качества водных ресурсов.

Задачи санитарной гидробиологии предусматривают:

- характеристику эколого-санитарного состояния водных экосистем, в том числе трофо-сапробиологического статуса и его нарушения под воздействием антропогенных факторов;
- оценку экологического состояния водных объектов как среды обитания гидробионтов и компонентов окружающей среды человека;
- определение качества водных ресурсов;
- составление рекомендаций по улучшению эколого-санитарного состояния водных объектов.

Для санитарно-гидробиологической характеристики водных экосистем применяются, кроме общих гидробиологических (определение таксономического, видового, экологического состава, численности, биомассы, продукции и др.), специальные подходы и методы, основной из которых — биоиндикация. Важнейшей проблемой для адекватной оценки состояния водных экосистем является разработка фундаментальных принципов системы биоиндикации, базирующихся на реакции гидробионтов и их сообществ на факторы среды, в том числе антропогенные. Один из основных принципов — приоритетность синбиоиндикации, поскольку структура и количественные показатели сообществ более чувствительны к изменению экологических факторов и, несомненно, имеют большую индикаторную ценность, чем отдельные виды гидробионтов.

Исторически так сложилось, что методы биоиндикации направлены на оценку качества воды и его ухудшения под воздействием загрязнения органическими веществами, главным образом на определение сапробности. Поскольку качество воды обуславливается структурно-функциональной организацией экосистемы, по нему можно, в определенной мере, судить о состоянии водного объекта и его изменении в результате загрязнения.

Однако антропогенное воздействие на водные экосистемы не ограничивается загрязнением органическими веществами и повышением уровня сапробности, оно весьма многообразно и включает широкий спектр физико-химических факторов. Этим и определяется необходимость разработки методологии и методов биоиндикации состояния водных экосистем при комплексном антропогенном воздействии. В санитарной гидробиологии применяются аутбио- и синбиоиндикация. Аутбиоиндикация — характеристика и определение свойств водных экосистем и их изменения по индикаторным видам гидробионтов. Синбиоиндикация — характеристика и опре-

деление свойств водных экосистем и их изменения по сообществам гидробионтов.

В условиях комплексного воздействия на водные экосистемы из-за недостаточной информативности аутобиоиндикации по видам-индикаторам одного определенного типа антропогенного влияния (евтрофирование, ацидификация, термофикации и др.) [5, 11, 13] приоритетное значение приобретает синбиоиндикация на основе сообществ гидробионтов разного ранга (экологических группировок, био-, альго-, фито- и зооценозов, их структурных элементов, таксоценозов, экологических и других групп и т. п.). Трансформация видового состава и обилия сообществ отображает мультифакторное воздействие на водные экосистемы. В этой связи в Водной Рамочной Директиве ЕС [2, 15] оценка экологического состояния водных объектов базируется на сообществах, в том числе фитобентоса, с учетом физико-химических условий, обеспечивающих жизнедеятельность биоты.

Важной задачей санитарно-гидробиологической характеристики водных экосистем является адекватное и четкое представление результатов биоиндикации. В аспекте санитарно-гидробиологической проблематики, по нашему мнению, целесообразно ввести «индекс эколого-санитарного состояния» (ИЭС) как показатель состояния водных экосистем, качества среды обитания гидробионтов, окружающей среды человека, водных ресурсов и их изменения в условиях антропогенного пресса.

ИЭС должен учитывать и отображать воздействие многофакторной антропогенной нагрузки на водные экосистемы, в отличие от «индекса сапробности», сориентированного на загрязнение органическими и биогенными веществами. Методы расчета и форма выражения ИЭС в относительных или абсолютных величинах могут варьировать, основываясь на компаративном или критериальном принципе. Главное требование состоит в том, чтобы на основе результатов биоиндикации получить адекватное отражение состояния водной экосистемы и достаточно надежную характеристику степени нарушения экологических условий под влиянием антропогенных факторов.

Как один из вариантов ИЭС можно предложить модификацию принятого в ВРД ЕС [2, 14, 15] «коэффициента экологического качества» (EQR — ecological quality ratio), который представляет собой отношение между измеренным в оцениваемом водном объекте ( $I_o$ ) и эталонным ( $I_s$ ), или исходным (reference) значением показателей и рассчитывается как  $EQR = \frac{I_o}{I_s}$ . Его

величина изменяется от 1,0 при эталонном, то есть ненарушенном (референсном [2]) состоянии, до 0 при очень плохом экологическом состоянии. Если значение показателя в водном объекте выше, чем в эталонном, формула имеет вид:

$$EQR = \frac{1}{I_o / I_s} = \frac{I_s}{I_o}.$$

Расчет ИЭС выполняется согласно компаративному принципу, фиксирующему изменение количественных показателей сообществ гидробионтов по отношению к природным ненарушенным или очень слабо нарушенным

**1. Ориентировочная шкала значений индекса эколого-санитарного состояния (ИЭС) водной экосистемы по изменению количественных показателей микрофитобентоса относительно их уровня в природных (эталонных) ненарушенных условиях**

Изменение показателей микрофитобентоса	Значения ИЭС				
	1,0—0,9	0,8—0,7	0,6—0,4	0,3—0,2	< 0,2
Уменьшение	1,0—0,9	0,8—0,7	0,6—0,4	0,3—0,2	< 0,2
Увеличение	1,0—1,1	1,2—1,5	1,6—3,0	3,1—5,0	> 5,0
Нарушение состояния экосистемы	Очень слабое	Слабое	Умеренное	Сильное	Очень сильное
Качество среды обитания	Отличное	Хорошее	Посредственное	Плохое	Очень плохое

условиям. Отличие ИЭС от EQR состоит в том, что для ИЭС используется двойная шкала (табл. 1), регистрирующая как уменьшение под воздействием антропогенных факторов измеренных в исследуемом водном объекте величин по сравнению с эталонными, так и их увеличение. Это позволяет избежать не всегда достаточно понятных результатов, получаемых при обратном виде формулы расчета EQR в случаях возрастания видового богатства и обилия сообществ гидробионтов, в частности водорослей (например, при антропогенном евтрофировании).

Санитарно-гидробиологическая характеристика водных экосистем по микрофитобентосу основывается на рассмотренных выше положениях современной санитарной гидробиологии.

**Материал и методика исследований.** Материалы по микрофитобентосу получены в результате исследований, проведенных в 1986—2005 гг. в Каневском, Каховском, Кременчугском водохранилищах, низовьях Днестра и Южного Буга, Днепро-Бугском лимане [4—9].

Пробы микрофитобентоса отбирали по вертикальному профилю дна на глубинах 0—6,0 м микробентометром МБ-ТЕ в трех повторностях с общей площади около 40 см<sup>2</sup>. Количественный учет выполняли на счетной пластинке в капле объемом 0,1 см<sup>3</sup>, отобранной шпатель-пипеткой. Для определения диатомовых водорослей изготавливали препараты с применением специальных сред.

Ценологический анализ сообществ микрофитобентоса основывался на эколого-флористическом подходе [8, 9] с выделением эколого-морфологических групп как структурных элементов альгоценозов [10].

### *Результаты исследований и их обсуждение*

Микрофитобентос играет важную роль в санитарно-гидробиологической характеристике водных экосистем. Показатели его обилия позволяют

определить трофо-сапробиологический (эколого-санитарный) статус (табл. 2) [7, 12], установить его нарушение под воздействием антропогенного евтрофирования и повышение уровня сапробности в результате загрязнения органическими и биогенными веществами.

В Каневском водохранилище, например в альгоценозах с преобладанием диатомовых водорослей, численность в оптимальных (эталонных) условиях [8] колебалась в пределах 50—150 тыс. кл/10 см<sup>2</sup>, что соответствует мезотрофному классу, разрядам мезотрофный — мезо-евтрофный. В альгоценозах смешанного состава, в которых доминирующую роль играют диатомовые и синезеленые водоросли, численность спорадически повышалась до 400 (750) тыс. кл/10 см<sup>2</sup>, не выходя за пределы мезо-евтрофного разряда. Сапробность в основном отвечает β-мезосапробной зоне с тенденцией к олигосапробности. По биомассе микрофитобентоса, составляющей во всех альгоценозах на оптимальной глубине 0,15—0,25 (до 0,40) мг/10 см<sup>2</sup>, трофность также соответствует мезотрофному классу, мезотрофному и мезо-евтрофному разрядам. Сапробность колеблется в пределах олигосапробной — β-мезосапробной зон.

Таким образом, в целом по показателям обилия микрофитобентоса Каневское водохранилище характеризуется как мезотрофный водный объект с некоторым смещением к мезо-евтрофности; сапробность соответствует в основном β-мезосапробной зоне с тенденцией к олигосапробности.

Количественные показатели микрофитобентоса Каховского водохранилища (численность — 150—200 тыс. кл/10 см<sup>2</sup>, биомасса — 0,15—0,40 мг/10 см<sup>2</sup>) позволяют оценить его как мезо-евтрофный водный объект с тенденцией к переходу в класс евтрофных; сапробность соответствует β-мезосапробной зоне.

Предельтовый участок нижнего Днепра, рукава дельты, Днепровско-Бугский лиман и низовья Южного Буга характеризуются довольно высоким обилием микрофитобентоса, численность достигает 1700—5000 тыс. кл/10 см<sup>2</sup>, биомасса — 1,10—3,00 мг/10 см<sup>2</sup>. Эти водные объекты определяются как евтрофные со смещением в разряд ев-политрофных; сапробность соответствует β—α-мезосапробной зоне.

Микрофитобентос обладает высокой чувствительностью к абиотическим факторам среды, что обуславливает его эффективность как биоиндикатора антропогенной нагрузки на водные экосистемы. При этом необходимо учитывать, что микрофитобентос является сложной экологической группировкой, включающей автохтонные и аллохтонные компоненты. Автохтоны представлены облигатными и факультативными бентонтами, которым принадлежит роль ценозообразователей. Аллохтоны являются случайными или временными компонентами, попадающими (иногда в большом количестве) на дно из толщи воды (планктонты) или обрастаний (перифитонты). Бентонты представляют собой резидентную альгофлору и имеют преимущественное значение для биоиндикации [13]. Оценка по их показателям обилия более надежна, чем по количественным показателям микрофитобентоса в общем, особенно при значительном обилии аллохтонов.

2. Характеристика эколого-санитарного состояния водных объектов по микрофитобентосу (по [12], с дополнениями)

Градация величин разряды	название	Биомасса, мг/10 см <sup>2</sup>	Численность, млн кл/10 см <sup>2</sup>			Трофность (преобладающий тип)			Сапробность
			преобладание синезеленых	смешанный состав	преобладание крупных диатомовых	классы	разряды		
1	Предельно низкая	Менее 0,05	Менее 0,25	Менее 0,05	Менее 0,01	Олиготроф- ная	Олиготроф- ная	Олигосап- робная	
2	Очень низ- кая	0,05—0,10	0,25—0,50	0,05—0,10	0,01—0,02	Олиго-ме- зотрофная	Олиго-ме- зотрофная		
3	Низкая	0,11—0,25	0,51—1,25	0,11—0,25	0,03—0,05	Мезотроф- ная	Мезотроф- ная		
4	Ниже средней	0,26—1,00	1,26—5,00	0,26—1,00	0,06—0,20	Мезо-евт- рофная	Мезо-евт- рофная	β-мезосап- робная	
5	Средняя	1,01—5,00	5,01—25,00	1,01—5,00	0,21—1,00	Евтрофная	Евтрофная		
6	Выше средней	5,01—25,00	25,01—125,00	5,01—25,00	1,01—5,00	Ев-поли- трофная	Ев-поли- трофная	α-мезосап- робная	
7	Высокая	25,01—50,00	125,01—250,00	25,01—50,00	5,01—10,00	Политроф- ная	Политроф- ная		
8	Очень вы- сокая	50,01—100,00	250,01—500,00	50,01—100,00	10,01—20,00	Гипертроф- ная	Гипертроф- ная	Полисап- робная	
9	Предельно высокая	Более 100,00	Более 500,00	Более 100,00	Более 20,00	Гипертроф- ная	Гипертроф- ная		

К числу наиболее распространенных факторов антропогенного воздействия на водные экосистемы принадлежат загрязнение и изменение гидрологического режима.

Биоиндикация загрязнения в настоящее время обычно производится по видам-индикаторам сапробности. Однако антропогенное загрязнение не всегда приводит к существенному изменению индекса сапробности, в то же время состав и обилие микрофитобентоса претерпевают значительную трансформацию. Поэтому синбиоиндикация по сообществам донных водорослей, несомненно, надежнее аутбиоиндикации, особенно при локальном загрязнении.

Такая ситуация наблюдалась на Киевском участке Каневского водохранилища у выхода в основное русло коллектора поверхностного стока с жил-массива [5]. Индекс сапробности (по Пантле-Букк) по микрофитобентосу в общем был равен 2,04 в литорали и 1,96 на глубоководье; по бентонтам он был несколько выше — соответственно 2,18 и 2,05. В других пунктах данного участка, не подвергающихся точечному загрязнению, по микрофитобентосу в общем индекс сапробности колебался в пределах 1,84—2,01, по бентонтам — 1,83—2,12; разница по вертикали не отмечалась.

Таким образом, если судить по аутбиоиндикации, загрязнение стоком из коллектора несущественно, поскольку величины индекса сапробности практически сходны с таковыми в других пунктах участка. Вместе с тем, в этом пункте загрязнение, поступающее в прибрежную зону, привело к значительным изменениям литорального альгоценоза. Количество видов в нем превышало 90, из них около 50 бентонтов, что значительно выше, чем в других пунктах данного участка с аналогичными условиями, характеризующимися интенсивной динамикой водных масс: в них отмечено 60—70 видов в общем, из них 30—35 видов бентонтов. Видовое разнообразие в пункте с точечным загрязнением также было выше: индекс Шеннона составлял 2,61 бит/мг против 2,04—2,18 в других пунктах. Численность микрофитобентоса, особенно бентонтов, здесь была значительно выше (до 110 тыс. в общем, 30 тыс. кл/10 см<sup>2</sup> бентонтов), чем в пунктах без точечного загрязнения (около 80 тыс. в общем, 5 тыс. кл/10 см<sup>2</sup> бентонтов). Биомасса в пункте с точечным загрязнением увеличивалась в среднем примерно в 2 раза — 0,029 в общем, 0,019 мг/10 см<sup>2</sup> бентонтов против около 0,018 и 0,010 мг/10 см<sup>2</sup> в других пунктах.

Литоральный альгоценоз также претерпел существенную трансформацию структуры, что обусловило менее значительное увеличение биомассы, чем численности. Отмечается изменение соотношения структурных элементов альгоценоза — эколого-морфологических групп (ЭМГ) бентонтов, объединяющих виды, сходные по экологическим характеристикам и морфологическим признакам. Важным показателем этого является доля в микрофитобентосе индикаторных эколого-морфологических групп, обладающих специфической чувствительностью к определенным физико-химическим факторам среды. К числу таких принадлежит ЭМГ нитчатых синезеленых водорослей (Бнс), которая является хорошим синбиоиндикатором хозяйственно-бытового загрязнения водных объектов, особенно на песчаных грун-



тах, характеризующихся недостатком биогенных веществ. В пункте, испытывающем воздействие поверхностного стока с жилмассива, доля ЭМГ Бнс в литоральном альгоценозе была намного выше — до 12% по количеству видов бентонтов, 42% по численности и 18% по биомассе, чем в местах без точечного загрязнения — соответственно 2—6, 4—18 и до 2%.

Таким образом, синбиоиндикация по изменению структуры и обилия литорального альгоценоза свидетельствует об интенсивном загрязнении, поступающем в основное русло речной части Каневского водохранилища из коллектора на исследованном участке.

Динамика водных масс является важнейшим фактором, определяющим санитарно-гидробиологическое состояние водных экосистем и качество среды обитания гидробионтов. Гидродинамические процессы вследствие проточности, колебания уровня воды, ветровых волнений и других факторов инициируют разного рода течения, интенсивность которых измеряется их скоростью.

Откликом микрофитобентоса на изменение динамики водных масс, в том числе в результате антропогенного воздействия, являются нарушения видового состава, структуры и обилия донных альгоценозов. Между скоростью течения, характеризующей гидродинамические условия, и количественными показателями микрофитобентоса существует четко выраженная обратная связь [6]. Увеличение скорости течения приводит к обеднению микрофитобентоса, особенно бентонтов. Количество алоктонов при этом может не сокращаться, а даже возрастать вследствие оседания планктонных водорослей в неблагоприятной гидродинамической ситуации.

Для оценки воздействия (непосредственного и из-за нарушения стабильности грунта) на сообщества донных водорослей целесообразно использовать четырехранговую шкалу интенсивности течения: слабое, умеренное, сильное и очень сильное. На основании литературных [1] и наших [6, 9] данных слабое течение характеризуется скоростью до 0,1 м/с, умеренное — около 0,2—0,3, сильное — 0,4—0,6 и очень сильное — более 0,6 м/с.

В речной части Каневского водохранилища увеличение скорости течения сопровождалось уменьшением количественных показателей микрофитобентоса (табл. 3). Наиболее резко сокращается биомасса вследствие того, что крупные диатомовые водоросли, играющие основную роль в ее образовании, очень чувствительны к стабильности донных грунтов, зависящей от интенсивности течения. При умеренном течении биомасса бентонтов и микрофитобентоса в общем уменьшалась в среднем в 3 раза, а ее максимальные величины — более чем в 6 раз по сравнению с аналогичными показателями в условиях слабого течения. Сильное течение приводило к сокращению биомассы бентонтов в 5 раз, а очень сильное — почти на порядок.

Четко реагировала на усиление течения также численность донных водорослей. Для бентонтов зарегистрировано ее уменьшение приблизительно вдвое при умеренном, втрое при сильном и в 7—9 раз при очень сильном течении по сравнению со слабой интенсивностью движения водных масс.



### 3. Количественные показатели микрофитобентоса в зависимости от интенсивности течения в речной части Каневского водохранилища

Течение	Количество видов		Численность, тыс. кл./10 см <sup>2</sup>		Биомасса, мг/10 см <sup>2</sup>	
	бентонты	в общем	бентонты	в общем	бентонты	в общем
Слабое	64	125	38	118	0,084	0,100
	68	131	56	151	0,199	0,226
Умеренное	56	100	22	37	0,029	0,031
	72	121	27	39	0,030	0,032
Сильное	43	84	13	70	0,017	0,025
	47	94	17	78	0,022	0,031
Очень сильное	37	84	6	51	0,009	0,014

Примечание. Над чертой — средние, под чертой — максимальные величины в группах пунктов с одинаковой интенсивностью течения. Численность и биомасса — в среднем по вертикали (глубина 0—6,0 м).

Численность микрофитобентоса в общем при ухудшении гидродинамических условий сокращалась не так однозначно, как бентонтов, из-за вариабельности оседания на дно аллохтонов.

Наименьшие изменения претерпевало количество видов, поскольку многие из них при сокращении обилия продолжали встречаться единично. В условиях умеренного течения видовой состав микрофитобентоса, в том числе бентонтов, уменьшался мало. При сильном и очень сильном течении количество видов водорослей в микрофитобентосе уменьшалось на одну треть. При очень сильном течении видовой состав бентонтов сокращался почти наполовину.

В условиях комплексного антропогенного пресса оценка состояния водных экосистем сопряжена с серьезными трудностями, если разные факторы вызывают противоположно направленные отклики микрофитобентоса. Антропогенное загрязнение и изменение гидродинамического режима воздействуют на водные экосистемы в большинстве случаев одновременно. При этом загрязнение органическими и биогенными веществами приводит к увеличению видового богатства и обилия микрофитобентоса, а динамика водных масс — к их сокращению. В результате противоположной реакции сообществ донных водорослей на эти факторы изменения их показателей сглаживаются или полностью нивелируются, что приводит к ненадежной или ошибочной оценке степени нарушения состояния водных экосистем. В этих случаях синбиоиндикация выполняется по составным элементам альгоценозов, в частности эколого-морфологическим группам бентонтов (см. с. 72), обладающим специфической чувствительностью к тому или иному фактору воздействия [11]. Индикаторной эколого-морфологической группой для антропогенного загрязнения органическими и биогенными веществами является ЭМГ нитчатых синезеленых водорослей (ЭМГ Бнс), которым присущ миксотрофизм. По отношению к гидродинамическому режиму син-

биоиндикатором служит ЭМГ крупных диатомовых водорослей (ЭМГ Бкд), чувствительных к нарушению стабильности донных грунтов [10].

В условиях совместного действия факторов, вызывающих противоположный отклик микрофитобентоса, для биоиндикации имеет значение разница их интенсивности.

При сильной динамике водных масс и слабом загрязнении микрофитобентос в общем реагирует на более интенсивный первый фактор. Видовой состав и обилие уменьшаются по сравнению с таковыми в ненарушенных эталонных условиях [8, 11]: бентонтов — в среднем в 4 раза, микрофитобентоса в общем — в 3 раза. Адекватность отклика микрофитобентоса в общем на более сильный фактор подтверждается тем, что количественные показатели ЭМГ Бкд (как специфического индикатора гидрологического режима) также сокращаются в среднем в 3,7 раза. Под воздействием сильной динамики водных масс реакция ЭМГ Бнс на слабое загрязнение полностью нивелируется: видовой состав, численность и особенно биомасса не только не увеличиваются, но даже существенно уменьшаются — в среднем в 1,5—4 раза.

В условиях сильной динамики водных масс и умеренного загрязнения микрофитобентос в общем также реагирует на более сильный фактор. Однако видовое богатство и обилие сокращаются в меньшей степени, чем при слабом загрязнении (в 2,5—5 раз для бентонтов и в 2 раза в общем), что, очевидно, обусловлено некоторым увеличением количественных показателей под влиянием умеренного загрязнения. Отклик ЭМГ Бкд лучше индицирует воздействие гидродинамического режима. Сокращение доли этих водорослей в альгоценозах практически аналогично тому, что наблюдается во всех случаях при сильной динамике водных масс (около 3 раз).

При умеренном загрязнении ЭМГ Бнс проявляет индикационную способность на данный фактор даже в условиях сильной гидродинамики; доля ЭМГ Бнс в донных альгоценозах увеличивается в среднем около двух-трех раз по всем количественным показателям.

В условиях сильной интенсивности обоих противоположно действующих факторов изменения видового богатства и численности микрофитобентоса в общем нивелируются. Существенно уменьшается только биомасса, которая определяется в основном крупными диатомовыми водорослями. Поэтому микрофитобентос в общем не может служить синбиоиндикатором воздействия динамики водных масс в условиях сильного загрязнения. В такой ситуации индикационную роль в отношении гидродинамического режима выполняет ЭМГ Бкд, доля которой сокращается по всем показателям (особенно численности) более чем в 3 раза.

При умеренной динамике водных масс и сильном загрязнении закономерно проявляется реакция микрофитобентоса в общем на загрязнение как более интенсивный фактор. Видовое богатство и обилие бентонтов и микрофитобентоса в общем увеличиваются в среднем в 2 раза. Аналогичный отклик (увеличение доли в альгоценозах в 2—3 раза) свойствен также

ЭМГ Бнс — индикаторной в отношении данного вида воздействия. ЭМГ Бкд сохраняет свою индикационную специфику: доля крупных диатомовых водорослей под влиянием гидродинамических явлений умеренной интенсивности сокращалась примерно в 2 раза.

В условиях умеренной динамики водных масс и умеренного или слабого загрязнения изменения показателей микрофитобентоса в общем нивелируются. Синбиоиндикационную роль выполняют эколого-морфологические группы донных водорослей. ЭМГ Бкд четко реагирует на гидродинамический фактор уменьшением доли в видовом богатстве и обилии в 3 раза и более. Умеренное до слабого загрязнение в этих условиях приводит к увеличению роли ЭМГ Бнс в альгоценозах в 1,5—2 раза.

Таким образом, микрофитобентос в общем служит синбиоиндикатором лишь при существенной разнице в интенсивности факторов, вызывающих противоположную реакцию сообществ донных водорослей. В условиях совместного воздействия таких факторов надежными синбиоиндикаторами являются эколого-морфологические группы бентонтов, обладающие специфической чувствительностью к определенным факторам.

Микрофитобентос играет важную роль в формировании качества среды обитания гидробионтов, окружающей среды человека, водных и биологических ресурсов. Сообщества донных водорослей принимают активное участие в фотосинтетической аэрации воды, существенно улучшая кислородный режим. Исследования на дельтовом участке Днепра [4] показали, что микрофитобентос является основным поставщиком кислорода, особенно в мелководной зоне. Его доля в приходной части баланса составляла 63—65%, при этом доля фитопланктона была несколько больше 30%, а атмосферной аэрации — около 2%.

Обеспечение благоприятного кислородного режима особенно важно на песчаных грунтах, которым принадлежит первостепенная роль в процессах самоочищения в водных экосистемах. Оптимальное обогащение кислородом поровых растворов грунтов и водных масс осуществляется при биомассе микрофитобентоса в диапазоне от 0,5—1,0 до 5,0 (10,0) мг/10 см<sup>2</sup>. При таких значениях продуцирование кислорода достигает значительных величин: на оптимальной глубине — 1,5—2,5 мг O<sub>2</sub>/10 см<sup>2</sup>·сут, а траты на дыхание водорослей относительно невелики — до 0,02—0,15 (0,50) мг O<sub>2</sub>/10 см<sup>2</sup>·сут. При большей биомассе водорослей выделение кислорода увеличивается мало, а потребление сильно возрастает. Кроме того, при биомассе порядка 20—30 мг/10 см<sup>2</sup> в образующихся на грунте пленках микрофитобентоса водоросли в нижних слоях отмирают [3]. В результате их бактериальной деструкции резко увеличивается общее потребление кислорода и его чистая продукция падает до нуля. Нередко отмечается отделение таких пленок от грунта, микрофитобентос может становиться источником биологического загрязнения и приводить к ухудшению состояния водных экосистем.

Контроль вегетации микрофитобентоса базируется на экологических факторах, определяющих состав и обилие донных водорослей. К числу основных принадлежат характер грунта, гидродинамический режим, за-

грязнение органическими и биогенными веществами, наличие высшей водной растительности, степень развития фитопланктона и др.

Эффективным мероприятием является сохранение и по возможности увеличение площади песчаных грунтов, предотвращение их заиления, особенно образования легко взмучиваемых подвижных илов. Гидродинамический режим должен быть организован таким образом, чтобы способствовать оптимальному развитию донных альгоценозов для активного протекания процесса самоочищения.

Обеспечению благоприятного для состояния водных экосистем уровня вегетации микрофитобентоса способствует слабая до умеренной динамика водных масс (скорость течения 0,1—0,4 м/с). Сильные гидродинамические явления препятствуют развитию донных альгоценозов, что приводит к снижению самоочистительной способности водных экосистем, ухудшению их эколого-санитарного состояния, качества среды обитания гидробионтов и окружающей среды человека. При отсутствии проточности возникают обширные застойные зоны, где могут образовываться пленки микрофитобентоса с высокой биомассой, и возникает угроза биологического самозагрязнения.

Оседание фитопланктона лимитирует вегетацию сообществ донных водорослей, создавая неблагоприятные экотопические и трофические условия. Чрезмерное развитие высшей водной растительности сопровождается скоплением на дне растительных остатков и иловых отложений, что препятствует нормальному функционированию альгоценозов микрофитобентоса.

Важным мероприятием для улучшения эколого-санитарного состояния водных объектов является предотвращение или ограничение поступления в них из рассеянных и точечных источников загрязняющих веществ, вызывающих трансформацию структуры и обилия сообществ микрофитобентоса.

### *Заключение*

Санитарно-гидробиологическая характеристика водных экосистем базируется на методологии биоиндикации. В современный период, в условиях совместного воздействия комплекса различных факторов, преимущественное значение принадлежит синбиоиндикации. Важную роль в синбиоиндикации по комплексу ключевых сообществ гидробионтов играет микрофитобентос.

Показатели обилия микрофитобентоса характеризуют трофо-сапробиологический статус водных экосистем. Его сообществам свойственна высокая чувствительность к факторам среды и их изменениям под антропогенным воздействием.

В условиях одновременного действия факторов, вызывающих противоположно направленный отклик сообществ донных водорослей, микрофитобентос в общем является синбиоиндикатором более сильного фактора. При равной интенсивности факторов синбиоиндикаторами служат структурные элементы донных альгоценозов — эколого-морфологические группы водорослей, обладающих специфической чувствительностью к определенному виду воздействия.

Микрофитобентос играет существенную роль в формировании эколого-санитарного состояния водных экосистем. Сообщества донных водорослей активно участвуют в процессах самоочищения, способствуя созданию благоприятной среды обитания гидробионтов, улучшению качества окружающей среды человека и водных ресурсов. Для улучшения состояния водных экосистем следует принимать меры по обеспечению оптимального состава и обилия микрофитобентоса.

\*\*

*Обговорено основні положення санітарної гідробіології в сучасний період. Викладено завдання санітарно-гідробіологічної характеристики водних екосистем за мікрофитобентосом, методологія синбіоіндикації за донними альгоценозами та їх структурними елементами. Розглянуто роль мікрофитобентосу у формуванні життєвого середовища гідробіонтів та якості водних ресурсів.*

\*\*

*The issues of the contemporary sanitary hydrobiology are considered. The sanitary-hydrobiological characteristic of hydroecosystems based on the microphytobenthos is shown. The methodology of synbioindication by benthic algal communities is presented.*

\*\*

1. *Владимирова К.С.* Фитомикробентос верхнего течения Днепра // Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока. — Киев: Наук. думка, 1967. — С. 46—74.
2. *Вогна Рамкова* Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. — К.: 2006. — 240 с.
3. *Гидробиология* каналов Украинской ССР. — Киев: Наук. думка, 1990. — 240 с.
4. *Давыдов О.А., Самойленко В.И.* Динамика элементов суточного кислородного баланса дельтового участка Днепра // Гидробиол. журн. — 1990. — Т. 26, № 4. — С. 99—103.
5. *Карпезо Ю.И., Давыдов О.А.* Сапробиологическая характеристика по фитопланктону и микрофитобентосу // Биоразнообразие и качество среды антропогенно измененных гидроэкосистем Украины. — Киев: Институт гидробиологии НАНУ, 2005. — С. 238—242.
6. *Оксиюк О.П., Давыдов О.А.* Методические принципы оценки экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу // Гидробиол. журн. — 2006. — Т. 42, № 2. — С. 98—112.
7. *Оксиюк О.П., Давыдов О.А.* Оценка экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу. — Киев: ЛОГОС, 2006. — 32 с.
8. *Оксиюк О.П., Давыдов О.А.* Альгоценозы микрофитобентоса водохранилищ Днепра и Днепро-Бугской устьевой области // Гидробиол. журн. — 2010. — Т. 46, № 2. — С. 48—70.
9. *Оксиюк О.П., Давыдов О.А., Дьяченко Т.Н. и др.* Донная растительность речного участка Каневского водохранилища. — Киев: ЛОГОС, 2005. — 40 с.

10. Оксюк О.П., Давыдов О.А., Карпезо Ю.И. Экологическая структура микрофитобентоса // Гидробиол. журн. — 2008. — Т. 44, № 6. — С. 15—28.
11. Оксюк О.П., Давыдов О.А., Карпезо Ю.И. Микрофитобентос как биоиндикатор состояния водных экосистем // Там же. — 2010. — Т. 46, № 5. — С. 89—103.
12. Оксюк О.П., Зимбалева Л.Н., Протасов А.А. и др. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Бентос, перифитон, зоофитос // Там же. — 1994. — Т. 30, № 4. — С. 31—35.
13. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод. — Минск: Орех, 2004. — 125 с.
14. *Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) / Guidance document №10. REFCOND.* — Luxemburg: Office of offic. publications of the EC, 2003. — 88 p.
15. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*// *Offic. J. of the EC.* — L. 327, 22.12.2000. — 72 p.

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

Поступила 23.05.11