



Проф. к.б.н.,
София Степановна Баринова
Заведующая лабораторией
Биоразнообразия и экологии
водорослей,
Институт эволюции,
Университет Хайфы

К.б.н.,
Елена Петровна Белоус
Научный сотрудник отдела
экологии водных растений и
токсикологии,
Институт гидробиологии
Национальной Академии
наук Украины

Д.б.н., член-корреспондент
Национальной Академии
наук Украины
Петр Михайлович Царенко
Заведующий отделом,
Институт ботаники имени
Н.Г. Холодного НАН
Украины

Этот научный проект появился в результате сотрудничества израильских и украинских ученых под эгидой Института эволюции Хайфского университета.

В первой части книги представлены данные о водных объектах Украины и истории изучения в них водорослей. Освещены основные методы изучения и классификации водных объектов. Приводятся основные подходы к биоиндикации водных экосистем по водорослям. Представлены описания основных биоиндикационных систем. Приведены примеры использования биоиндикации для различных типов водных объектов на территории Украины. Отражены системные представления о разнообразии водорослей. Оптимизированы методы эколого-флористического анализа. Показано влияние экологических факторов на биоразнообразии водорослей. Продемонстрировано применение некоторых статистических методов и программ для анализа взаимовлияний среды и водорослевых сообществ в водоеме. Показана возможность оценки состояния водной экосистемы сопоставлением оценок по среде и по биотической составляющей. Разработаны оригинальные индексы и система экологического картографирования на бассейновой основе. Указаны новые подходы и примеры для экологического картографирования данных о разнообразии водорослей и средовых параметров на площади зеркала водоемов озерного типа. Показана возможность оценки влияния климатических параметров на состав и обилие сообществ водорослей в континентальных водных объектах различного типа.

Вторую часть книги составляет база данных по экологическим характеристикам водорослей-индикаторов Украины, составленная на основе сведений, собранных в четырех томах обобщающей сводки «Algae of Ukraine ...». Список водорослей-индикаторов Украины в Приложении включает 3300 таксонов, а также основные литературные источники, откуда были взяты и суммированы данные об экологических предпочтениях отдельных таксонов.

Книга адресована ученым, применяющим методы биоиндикации для исследования качества среды в водных объектах, экологам, мониторинговым организациям, широкому кругу специалистов и студентов.

Рис. 107, Табл. 68, Библ. 975 названий.



Хайфа – Киев
2019



С.С. Баринова, Е.П. Белоус, П.М. Царенко
АЛЬГОИНДИКАЦИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УКРАИНЫ: МЕТОДЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ

С.С. Баринова, Е.П. Белоус, П.М. Царенко



АЛЬГОИНДИКАЦИЯ ВОДНЫХ
ОБЪЕКТОВ УКРАИНЫ:
МЕТОДЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ

С.С. Барина
Е.П. Белоус
П.М. Царенко

АЛЬГОИНДИКАЦИЯ ВОДНЫХ
ОБЪЕКТОВ УКРАИНЫ:
МЕТОДЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ



**INSTITUTE OF EVOLUTION UNIVERSITY OF HAIFA, ISRAEL
N.G. KHOLODNY INSTITUTE OF BOTANY OF
THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF UKRAINE**

S.S. Barinova, O.P. Bilous, P.M. Tsarenko

**ALGAL INDICATION OF WATER
BODIES IN UKRAINE:
METHODS AND PERSPECTIVES**

Haifa, Kiev 2019



**ИНСТИТУТ ЭВОЛЮЦИИ УНИВЕРСИТЕТА ХАЙФЫ, ИЗРАИЛЬ
ИНСТИТУТ БОТАНИКИ ИМ. Н.Г. ХОЛОДНОГО
НАЦИОНАЛЬНОЙ АКАДЕМИИ НАУК УКРАИНЫ**

С.С. Баринава, Е.П. Белоус, П.М. Царенко

АЛЬГОИНДИКАЦИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УКРАИНЫ: МЕТОДЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ

Хайфа, Киев 2019

Барина С.С., Белоус Е.П., Царенко П.М.
АЛГОИНДИКАЦИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УКРАИНЫ: МЕТОДЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ
Хайфа, Киев: 2019 - 367 с.

Учебно-методическое пособие

Тираж 1000 экз.

Рецензенты:

д.б.н., Ф. П. Ткаченко,

зав. каф. ботаники Одесского национального университета имени И.И. Мечникова

проф., д.б.н. А. А. Протасов,

ведущий научный сотрудник Института гидробиологии НАН Украины

Рекомендовано к печати Ученым советом Института ботаники им. Н.Г. Холодного

Этот научный проект появился в результате сотрудничества израильских и украинских ученых под эгидой Института эволюции Хайфского университета.

В первой части книги представлены данные о водных объектах Украины и истории изучения в них водорослей. Освещены основные методы изучения и классификации водных объектов. Приводятся основные подходы к биоиндикации водных экосистем по водорослям. Представлены описания основных биоиндикационных систем. Приведены примеры использования биоиндикации для различных типов водных объектов на территории Украины. Отражены системные представления о разнообразии водорослей. Оптимизированы методы эколого-флористического анализа. Показано влияние экологических факторов на биоразнообразие водорослей. Промоделировано применение некоторых статистических методов и программ для анализа взаимовлияний среды и водорослевых сообществ в водоеме. Показана возможность оценки состояния водной экосистемы сопоставлением оценок по среде и по биотической составляющей. Разработаны оригинальные индексы и система экологического картографирования на бассейновой основе. Указаны новые подходы и примеры для экологического картографирования данных о разнообразии водорослей и средних параметров на площади зеркала водоемов озерного типа. Показана возможность оценки влияния климатических параметров на состав и обилие сообществ водорослей в континентальных водных объектах различного типа.

Вторую часть книги составляет база данных по экологическим характеристикам водорослей-индикаторов Украины, составленная на основе сведений, собранных в четырех томах обобщающей сводки «Algae of Ukraine ...». Список водорослей-индикаторов Украины в Приложении включает 3300 таксонов, а также основные литературные источники, откуда были взяты и суммированы данные об экологических предпочтениях отдельных таксонов.

Книга адресована ученым, применяющим методы биоиндикации для исследования качества среды в водных объектах, экологам, мониторинговым организациям, широкому кругу специалистов и студентов.

Рис. 107, Табл. 68, Библ. 975 названий.

Книга на русском языке с аннотацией на английском.

This research project emerged as a result of cooperation between Israeli and Ukrainian scientists under the auspices of the Institute of Evolution of the University of Haifa.

The first part of the book presents data on the water bodies of Ukraine and the history of the study of algae in them. Given the basic methods of studying and classification of water bodies. The main approaches to the bioindication of aquatic ecosystems by algae are given. Descriptions of the main bioindicative systems are given. Examples of the use of bioindication for various types of water bodies in Ukraine are given. Reflected systemic ideas about the diversity of algae. Optimized methods of environmental and floristic analysis. The influence of environmental factors on algae biodiversity is shown. The application of some statistical methods and programs for the analysis of the mutual influence of the environment and algal communities in the water bodies is demonstrated. The possibility of assessing the state of the aquatic ecosystem by comparing the estimates for the environment and for the biotic component is shown. Original indices and a system of environmental mapping on a catchment basin basis are represented. New approaches and examples are given for the ecological mapping of data on the biodiversity of algae and environmental parameters in the water surface of lake-type water bodies. The possibility of assessing the influence of climatic parameters on the composition and abundance of algal communities in continental water bodies of various types is shown.

The second part of the book is a database of ecological preferences of algal indicators of Ukraine that have been prepared on information collected in four volumes of «Algae of Ukraine ...». The list of indicators of Ukraine algae in Appendix includes 3,300 taxa, as well as the main references sources, from where they were taken and summarized data on the ecological preferences of individual taxa.

The book is addressed to scientists, who study the method of bioindication of environmental quality in the water bodies, ecologists, monitoring organizations, a wide range of professionals and students.

107 Figures, 68 Tables, 975 References.

© Барина С.С., Белоус Е.П., Царенко П.М., 2019

© Institute of Evolution, University of Haifa

Издательство: University of Haifa Publisher, Haifa, Israel

ISBN 978-966-02-8025-0

ОГЛАВЛЕНИЕ	
ВВЕДЕНИЕ	8
ГЛАВА 1. ВОДНЫЙ ФОНД УКРАИНЫ	11
1.1. Ландшафтно-гидрологическое районирование	11
1.2. Гидрографическое районирование	13
1.3. Озера	15
1.4. Лиманы	17
1.5. Водохранилища и пруды	18
1.6. Болота	21
1.7. Каналы и эфемерные водоемы	22
ГЛАВА 2. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РЕЛЬЕФА И КЛИМАТА УКРАИНЫ	25
2.1. Водосборные бассейны	25
2.2. Климат	26
2.3. Ландшафт	30
2.4. Биогенные нагрузки	32
ГЛАВА 3. ИСТОРИЯ ИЗУЧЕНИЯ И ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АЛЬГОФЛОРЫ УКРАИНЫ	34
3.1. История альгофлористических исследований	34
3.2. Флористический состав водорослей	35
3.3. Таксономический спектр, новые и редкие виды	38
3.4. Общие альгохорологические закономерности	38
3.5. Эколого-флористические закономерности	40
3.6. Географические элементы в альгофлоре Украины	41
3.7. Эколого-географические особенности альгофлоры	44
3.8. Типологическое распределение	45
ГЛАВА 4. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ БИОИНДИКАЦИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ: ЭКОСИСТЕМНЫЕ ПОДХОДЫ И МЕТОДЫ	52
4.1. Характеристика состояния водной экосистемы	52
4.2. Подход к оценке состояния экосистемы	56
4.3. Гидрохимия и методы определения токсичности	60
4.4. Биологические индексы для биоиндикации	63
4.5. Классификация качества воды	68
4.6. Экспериментальная оценка вегетативной активности водорослей (<i>in vitro</i>)	72
4.7. Общая схема анализа биоиндикационных данных	74
4.8. Статистические методы	76
ГЛАВА 5. КАК СРАВНИВАТЬ И УНИФИЦИРОВАТЬ ПОДСЧЕТ КЛЕТОК ВОДОРΟΣЛЕЙ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ, МЕТОД ПОДГОТОВКИ ПОСТОЯННЫХ ПРЕПАРАТОВ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ	78
5.1. Подготовка проб водорослей для последующей биоиндикационной оценки	78

5.2. Комбинированный метод подготовки препаратов	79
5.3. Унифицированная система оценки численности водорослей	80
ГЛАВА 6. МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ И РАЗВИТИЕ БАЗЫ ДАННЫХ ПО АЛЬГОИНДИКАЦИИ В УКРАИНЕ	83
6.1. Индикаторные таксоны водорослей в альгофлоре Украины	83
6.2. Группы водорослей по приуроченности к типу местообитания	86
6.3. Классификация индикаторов температурного режима	87
6.4. Индикация кислородного режима и подвижности водных масс	87
6.5. Система индикаторов рН воды, классификация по Хустедту	88
6.6. Система классификации солености по Хустедту	89
6.7. Органическое загрязнение, системы сапробности	91
6.8. Подсчет индекса сапробности (S)	93
6.9. Оценка органического загрязнения по Т. Ватанабе	96
6.10. Индикация трофического состояния водоема по Ван Даму	97
6.11. Тип питания организмов и их отношение к азоту по Ван Даму	98
ГЛАВА 7. АЛЬГОИНДИКАЦИОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В УКРАИНЕ	100
ГЛАВА 8. ПРИМЕРЫ ПРИМЕНЕНИЯ КОМПЛЕКСНОЙ БИОИНДИКАЦИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ	110
8.1. Киевское водохранилище	110
8.2. Характеристика экологического состояния водоема-охладителя Хмельницкой АЭС	114
8.2.1. Оценка биоиндикационных показателей фитопланктона	114
8.2.2. Пространственный анализ экологических и биологических характеристик в техно-экосистеме водоема-охладителя Хмельницкой Атомной Электростанции с новым статистическим подходом	125
8.2.3. Статистический анализ	128
8.3. Биоиндикация внутриводоемных процессов по фитопланктону на водохранилище Сасык	135
8.3.1. Общий биоиндикационный и альгофлористический анализ	135
8.3.2. Визуализация данных биоиндикации	142
8.4. Биоиндикационный анализ соленых озер РЛП "Славянский курорт" по фитопланктону	153
8.4.1. Общий биоиндикационный и альгофлористический анализ озер	157
8.4.2. Детальный анализ распределения индикаторных групп по озерам	162
8.4.3. Биоиндикация при помощи водорослей в оценке гидрологического влияния на экосистему озер РЛП	171
8.4.4. Размер клеток фитопланктона в экологической оценке экосистем соленых озер	174
8.4.5. Активные виды в экологической оценке озерных экосистем РЛП "Славянский курорт"	182
8.4.6. Статистические методы в экологической оценке экосистем в РЛП "Славянский курорт" по фитопланктону	287
8.5. Макрофиты и харофитовые водоросли в экологической оценке	201

охраняемых озер Донецкой области	
8.6. Биоиндикация экосистемы реки Южный Буг по фитопланктону	209
8.6.1. Динамика видового состава фитопланктона	211
8.6.2. Биоиндикация верхнего участка реки Южный Буг	214
8.6.3. Биоиндикация середины реки Южный Буг	223
8.6.4. Биоиндикация приустьевой части реки Южный Буг	231
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	238
БЛАГОДАРНОСТИ	245
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	246
Приложение. Таблица экологических характеристик водорослей-индикаторов в водных объектах Украины	297

ВВЕДЕНИЕ

Качество воды в настоящее время является одним из главных показателей уровня жизни, поэтому все развитые социумы прилагают максимум усилий для обеспечения населения и хозяйства достаточным количеством воды такого качества, которое адекватно требованиям потребителя. Большая часть воды поступает из природных источников – рек, озер, водохранилищ, качество воды в которых необходимо не только оценивать, но и прогнозировать.

За качество вод в природе отвечают две главные составляющие – бассейн водосбора и экологическая система водного объекта. Каждая из них находится в определенных условиях географии и климата, характерного для изучаемого региона. В последних исследованиях была показана роль местоположения изучаемого водного объекта на поверхности планеты и выявлены закономерности широтного распределения биоразнообразия сообществ водорослей и их продуктивности. Безусловно, на территории Украины исследования связи биоразнообразия этих сообществ и макроклиматических параметров находятся на инициальной стадии, однако, мы попытаемся привлечь внимание коллег к сравнительно-флористическим исследованиям в рамках экорегионов мира, к которым относится территория Украины, в рамках ее климатических поясов или по контрасту с ними, в рамках биомов или в сравнительном плане между флорами в них, к исследованиям географической приуроченности не только видов, исследования которой в Украине проводятся, но также и сообществ между сходными по климатическим параметрам и биогенным нагрузкам бассейнов водных объектов в других регионах Евразии. Опыт такого плана исследований последних лет показал возможность не только определить положение выявленной флоры Украины среди окружающих ее флор, но также определить ее место в целом, или флоры конкретного водоема или бассейна, в частности, среди флор однотипных водных объектов в градиенте климата и связанных с ним показателей, таких, как приходящая фотосинтетическая радиация, температура поверхности планеты и воздуха, разнообразие географических зон и биомов на территории континента. Для выявления макроклиматических влияний на формирование региональных флор могут быть рассчитаны индексы внутривидовой изменчивости, что оказалось также параметром, строго связанным с градиентом климатических показателей, но до настоящего времени в Украине не применявшимся. Удельная альгофлористическая плотность также может быть рассчитана для территории Украины, что покажет степень изученности ее альгофлоры в сопоставлении с такими расчетами для альгофлор близлежащих территорий. О степени достаточной для флористического и экологического анализов изученности видового состава также может быть показательное построение распределений Виллиса, используемых нами для различных альгофлор Евразии, но до сих пор в Украине не применявшихся. Все это позволит вычлнить влияние макроклиматических факторов на формирование альгофлоры, выделить высшие таксоны, наиболее ярко реагирующие на изменение климата при сравнительном анализе флоры Украины с флорами других регионов континента в градиенте широты, то есть, выделить индикаторные группы водорослей на изменение климата. А вычленение макроклиматических параметров из суммы влияющих факторов, в свою очередь, позволит отделить показатели антропогенного воздействия на изучаемое разнообразие водорослей водного объекта, что сделает анализ воздействия загрязнений более простым и конкретным. Большое направление исследований,

которое также связано как с климатическим, так и с антропогенным воздействием на разнообразие водорослей водного объекта, это бассейновый подход в анализе данных. Карты могут быть построены даже сейчас на большом имеющемся материале у украинских исследователей, а с применением статистических методов и биоиндикации, карты могут дать основу административным руководителям для заключений по состоянию, мониторингу и сохранению качества вод и разнообразия водных объектов. Картографирование в масштабах небольших водных объектов Украины уже показало свою эффективность для выявления конкретных влияющих на экосистему водоема факторов среди массы измеренных и определенных параметров, выглядящих достаточно однородно, что дает инструмент для системы принятия решений, особенно важных при трансграничном положении водного объекта.

В соответствии с уровнем своей экономики все страны стремятся вложить необходимые и достаточные средства для того, чтобы оценить качество воды. Однако, если в развитых странах действует система плат и штрафов за загрязненные воды, то во многих других – средства на приборный мониторинг ее качества обычно экономятся. В этих случаях особенно необходима система оценки качества воды при минимальных затратах. Именно этой цели можно достичь, используя методы биоиндикации как анализ ответа биоты на условия среды, в которой она развивается. Качество природных вод по обитающим в них организмам определяется в течение более ста лет, а метод носит название – биоиндикация. Его следует отличать от биотестирования – метода оценки реакции тест-организма на среду, в которую его поместили в лабораторных условиях.

Водоросли, являясь в большей своей части автотрофами, составляют основу трофической пирамиды, а, следовательно, первыми участвуют в продуцировании органического вещества в водной экосистеме, используя при этом биогенные соединения азота и фосфора, а также дериваты органических веществ, растворенные в воде. Интенсивность биогенной нагрузки на водные объекты отражается не только на обилии развивающихся в этих условиях водорослей, но также на их видовом составе. Именно эти характеристики (численность, биомасса и видовой состав) при изменении трофической базы используются в биоиндикационных методах. Эти методы дают интегральную оценку результатов всех процессов, протекающих в водном объекте. Кроме того, биоиндикация с использованием сообществ водорослей является дешевым экспресс-методом, в то время как химические анализы требуют определенных финансовых затрат, приборной базы и соответствующего законодательства.

Самым существенным звеном биоиндикации является анализ видового состава альгогруппировок. Система биоиндикации развивалась так, что сначала акцентировалось внимание на появлении или исчезновении определенных видов в конкретных условиях среды. То есть, в качестве индикатора условий использовалась система “вид-индикатор: наличие-отсутствие”. Система развивалась в направлении расширения списка видов-индикаторов, которых позднее стали группировать по наиболее существенным характеристикам условий. Количественные характеристики обилия видов включили в систему позднее – сначала в балльной, а затем в долевой форме.

В представленном издании мы постарались обобщить в целях биоиндикации природные и климатические условия территории Украины, водный фонд и привести его адекватную бассейновому принципу классификацию, анализ проведенных ранее украинскими специалистами биоиндикационных исследований, теоретические подходы и методы биоиндикационного анализа, современное состояние базы данных

по видам-индикаторам водорослей Украины, а также примеры применения биоиндикации на различных водных объектах Украины различными методами. Главным вкладом в развитие биоиндикационных исследований водных объектов Украины мы считаем таблицу экологических предпочтений видов-индикаторов Украины по 11 параметрам среды. Она была сформирована на базе обобщенных нами данных о проведенных в Украине альгофлористических исследованиях, опубликованных в ряде сводок и отдельных работ. Так был составлен и адаптирован к современной таксономии список водорослей, известных для территории Украины. Затем этот список был соединен в редакторе Microsoft Access с составленной в Университете Хайфы мировой базой данных по индикаторным организмам, обитающим в водной среде. Результаты представлены в Приложении 1, где приводятся экологические предпочтения только о видах-индикаторах водорослей Украины.

ГЛАВА 1. ВОДНЫЙ ФОНД УКРАИНЫ

Водный фонд Украины, площадь которой 603,7 тыс. км², формируют поверхностные воды (природные водоемы – озера, водотоки – реки, ручьи; искусственные водоемы (водохранилища, пруды) и каналы, некоторые другие водные объекты (эфемерные водоемы, заболоченные участки), а также подземные воды и источники, внутренние морские воды и территориальное море. Поверхностные воды покрывают 4% всей территории страны. Украина относится к категории европейских стран с низким обеспечением собственными водными ресурсами, а запасы пресной воды в пересчете на одного жителя страны, приблизительно в 8 раз меньше среднемировых и составляют 1140 м³ на человека. Морские акватории территориальных вод охватывают северную часть Черного моря (береговая линия составляет около 1540 км) и большую часть Азовского (береговая линия – 1851 км). Суммарный объем возобновляемых водных ресурсов Украины составляет около 139500 км³ и его формируют около 20 тыс. больших и малых озер, 72 тыс. крупных и малых рек, 1,1 тыс. водохранилищ, около 40 тыс. прудов, а также подземные воды и источники, расчетные (прогнозные) запасы которых составляют 27000 млн. м³/год, при этом утвержденные – около 7000 млн. м³/год. В целом, для Украины характерно неравномерное распределение водных ресурсов (наибольшая их концентрация наблюдается в западных и северных регионах страны), а для более равномерного водоснабжения и перераспределения поверхностных вод к засушливым степным районам используют транзитный сток, с помощью сооружения каналов и водопроводов (около 300 тыс. км.), а также очистки и переброски вод. Наиболее обеспечены водными ресурсами на региональном уровне являются Закарпатская, Ивано-Франковская, Львовская области, наименее – Крым и южные области страны.

1.1. Ландшафтно-гидрологическое районирование

С учетом гидрологических (бассейновых) показателей и зональных (физико-географических) условий Украины, на базе гидрологического подхода разработано ландшафтно-гидрологическое районирование Украины (Гребінь та ін., 2013), определение самостоятельных зон которого проведено с учетом условий обводненности территории и морфометрических характеристик водосборов (Рис. 1).

Речная сеть Украины неоднородна и состоит из 72 тыс. рек и ручьев, при общей их протяженности – более 206 тыс. км и общей плотности 0,25 км/км². Основное количество (свыше 63 тыс.) водотоков относится к категории малых рек (площадь водосбора – до 2000 км², длина – до 100 км, расположены в одной геоморфологической зоне с характерным гидрологическим режимом) (Таблица 1). Более 4 тыс. рек имеют длину, превышающую 10 км, из них около 3 тыс. рек – менее 25 км, 940 рек – от 26 до 100 км и только 132 – имеют длину более 100 км. При этом, только 81 река относится к рангу средних (Сула, Ворскла, Псел, Рось, Синюха, Самара, Орел и др.) и 9 – к крупным (объем водосбора – свыше 50 тыс. км², располагается в нескольких геоморфологических зонах, которые отличаются по характеру площади водосбора).

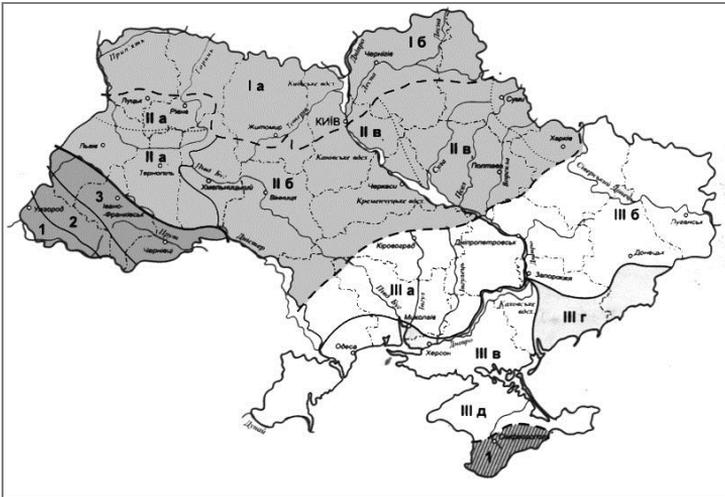


Рисунок 1. Карта-схема гидрологического районирования Украины (Гребінь та ін., 2013): I – зона чрезмерной обводненности, II – зона достаточной обводненности, III – зона недостаточной обводненности, 1–3 – гидрологическая страна Украинских Карпат, 1 – гидрологическая страна Горного Крыма

Таблица 1. Распределение рек Украины по классификационным категориям (Бондар, Коніщук, 2013)

Классификация рек	Количество рек		Суммарная длина		В том числе реки длиной свыше 10 км			
					количество		суммарная длина	
	сумма	%	тыс. км	%	сумма	%	тыс. км	%
Малые – до 2000 км ²	63029	99,9	185,8	90,0	3212	97,4	73,7	79,1
Средние – 2001-50000 км ²	77	0,1	15,5	7,5	77	2,3	15,5	16,4
Крупные – свыше 50000 км ²	9	0,001	5,2	2,5	9	0,3	5,2	5,5
Всего	63115	100	206,4	100	3298	100	94,4	100

К крупным рекам относятся Днепр (собирающий воды около 30 тыс. рек, при общей длине – 2201 км, а в пределах Украины – 981 км и годовом стоке – около 54 км³), Днестр (11 тыс. притоков, длина реки – 1362 км, в пределах Украины – 705 км, годовой сток – 8,7 км³), Дунай (в пределах Украины – 174 км, годовой сток – 123 км³, в преобладающей части – транзитный), Южный Буг (длина реки – 806 км, годовой сток – 3,4 км³), Западный Буг (длина реки – 772 км, в пределах Украины – 401 км, годовой сток – 1,8 км³), Припять (длина реки – 754 км, в пределах Украины – 254 км, годовой сток – 13,2 км³), Десна (длина реки – 1130 км, в пределах Украины – 575 км, годовой сток – 11,4 км³), Северский Донец (длина реки – 1053 км, в пределах Украины – 672 км, годовой сток – 4,5 км³), характеристика водных бассейнов

которых приведены ниже (Таблица 2). Уточненная нами схема речных бассейнов приводится на Рис. 2.

1.2. Гидрографическое районирование

Речные бассейны указанных крупных рек (за исключением Южного Буга) являются международными водными объектами трансграничного типа и формируются на базе водосбора с территории Украины и соседних государств.

Таблица 2. Основные гидроморфометрические характеристики самых больших рек Украины (Швебс, Игошин, 2003; Бондар, Коніщук, 2013)

Названия рек	Длина, км		Объем воды в основном русле, км ³	Площадь бассейна, тыс. км ²	
	общая	в пределах Украины		общая	в пределах Украины
Днепр	2201	981	53,9	504,0	291,4
Южный Буг	806	806	3,4	63,7	63,7
Днестр	1362	705	8,7	72,1	52,7
Сиверский Донец	1053	672	4,5	98,9	54,5
Десна	1130	575	11,4	88,9	33,8
Западный Буг	772	401	1,8	73,5	10,1
Припять	748	254	13,2	114	69,1
Тиса	966	201	6,3	153,0	11,3
Дунай, в т.ч. по Килийскому рукаву (устью)	2850	174	204,0 123,0	817,0	64,0

Большинство рек Украины принадлежат к бассейнам Черного и Азовского морей, и только 2,5 тыс. рек относятся к бассейну Балтийского моря. Почти половина известных рек Украины (30 тыс. рек) несут воды в Днепр, 11 тыс. – в Днестр, остальные – в Дунай, Южный Буг, Сиверский Донец и другие более мелкие реки. Плотность речной сети изменяется в зависимости от природно-климатических зон, а также региональных особенностей и на равнинной территории страны она уменьшается с северо-запада на юго-восток страны. Большой плотностью речной сети отличается зона повышенной обводненности (карта-схема 2) (0,18–0,23 км/км²), меньшей – зона умеренной обводненности (0,17–0,20 км/км²) и еще меньшей – зона недостаточной обводненности (0,1–0,05 км/км²). В Карпатах она самая высокая и составляет 0,5–1 км/км² (Романенко та ін., 2001).

Реки Украины объединяют (на базе характера региональных природных условий) в три основные группы – реки расчлененных равнин (зона умеренной и недостаточной обводненности), реки Полесской низменности (зона повышенной обводненности) и реки горных регионов (Карпат и Горного Крыма). Наиболее распространенными в Украине являются реки расчлененных равнин. Для них характерны широкие долины с некрутыми склонами, при их уклоне около 10 см/км и скорости течения – 0,2–0,3 м/с. Некоторые малые реки этого типа дренируют территорию зоны недостаточной обводненности и в летний период могут пересыхать. Реки зоны повышенной обводненности отличаются еще меньшим

уклоном (до 10 см/км) и им свойственны широкие долины, значительная часть территорий которых заболочена. Реки горных регионов (Карпат и Крыма) характеризуются неширокими долинами и крутыми склонами, неглубоким руслом, при ширине в верхнем течении до 10-20 см, в нижнем – 80–100 м и уклоне 60–70 и 5–10 м/км, соответственно.

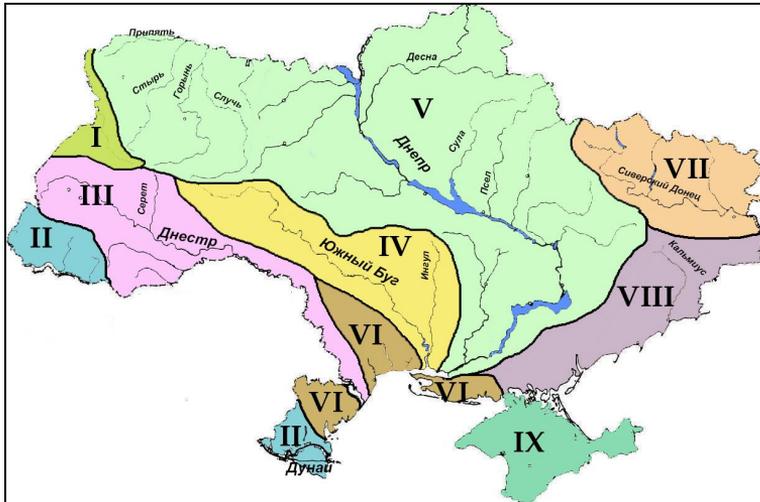


Рисунок 2. Схема гидрографического районирования территории Украины (районы речных бассейнов: I – Вислы (Западного Буга и Сана), II – Дуная, III – Днестра, IV – Южного Буга, V – Днепра, VI – рек Причерноморья, VII – Дона, VIII – рек Приазовья, IX – рек Крыма (согласно Гребень та ін., 2013)

Они переносят значительные количества взвешенных веществ. Наибольшей мутностью отличаются реки в зоне недостаточной ($250\text{--}500\text{ г/м}^3$) и умеренной ($200\text{--}300\text{ г/м}^3$) обводненности. Кроме того, повышенной мутностью воды отличаются реки Карпат ($300\text{--}500\text{ г/м}^3$) и Горного Крыма – с территорий, где происходят эрозийные процессы ($300\text{--}500\text{ г/м}^3$). Наименее мутные воды рек зоны повышенной обводненности (до 50 г/м^3).

Минерализация воды рек Украины варьирует в пределах $100\text{--}700\text{ мг/дм}^3$. Невысокой степенью минерализации отличаются воды Карпат ($100\text{--}200\text{ мг/дм}^3$) и зоны повышенной обводненности ($200\text{--}500\text{ мг/дм}^3$), в то время как минерализация вод рек Донецкого бассейна и юго-западных районов зоны недостаточной обводненности Украины довольно высокая (более 700 мг/дм^3).

Малые реки занимают в речной классификационной системе промежуточное положение между балочно-овражной сетью и ручьями, с одной стороны, и средними реками, с другой. Одной из основных особенностей этого типа рек является наличие тесной связи формирования их стока (воды, наносов и растворенных веществ) с ландшафтом бассейна, а также влияние антропогенного пресса на его формирование. Гидрологический и гидрохимический режимы малых рек, биоценотические особенности, процессы биопродуктивности и самоочищения, качество воды и водных ресурсов зависят от состояния водосборной площади и преобладающих процессов на суше в зоне их бассейнов и, непосредственно, в их пойме (Гошин, 2010). Малые реки проявляют более выраженную, нежели крупные реки, зависимость от окружающего водосбора, наличия леса или искусственных лесополос как фактора их водности. Свойство лесных почв удерживать влагу является основой механизма их влияния на гидрологический режим малых рек. Руслу малых рек,

обычно имеющих ширину от 1–2 до 10–20 (30) м, при средней глубине 50–150 (200) см, песчаном или илесто-песчаном, желобообразном дне, с рН воды 6,0–8,0, зарастают (нередко, полностью) водными макрофитами (Зона повышенной и Зона умеренной влажности). Степень развития водных макрофитов прибрежных сообществ зависит от характера наклона дна и скорости течения в реке, а также от глубины прибрежной зоны и активности влияния эвтрофикационного процесса.

1.3. Озера

Озера на территории Украины расположены неравномерно и насчитывают более 20 тыс., общей площадью 4021,5 км², что составляет около 0,3% от площади страны. Из них только около 40 озер имеют площадь акватории свыше 10 км². Большинство озер находится на крайнем северо-западе страны в междуречье Западного Буга и Припяти, формируя так называемую Шацкую группу озер (оз. Свитязское – наиболее глубоководное – 58,4 м, Пулемецкое, Островенское, Песочное, Луки, Люцимер, Черное, Соминец и др.) (Таблица 3), а другая группа расположена в юго-западной части – низовья Дуная, образуя группу Придунайских озер (оз. Ялпуг – самое большое по площади – 149 км², Кагул, Кугурлуй, Катлабух, Китай) (Таблица 4).

Таблица 3. Морфометрические характеристики наибольших озер Шацкой группы (Вишневский, 2000)

Озеро	Площадь, км ²	Объем, млн. м ³	Длина береговой линии, км	Наибольшая ширина, км	Глубина, м		Длина, км
					средняя	макс.	
Свитязское	27,5	190	30,0	4,8	6,9	58,4	9,3
Пулемецкое	16,3	67,2	15,9	3,6	4,1	19,2	6,0
Люцимер	4,3	19,8	6,8	1,9	4,4	11,0	3,1
Луки	6,8	14,3	21,4	3,1	2,1	3,2	5,9
Песочное	1,86	13,1	5,6	1,6	6,9	16,2	1,9
Островенское	2,5	5,75	9,3	1,7	2,3	3,8	2,6
Крымное	1,44	4,35	6,3	1,0	2,9	5,5	2,2
Перемут	1,5	3,30	5,0	1,3	2,2	6,7	1,8
Черное	0,8	2,40	3,7	0,8	3,0	5,0	1,4
Соминец	0,4	0,68	3,0	0,6	1,7	2,8	1,2

Таблица 4. Морфометрические характеристики придунайских озер (Швебс, Игошин, 2003; Заморев и др., 2014)

Озеро	Площадь водного зеркала, км ²	Объем, млн. м ³	Глубина, м		Длина, км	Ширина, макс., км	Площадь водосбора км ²
			средняя	макс.			
Ялпуг	149,0	387,0	2,6	6,0	40,0	7,0	4300
Кагул	90,0	180,0	2,0	7,0	25,0	8,0	941
Кугурлуй	82,0	82,0	1,0	2,0	20,0	10,0	4430
Катлабух	68,0	47,0	0,7	4,0	21,0	6,0	1290
Китай	60,0	102,0	1,7	5,0	55,0	3,0	1410
Каргал	16,0	14,4	0,9	2,4	6,0	3,6	57
Сафьян	3,7	3,0	0,8	4,0	6,5	1,0	145

К первой группе относятся около 30 озер общей площадью 65 км², которые характеризуются как типичные "полесские" равнинные озера лесной зоны Украины. Придунайские озера рассматриваются как речные, находящиеся в пределах коренного берега Дуная и являются продолжением долин рек, когда-то впадавших в эстуарий древнего Дуная. Кроме того, самостоятельную группу высокогорных озер Карпат представляют озера Черногорского и Свидовецкого горного массивов – оз. Бребенескул (наивысшее озеро Украинских Карпат – 1801 м над ур. м.), Несамовитое, Брескул, Маричейка, Ворожеска и др., а также озера более низких горных поясов (оз. Синевир, Гропа, Морское око и др.).

Преобладающее большинство озер являются пресноводными (минерализация до 0,5 ‰) или солоноватоводными (0,5‰ – 16,0‰), реже (только несколько десятков озер, прежде всего, на юге и востоке страны) – солеными (16,0‰ – 47,0‰) (например, озеро-лиман Сасык или Сасыкское водохранилище, некоторые озера Донбасса (Вейсовое, Рипное, Слипное), Приазовья и Крыма). Иногда встречаются пересоленные озера (минерализация свыше 47 ‰). Нередко уровень минерализации коррелирует с зональной принадлежностью территории, типом почвы, балансом влаги, особенностями водоснабжения и водостока и т.п.

Озера северных регионов (зона повышенной обводненности) страны, а также северо-западной центральной части (зона умеренной обводненности) характеризуются умеренным уровнем минерализации и гидрокарбонатно-кальциевым составом воды. Наряду с этим, для восточных и юго-восточных водных объектов центральных регионов зоны умеренной обводненности свойственны высокоминерализованные воды гидрокарбонатно-кальциево-магниево-натриевого состава, в то время как для южных регионов зоны недостаточной обводненности отмечено повышенное содержание натрия и смена гидрокарбонатного класса воды на сульфатный или сульфатно-хлоридный. Горные озера относятся, чаще всего, к слабо минерализованным с гидрокарбонатно-кальциевым составом (Карпатский регион), реже – к умеренно- и даже повышенно-минерализованному сульфатному типу (Горнокрымский, реже, вулканический Карпатский регион).

По характеру происхождения котловины озер подразделяются на тектонические, ледниковые, провальные (карстовые), вулканические, речные (старицы, пойменные), завально-запрудные, приморские (лагуны, лиманы). Карстовые озера встречаются в равнинных и горных регионах страны (озера Шацкой группы – например, Свитязское, Пулемецкое, Луки, в Карпатах, Крыму, на Подолии), ледниковые (образовались на дне бывших котловин ледников) – на склонах Черногорского массива Карпат (оз. Бребенескул, Несамовитое, Маричейка), а завально-запрудные (возникают в результате заграждения водного потока обвалом или сдвигом пород) – горные районы Карпат и Закарпатье (оз. Синевир, а также около 140 озер Закарпатской низменности) и вулканические или кратерные (сформированы после заполнения водой кратеров вулканов) в тех же регионах (оз. Липовецкое, Синее, Ворочивское и др.). Более распространены пойменные озера или озера старичного типа, которые свойственны долинам многих украинских рек, формируют водоемы низовьев и дельты, и распределены по территории страны неравномерно (Таблица 5).

Большинство их представлено в долинах рек Днепра (особенно устьевого участка, общей площадью 72,3 км²), Припяти, Десны (район среднего-нижнего участка), Сиверского Донца, Самары, Сулы, Хорола (особенно устьевого участка). Отличаются большим количеством пойменных озер реки северных регионов страны (р. Десна, Горынь, Случь, Сейм, Припять). Особую группу составляют озера,

которые образовались вследствие отделения от морей или эстуариев рек, так называемые речные озера, к которым относятся придунайские водоемы (Ялпуг, Кагул, Кугурлуй, Катлабух, Китай и др.). Суммарная площадь водного зеркала последних составляет 445 км², а общий объем – более 800 млн. м³, при средней глубине 0,7–2,2 м и наибольшей – 6,4 м.

Таблица 5. Бассейново-региональное распределение озер и лиманов в Украине (Бондар, Конішук, 2013)

Бассейны рек	Всего озер и лиманов		В том числе			
	количество	площадь зеркала км ²	более 0,1 км ²		из них более 10 км ²	
			количество	км ²	количество	км ²
Висла	787	109,4	57	100,7	3	55,9
Западный Буг	589	107,8	57	100,7	3	55,9
Дунай	118	492,2		477,9	6	465,0
Тиса	69	1,22	–	–	–	–
Днестр	167	410,2	24	405,1	2	380,0
Южный Буг	92	176,6	21	189,6	1	162,0
Днепр	4822	1272,0	611	1127,2	5	867,1
Припять	2102	151,0	184	88,9	–	–
Десна	811	90,0	202	41,6	–	–
Сиверский Донец	707	54,4	29	27,7	1	12,5
Причерноморье	768	851,1	77	831,4	13	732,5
Приазовье	263	227,0	26	215,3	2	184,0
Крым	349	428,6	88	411,7	10	297,6
Всего	8073	4021,5	853	3786,6	43	3156,6

1.4. Лиманы

Особую самостоятельную группу водных объектов Украины формируют лиманы, которые размещены в зоне недостаточной обводненности и относятся к региону Причерноморья и Приазовья (Таблица 6).

По типу обособленности и характера связи с акваторией моря рассматривают два типа лиманов – открытые и закрытые (отделенные от моря дамбой или пересыпью). Для них характерны нестабильность гидрологического режима (особенно для открытых лиманов), изменчивость физико-химических условий водной среды, повышенная или очень низкая биопродуктивность, различия в степени минерализации и степени загрязнении вод и донных отложений и т.д. Характерными представителями группы открытых лиманов являются Днепровско-Бугский (самый крупный в Украине по площади – 928 км²), Днестровский, Березанский, Утлюкский, гидрологический режим которых особо подвержен влиянию моря, перемешиванию, смене минерализации, мутности воды и т.п. К группе закрытых лиманов Причерноморья относятся Хаджибейский (минерализация – 6‰ –14‰), Тилигульский (13‰ –15‰), Куяльницкий (самый соленый – 70‰ –115‰, при усредненных показателях – 87‰), Молочный (до 40‰), Сиваш (Гнилое море, объединяет две составляющие – Западный и Восточный Сиваш – около 50‰) а также

лиманы Дунай-Днестровского междуречья – Алибей, Будацкий, Бурнас, Шаганы (Таблица 7) и др., отдельные из которых имеют непостоянную связь с морем.

Водообмен в закрытых лиманах замедленный и осуществляется в течение 2–5,5 лет (а у открытых – до 20 раз за год) и, соответственно, не играет столь важной роли в функционировании их экосистем, как у открытых. Основу динамики водных масс формирует сила ветра, температурные изменения и др. факторы.

Таблица 6. Основные морфометрические характеристики лиманов Причерноморья и Приазовья (Швебс, Игошин, 2003; Тимченко, 2006)

Лиман	Площадь водного зеркала, км ²	Объем, км ³	Глубина, м		Длина, км	Ширина, км	
			Средняя	Максимальная		Средняя	Максимальная
Днестровский	377 (508)	0,54 (0,733)	1,5	6,0	43	8,8	12,0
Хаджибейский	86	0,43	5,0	13,0	33	0,5	3,5
Куяльницкий	56 (23–71)	0,09	1,6	4,5	25	2,2	3,2
Тилигульский	113	0,56	5,0	21,2	55-60	2,0–3,0	4,5
Березанский	60	0,2	3,3	15,0	25	2,4	4,0
Днепро-Бугский	928	4,1	4,2	12,0	63	14,7	-
Сиваш	2560	1,0	0,2	2,0	200	2,0	25,0
Утлюкский	695	0,56	–	6,5	450	–	20,0
Молочный	165	50	0,3	3,0	32	–	7,0

Таблица 7. Характеристика закрытых лиманов Дунай-Днестровского междуречья (Романенко, 2001)

Лиманы	Площадь, км ²	Максимальная глубина, м	Объем воды, млн. м ³
Алибей	72,0	2,0	73,0
Шаганы	70,0	2,0	84,0
Будацкий	30,0	2,0	30,0
Бурнас	22,6	1,9	22,6

Отмеченные группы лиманов отличаются характером формирования и составом гидробионтов, в том числе водорослей, их доминирующих сообществ, видов-продуцентов и специфических форм. Открытые лиманы являются высокопродуктивными водоемами, однако таксономическое разнообразие – ограниченным, хотя и формируется под влиянием речного стока и моря. Особую позицию занимает соленое озеро (лиман) Сасык или Сасыкское водохранилище, расположенное вблизи устья Дуная, и в современном виде представляет собой своеобразную группу преобразованных водоемов (Тимченко, 2006; Bilous et al., 2016).

1.5. Водохранилища и пруды

Водохранилища, как искусственные водоемы на реках разного типа, широко представлены на территории Украины, охватывают площадь свыше 986 тыс. га и их объём составляет около 55300 млн. м³. Самым большим водохранилищем в Украине

по площади является Кременчугское (2252 км²), а самым глубоководным – Запорожское (Днепроовское) (54 м). По площади и объёму воды выделяются водохранилища днепроовского каскада (Киевское, Каневское, Кременчугское, Днепродзержинское, Запорожское (Днепроовское), Каховское), площадь водного зеркала которых составляет 6887 км², а объём аккумулированной в них воды – 43,7 км³ (Таблица 8). Кроме того, по своему объёму и площади водного зеркала выделяются среди других водохранилища на р. Оскол (Краснооскольское – 474 млн. м³ и 122 км², соответственно), на р. Сиверский Донец (Печенежское – 383 млн. м³ и 86,0 км²), а также на р. Ингулец (Карачуновское – 308 млн. м³ и 44,8 км²) и на р. Южный Буг (Ладыжинское – 150 млн. м³ и 20,8 км²).

Формирование днепроовского каскада осуществлялось в течение полувека с 20-х г. XX в. и связано с использованием вод Днепра для производства электроэнергии и улучшения судоходства (Днепроовское водохранилище), а также, кроме строительства мощной ГЭС, – для обеспечения водой засушливых степных районов юга Украины (Каховское), с использованием оросительных каналов. Помимо указанных водоемов, объём воды свыше 100 млн. м³ имеют Днестровское (р. Днестр), Ладыжинское (р. Южный Буг), Карачуновское (р. Ингулец), Печенежское (р. Сиверский Донец) и Червонооскольское (р. Оскол) водохранилища. 60 водохранилищ (около 8% от общего количества) имеют объём 10–100 млн. м³, остальные (около 90%) содержат до 10 млн. м³ воды. Большинство из указанных водохранилищ сформированы с целью водообеспечения населения и его хозяйственной деятельности, потребности гидроэнергетики, водного транспорта, рекреации, рыбного хозяйства и оросительного земледелия.

Таблица 8. Основные гидроморфометрические характеристики днепроовских водохранилищ (Романенко, 2001; Тимченко, 2006)

Водохранилище, год заполнения	Площадь водосбора, тыс. км ²	Средний природный расход, м ³ /с	Площадь водного зеркала при НПУ, км ²	Площадь мелководий (до 2 м), %	Объём воды, км ³		Глубина, м		Длина по оси, км	Ширина, км		Длина береговой линии, км
					Полный	Полезный	Макс.	Средняя		Макс.	Средняя	
Киевское, 1965–1966	239	1050	922	40	3,73	1,17	14,5	4,0	110	12,0	8,4	520
Каневское, 1975–1976	336	1390	581	24	2,48	0,28	21,0	3,9	123	8,0	5,5	411
Кременчугское, 1960–1961	338	1510	2250	18	13,2	9,00	20,0	6,0	149	28,0	15,1	800
Днепродзержинское, 1963–1964	425	1640	567	31	2,46	0,53	16,0	4,3	114	8,0	5,1	360
Днепроовское (Запорожское), 1931–1934, 1947	463	1650	410	36	3,32	0,85	53,0	8,0	129	7,0	3,2	250
Каховское, 1955–1956	482	1650	2150	5	18,18	6,78	24,0	8,5	230	25,0	9,3	896

Днепроовский каскад водохранилищ спровоцировал превращение реки Днепр в пределах Украины в зарегулированный водоем с резко отличающимися от речного

гидрологическим и гидрохимическим режимами и кардинальной сменой основных гидродинамических и гидравлических параметров исходной реки. После заполнения последнего в каскаде Каневского водохранилища (1976 г.) отмечено резкое (десятикратное) уменьшение скорости течения до 1,5–7 см/с и его характера, переход лотической экосистемы в лентическую с формированием водоемов озерно-речного типа, смене термического режима и внутриводоемных процессов, потери 10% стока Днепра на испарение и инфильтрацию, затопление и подтапливание огромных массивов плодородных земель, а также возросшей роли антропогенного пресса, эвтрофирования и загрязнения сточными водами и, как следствие, особо заметное в последнее время, общекаскадное "цветение" воды цианопрокариотами в летний период. Кроме того, особую значимость в процессе формирования гидробиоценозов и смены сообществ реофильных видов на виды-лимнофилы имели пойменные водоемы, устьевые участки притоков и мелководья водохранилищ, последние из которых составляют 5–40% от всей площади.

Наряду с этим, условно к этой категории водоемов относятся озера искусственного происхождения – затопленные водами карьеры, в которых приостановлена выработка полезных ископаемых (напр., Солотвинские соляные озера, Яворовское озеро на месте серного карьера, водоемы возле гранитных карьеров на Украинском кристаллическом щите и др.)

Пруды, как один из типов лентических водоемов, широко распространены на территории Украины (около 23 тыс.) и встречаются в речных бассейнах разных природно-климатических зон страны (Таблица 9). Наибольшее их количество сосредоточено в бассейнах Среднего и Нижнего Днепра. Здесь их насчитывается около 6,7 тыс. с общей площадью водного зеркала 284 км². Довольно много прудов в бассейне Припяти, а также Южного Буга и Днестра. Значительное их количество имеется вдоль побережья Черного моря. Площади большинства прудов менее 10 га.

По происхождению, особенностям формирования и водоснабжения пруды подразделяются на речные запруды, плотинные, копаные и наливные. Первые – небольших размеров, расположенные на непересыхающих малых реках или ручьях, и пополнение их водой происходит в течение всего года. Плотинные пруды расположены обычно в балках и оврагах, и пополняются водой преимущественно атмосферного происхождения. Копаные пруды характеризуются смешанным типом водоснабжения и получают, кроме атмосферных, и грунтовые воды. Наливные пруды наполняются водой из рек или других водоемов. Гидрологические особенности прудов определяются зональными факторами, составом воды источников водоснабжения, а также, отчасти, режимом хозяйственного использования. В частности, для прудов гидрологической зоны повышенной обводненности, которые относятся, чаще всего, к группе русловых, наливных с атмосферно-грунтовым типом водоснабжения, и часто определяются как дистрофные, характерно наличие большого количества органических веществ (соединений гуминовых и фульвокислот) в воде, ее низкой степени минерализации (25–100 мг/дм³) и жесткости (0,5–2 мг/экв./дм³), рН 5,5–7,0.

Пруды зоны умеренной обводненности (русловые и наливные на реках и ручьях, с атмосферно-грунтовым (источниковым) и атмосферным типом водоснабжения) характеризуются умеренной минерализацией (150–500 мг/дм³), гидрокарбонатно-кальциевым составом, рН 7,0–8,5, а зоны недостаточной обводненности – неглубокие, балочные, атмосферного и только иногда руслового и источникового типа водоснабжения, разной степени минерализации (300–800 мг/дм³ – атмосферные, 1000–3000 (–5000) мг/дм³, иногда до 20–38 тыс. мг/дм³), заиленные, с повышенным

уровнем мутности воды гидрокарбонатно-кальциевого состава, нередко с преобладанием ионов SO_4 , Cl , Na , Mg , и сильной солёностью с хлоридами натрия и магния. Большинство прудов (особенно зон повышенной и умеренной обводненности) построены на реках и активно используются в целях гидроэнергетики, рыбного хозяйства, рекреации и как природные резервуары воды.

Таблица 9. Морфометрические параметры искусственных водоемов (водохранилищ и прудов) в бассейнах рек Украины (Бондар, Коніщук, 2013)

Бассейн реки	Водоохранилища				Пруды		
	Количество шт.	Площадь водного зеркала	Объем, млн. м ³		Количество	Площадь водного зеркала	Объем, млн. м ³
			общий	полезный			
Висла	9	2,5	59,9	50,8	496	2,19	32,0
Дунай	34	55,5	1288	603,1	573	3,92	52,4
Днестр	43	24,5	3295	2147	2597	16,7	205
Днестр и Днестровское водохранилище	1	14,2	3000	2000	–	–	–
Южный Буг	174	29,5	843	669	6330	43,4	667
Днепр	510	775	46020	20278	12570	115,9	1584
Днепр и каскад днепровских водохранилищ	6	688	43692	18580	–	–	–
Причерноморский бассейн	18	23,2	596	288	840	6,92	76,7
Сиверский Донец	128	41,1	1971	1633	1659	11,2	191
Приазовский бассейн	74	8,6	433	379	631	4,9	112
Реки Крыма	20	3,6	336	298	708	3,1	64,2
Другие	91	2,5	319,1	316,4	1175	4,0	58,9
Всего	1101	966	55161	26662	27579	212,2	3043,2

1.6. Болота

Болота (чрезмерно обводненные заболоченные участки территории с характерным типом растительности) занимают около 1,5% территории Украины, т.е. около 1 млн. га, из которых площадь болот с открытой водной поверхностью составляет 931 тыс. га (Бондар, Коніщук, 2013). Заболоченность отдельных регионов Украины очень неравномерна и уменьшается на равнинной территории с севера на юг и с запада на восток. Такое распределение болотных экосистем обусловлено тем, что в этом же направлении, уменьшается количество осадков и возрастает температурный градиент. Отклонение от общей закономерности зависят от рельефа, характера покрова четвертичных отложений и некоторых других геолого-геоморфологических особенностей территории, а также микроклиматических и гидрологических особенностей местности. Наибольшее количество болот сосредоточено в северных регионах Украины – зоне повышенной обводненности. Средняя заболоченность этой территории составляет 6,3%, максимальная – 11%. В

зоне умеренной обводненности они занимают 1,5%, в Карпатах – 0,4%, в то время как в зоне недостаточной обводненности – только 0,03%–0,05%. Преобладают болота размерами до 50 га. Около 40% болот занимают площади более 100 га и только 7% – около 1000 га. Самый крупный болотный массив в Украине – Кремнинное, который расположен в Ровненской области и объединяет болота разного типа (включая Переброды, Сыра Погоня и др.).

Выделяют шесть геоморфологических типов болот – пойменные (притеррасные и плавневые), древнерусловые, долинные, котловинные, болота склонов или "висящие", а также болота подножья склонов, каждый из которых является, обычно, характерным для конкретной природно-климатической или гидрологической зоны Украины. В частности, пойменные, древнерусловые и котловинные – для зоны умеренной обводненности, а пойменные и плавневые – для зоны недостаточной обводненности, в то время как котловинные и висящие – для горных регионов. В зависимости от условий водно-минерального питания, типа торфа и характера растительности различают низинные (эвтрофные), верховые (олиготрофные) и переходные (мезотрофные) болота. Основная масса болот Украины (более 80%) – низинные (травяные или гипново-травяные грунтового питания, рН 6,0–7,0), богаты минеральными веществами и расположены преимущественно в понижениях рельефа – на поймах, плавнях, участках старого русла рек и берегах озёр (зона повышенной обводненности и северные районы зоны умеренной обводненности – например, заболоченные долины рек Припяти (верховья), Турьи, Стохода, Горыни, Трубижа, Удай, болотные массивы Переброды (19,6 тыс. га), Сыра Погоня (10 тыс. га), Замглай (10 тыс. га), Гальский мох (28 га), Мох (98 га) и др.). К крупным болотным массивам долин древних водотоков принадлежат Ирдынские, Тясминские и Караньские болота (зона умеренной обводненности), Мневенские, Паристые, Выдранские (зона повышенной обводненности), а более мелкие характерны для Приднепровской низменности в целом, и более высокая заболоченность свойственна ее левобережной части (3%), чем правобережной (1%). Мезотрофные (11%–12%) болота (сфагново-осоковые, в основном грунтового питания, развивающиеся на бедном минеральном субстрате, рН 5,0–6,5) – относительно бедны минеральными веществами и встречаются в основном в зоне повышенной обводненности, реже – в зоне умеренной обводненности. Олиготрофные (4%–5%) болота (сфагново-травянисто-кустарниковые с атмосферным типом водообеспечения, бедны минеральными веществами, рН 3,5–4,5) встречаются значительно реже, образуются на водоразделах, песчаных террасах, подстилающихся водонепроницаемыми породами, и расположены в северо-западной части зоны чрезмерной обводненности и в Карпатах.

1.7. Каналы и эфемерные водоемы

Каналы, относятся к гидротехническим сооружениям и, как компоненты логических систем, широко представлены на территории Украины, особенно в ее южных регионах, общая их длина составляет около 300 тыс. км. По своему назначению они подразделяются на судоходные, ирригационные, мелиоративные, водоснабжающие, деривационные, рыбопропускные. С их помощью решаются актуальные для страны вопросы транспорта, водоснабжения населенных пунктов и предприятий, а также орошение засушливых районов юга Украины и ирригация северных (Таблица 10).

Таблица 10. Основные каналы Украины, их параметры и назначение (Романенко, 2001)

Название	Год ввода в эксплуатацию	Источник водозабора	Длина км	Пропускная способность, $\frac{м^3}{с}$ млн.м ³ /год	Основное назначение
Северо-Крымский канал	1 очередь – 1975 2 очередь – 1990 3 очередь – формируется	р. Днепр, Каховское вдхр.	400,3	300,0 4200	Водоснабжение гг. Керчи, Феодосии, Симферополя и др. Техническое водоснабжение пром. предприятий; орошение – 395.9 тыс. га, обводнение – 660 тыс. га территории Северного Крыма
Главный Каховский магистральный канал	1979	р. Днепр, Каховское вдхр.	129,7	520,0 8200	Водоснабжение нас. пунктов, пром. предприятий Херсонской и Запорожской обл., орошение
Днепр-Донбасс	1 очередь – 1981 2 очередь – формируется	р. Днепр, Днепродзержинское вдхр. 222 км 1 очереди	263,0	120,0 2743 16,0– 500	Комплексное водоснабжение Донбасса и Харьковского пром. района. Питьевое и техническое водоснабжение Донбасса
Днепр-Кривой Рог	1961	р. Днепр, Марьяновский залив Каховского вдх.	42,95	41,0 929	Водоснабжение населения и пром. предприятий Кривбасса, орошение, рыбозаведение
Днепр-Ингулец	1989	р. Днепр, Цыбульский залив Кременчугского вдхр.	40,0	37,0 1003	Водоснабжение пром. предприятий Кривбасса
Сиверский Донец-Донбасс	1959	р. Сиверский Донец	131,6	43,0 1106	Водоснабжение населения и предприятий Донецкой обл.
Дунай-Сасык	1980	р. Дунай, Соломоново устье	13,3	130,0 3000	Пополнения водой оз. Сасык, орошение

Самыми крупными и водоносными являются Северо-Крымский канал (402 км дл.) с Краснознаменским ответвлением, канал Днепр-Донбасс (263 км дл.), Дунай-Черное море (172,36 км), Сиверский Донец-Донбасс (131,6 км), Каховский – 130 км, Днепр-Кривой Рог (41,3) и др. В то же время к основным осушительно-увлажняющим системам (из 60 ранее сформированных и функционирующих на базе соответствующих каналов) в зоне повышенной и умеренной обводненности Украины принадлежат Ирпенская (8,2 тыс. га, с магистральным каналом 131 км), Остёрская (34,2 тыс. га, с отрегулированным руслом реки – 207 км), Трубежская (37,6 тыс. га, каналом служит русло одноименной реки на протяжении 216 км), Замысловицкая (16 тыс га, в качестве водоприёмника используется канализированное русло р. Перги длиной 35 км), Верхнеприпятская (25,1 тыс. га, водоприёмником системы каналов общей длиной 76,8 км является русло Припяти на протяжении 68,4 км), Турская (9,1 тыс. га, с магистральным каналом 32 км, а водоприёмником является Турское озеро).

Эфемерные водоемы распределены по всей территории Украины, но неравномерно, поскольку их образование и дальнейшее существование зависит от характера почвы, подстилающей основы, природно-климатических региональных и зональных факторов, степени антропогенного влияния и т.п.

ГЛАВА 2. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РЕЛЬЕФА И КЛИМАТА УКРАИНЫ

2.1. Водосборные бассейны

Водный фонд Украины, площадь которой 603,7 тыс. км², формируют поверхностные воды водоемов и рек Балтийского и Средиземноморского бассейна Атлантического океана (Рис. 3), сток которых поступает сначала во внутриматериковые моря – Балтийское, Азовское, и Черное, а из двух последних затем в межматериковое Средиземное.

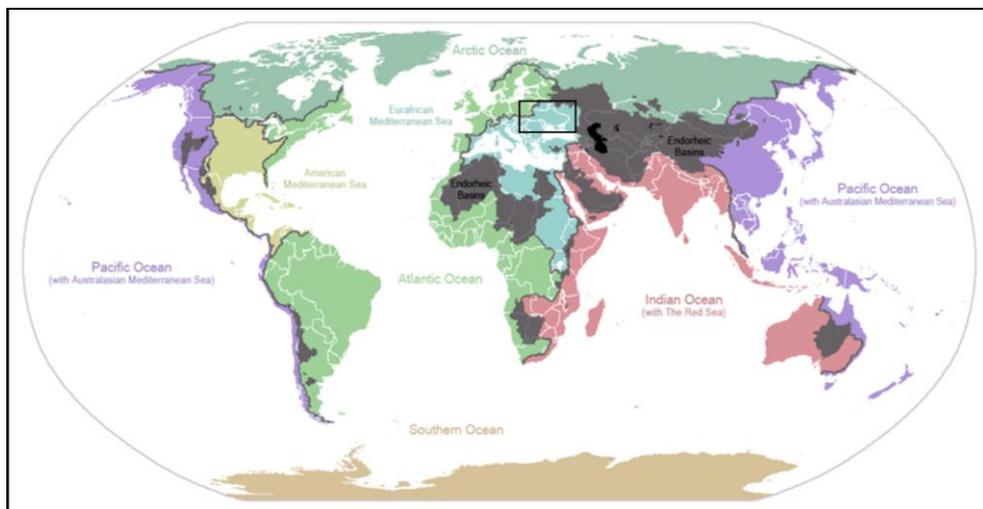


Рисунок 3. Карта водосборных бассейнов Мирового океана и местоположение территории Украины в общем распределении бассейнов по: <http://xreferat.com/18/3209-1-reki-ukrainy.html>

Это важно принимать во внимание, когда мы оцениваем качество вод на бассейнах малых рек, протекающих по территории Украины, поскольку как гидрохимические показатели, так и сообщества организмов формируются в связи с условиями, где расположены водные объекты. Это также может быть использовано при подборе объектов для сравнения и расширения биоиндикационных оценок в Украине и на территориях других областей Евразии, как, например, восточного и западного ее побережий (Vaginova et al., 2008).

На карте пресноводных экорегионов мира FEOW (<http://www.feow.org/globalmap>) водосборные регионы Украины относятся к пяти классификационным единицам (Рис. 4):

Днестровско – Нижнедунайский экорегион /Dniester - Lower Danube
Ecoregion ID: 418, Ecoregion: Dniester - Lower Danube

Центрально- и Восточно-Европейский экорегион /Central & Western Europe
Ecoregion ID: 404, Ecoregion: Central & Western Europe

Днепровско – Южно-Бугский экорегион /Dnieper - South Bug Ecoregion ID:
425, Ecoregion: Dnieper - South Bug

Донской экорегион /Don Ecoregion ID: 427, Ecoregion: Don



Рисунок 4. Карта пресноводных экорегионов на территории Украины по <http://www.feow.org/globalmap>

В целом, водный фонд Украины представляется сложным как по составу, так и по условиям формирования, поскольку часть из указанных водосборных бассейнов несут воды из сопредельных регионов Европы, или наоборот, составляя, таким образом, проблемы трансграничного загрязнения. Это важно в связи с формированием как системы расположения станций для мониторинга качества вод на территории Украины, так и для осуществления подготовки данных для обмена по трансграничным соглашениям. Биоиндикация в этом блоке проблем оказывается одной из самых простых и доступных среди дорогостоящих приборных методов.

2.2. Климат

Климатические характеристики территории Украины отражены на рисунке 5, где видно, что классификационные ранги Кёпфен-Кёнига (Peel et al., 2018), представлены четырьмя климатическими зонами:

теплоконтинентальный климат – Dfa: warmcontinentalclimate/humidcontinentalclimate

умеренноконтинентальный климат – Dfb:
temperatecontinentalclimate/humidcontinentalclimate

холодоконтинентальный климат – Dfc: coolcontinentalclimate/subarcticclimate

теплоокеанический климат – Cfa: warmoceanicclimate/humidsubtropicalclimate

Понимание местоположения анализируемого водного объекта в связи с типом климата может помочь в оценке как сезонной динамики его сообществ, так и в разработке системы станций и периодичности отбора проб для биоиндикации. Тогда как в бореальной области Евразии смена сообществ подчиняется четырехсезонности климата, в более

южных регионах такая смена не характерна, и, соответственно, в других частях Средиземноморского бассейна она может достигать двухсезонности (Vaginova, 2011a). Это важно для заключений по совершенствующейся системе сети мониторинга в Украине и для подбора адекватных примеров для сравнения в других регионах Евразии.

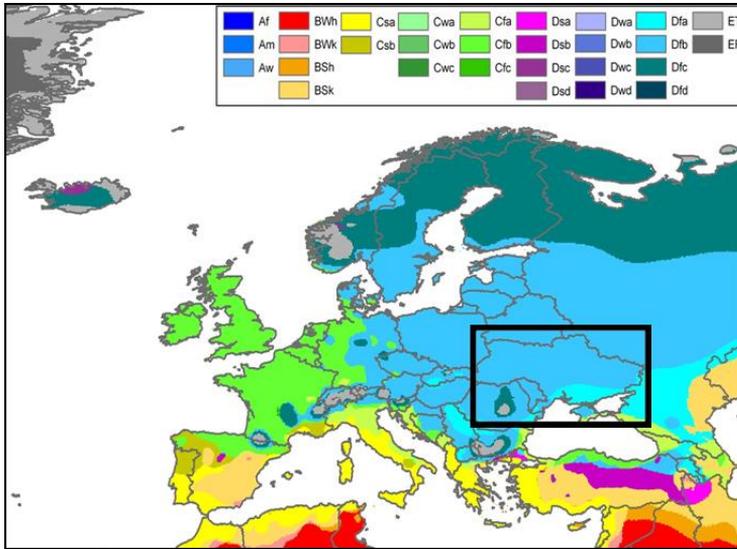


Рисунок 5. Климатические зоны на территории Западной Евразии и местоположение территории Украины в общем распределении зон по <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=2906640>

Более детальная карта климатической классификации представлена на рисунке 6. По А. Зифан (Zifan, 2018), не учитывается важная климатическая зона Карпат, что обедняет представление об изменчивости параметров среды на территории Украины.

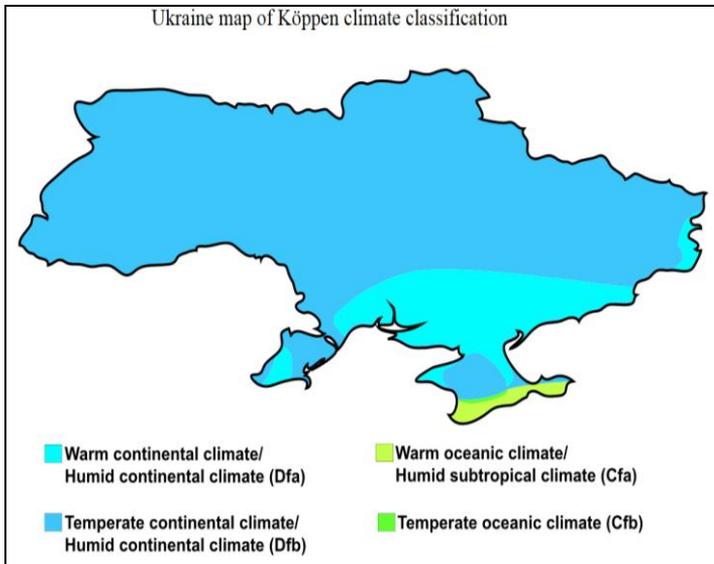


Рисунок 6. Детальная карта климатических поясов Украины по: Ali Zifan (Enhanced, modified, and vectorized). – Derived from World Köppen Classification.svg., CC BY-SA 4.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=47085586>

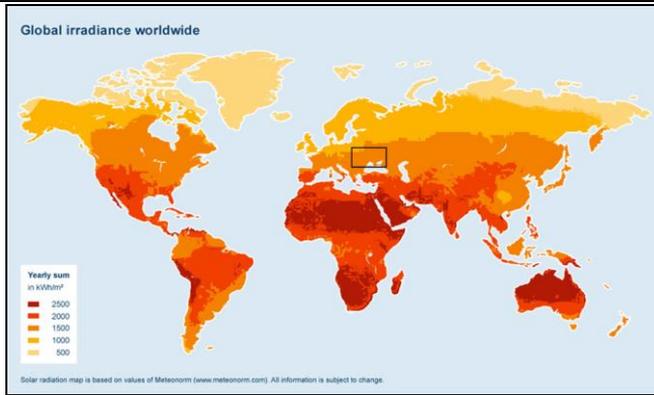


Рисунок 7. Карта среднегодового количества солнечной радиации, приходящей на участок поверхности Земли и местоположение территории Украины в общем распределении показателя. На основе: http://www.creativhandz.co.za/images/solar_radiation.jpg

Горные области и формирующееся в них разнообразие водорослей могут быть не только ключевым моментом в оценке пространственной динамики, но также и в понимании того, что они могут служить резерватами сохранения и центрами распространения разнообразия в условиях меняющегося климата Земли (Barinova, 2011b).

Климат на планете определяется количеством солнечной радиации, приходящей на участок поверхности. На рисунках 7 и 10 показано, что территория Украины снабжается энергией сравнительно выровненно, о том же говорит и среднегодовая температура поверхности на рисунке 9.

Количество солнечной энергии и температура взаимосвязаны и являются главными факторами среды, регулирующими распределение автотрофов, в том числе, водорослей. Таким образом, сравнение сообществ, как на территории Украины с учетом градиента инсоляции (Рис. 8), так и их подбор для включения в анализ динамики разнообразия в глобальном масштабе, возможны с учетом данных упомянутых карт.

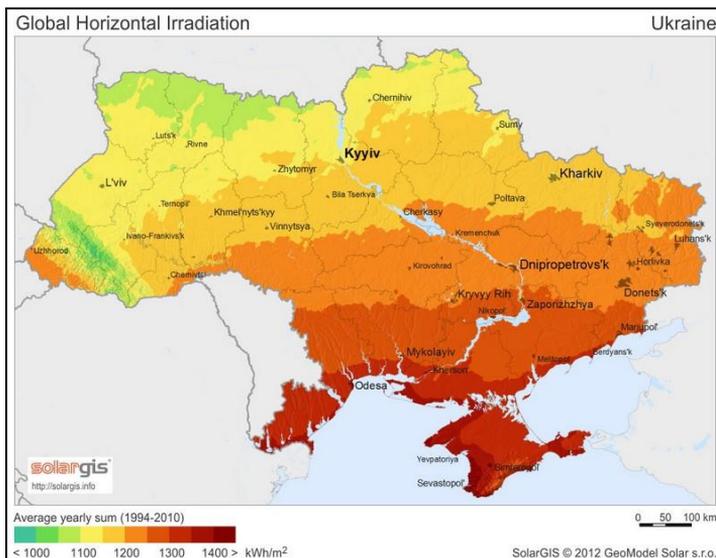


Рисунок 8. Карта среднегодовой суммы солнечной радиации, поступающей на территорию Украины. На основе: <http://www.imbf.org/tools/images/potencial-solnechnoj-jenergii-ukrainy.jpg>

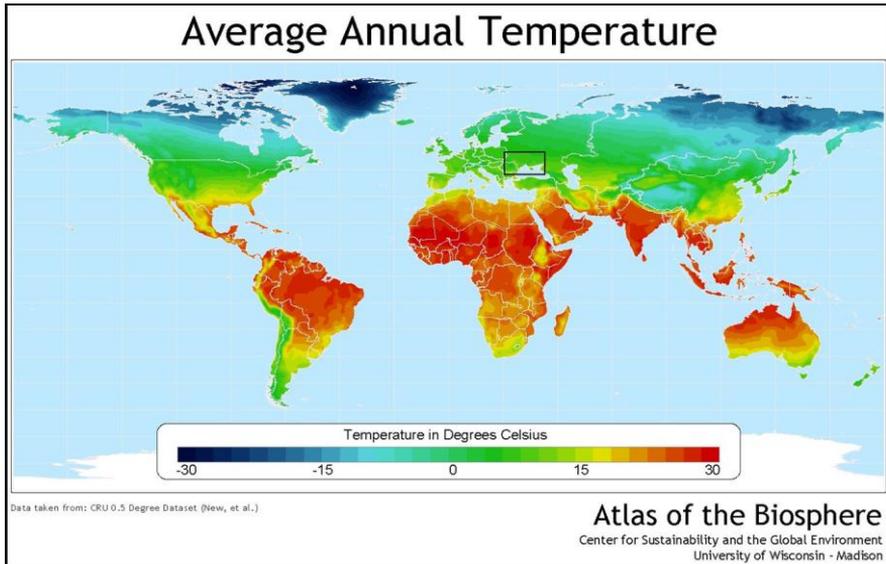


Рисунок 9. Карта среднегодовой температуры поверхности Земли и местоположение территории Украины в общем распределении показателя. На основе: https://nelson.wisc.edu/sage/data-and-models/atlas/maps/avganntemp/atl_avganntemp.jpg

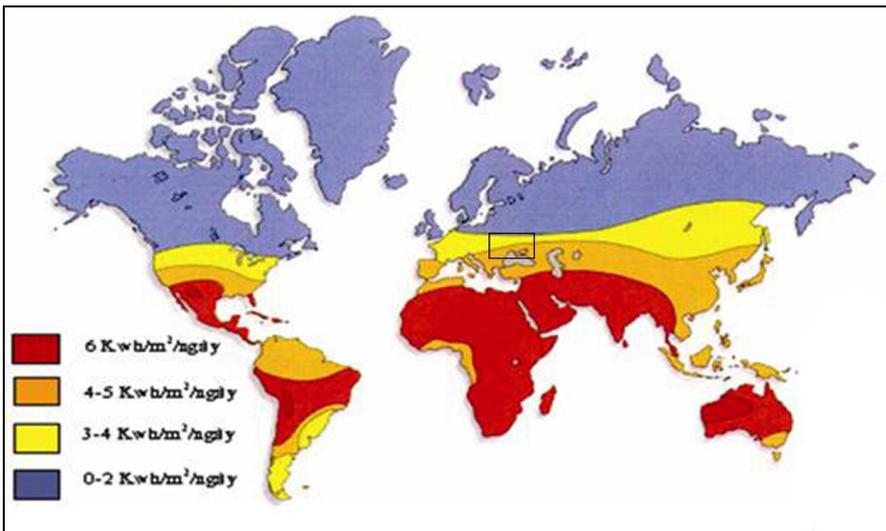


Рисунок 10. Карта среднегодового количества энергии, приходящей на поверхность Земли и местоположение территории Украины в общем распределении показателя. На основе:

http://www.vast.ac.vn/en/images/tieng_anh/tin_trong_nuoc/2012/tong%20luong%20buc%20xa.jpg

2.3. Ландшафт

Важной составляющей для биоиндикационных оценок водосборного бассейна, является рельеф, определяющий и скорости течения водотоков, и обогаченность их вод важными для произрастания водорослей элементами. Высота поверхности Украины изменяется в амплитуде от 0 до 2100 м над уровнем моря (Рис. 11). Уклон поверхности важен как для биоиндикационных оценок, так и для самоочищения реки, а также должен быть включен в оценки распределения биоразнообразия водорослей, в частности, для определения границ резерватов разнообразия в условиях климатических флуктуаций.

Водотоки Украины слагают водосборные бассейны, площади которых обозначены нами на рисунке 12 и окрашены разным цветом. Как можно видеть, только одна река с притоками полностью расположена внутри территории Украины, Южный Буг, а остальные представлены частями их водосборных бассейнов. Наиболее крупная из рек, Днепр, несет и наибольший объем вод, тем более, что на территории Украины расположена нижняя часть ее бассейна. Водность рек связана как с формированием планктонных сообществ, которые предпочитают толщу воды, так и со многими факторами антропогенного воздействия, первый из которых это каскад водохранилищ, то есть, зарегулированный сток реки, который приводит к неравномерности развития сообществ водорослей и также флуктуации условий для самоочищения.

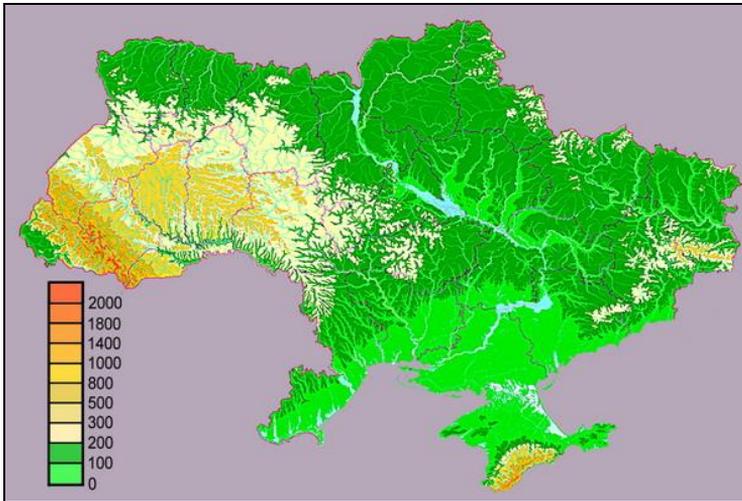


Рисунок 11.
Карта рельефа территории Украины по <http://www.imbf.org/tools/karta-ukrainy/detalnaja-karta-relefa-ukrainy.html>

Таким образом, важно принять во внимание в каких гидрологических условиях формируется водное сообщество, чтобы затем разработать адекватную сеть станций отбора проб водорослей, а также определиться с методами отбора, которые существенно отличаются для планктона и перифитона. К настоящему времени сеть станций отбора проб на крупных реках только формируется, поэтому важно скрининговые точки расположить в соответствии с рельефом и климатом территории. Например, для Дальневосточных рек (РФ) существенную роль в самоочищении играет подледное сообщество, то есть водоросли, формирующие значительную массу на нижней поверхности льда, покрывающего водный объект. Таким образом, такие сообщества необходимо также включать в сеть отбора проб, а не только сообщества обрастаний, бентоса и планктона. Однако для того, чтобы включить разные, в том числе подледные, сообщества в сеть отбора, необходимо обратить внимание, где они реально могут сформироваться, чему и служит совместный предварительный анализ карт бассейнов и климата.

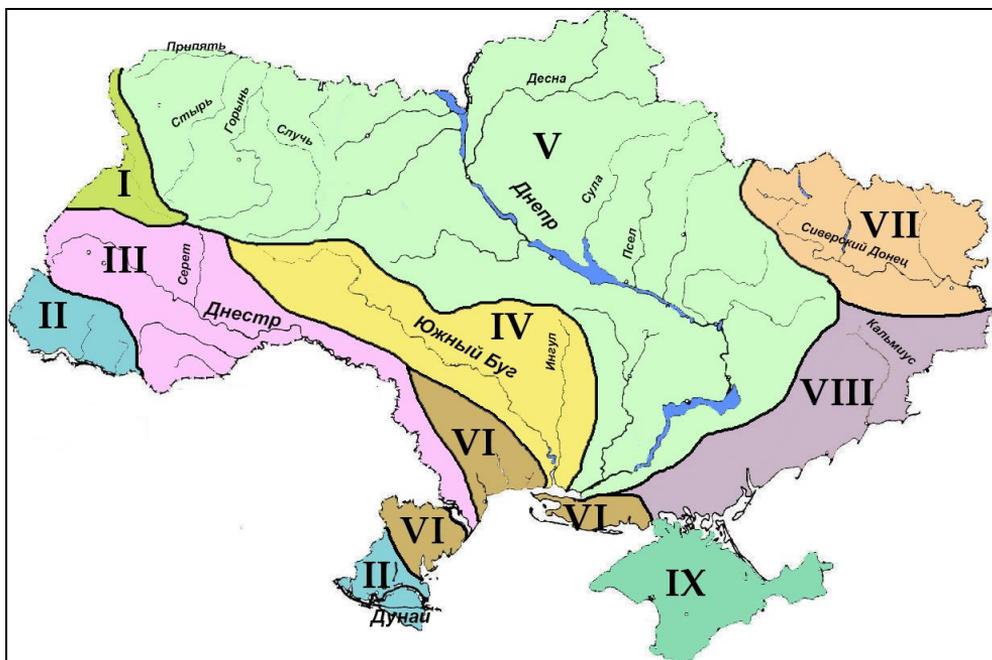


Рисунок 12. Карта водосборных бассейнов на территории Украины. Составлена авторами на основе: http://te.zavantag.com/tw_files2/urls_7/17/d-16273/7z-docs/4_html_md68b74f.jpg в общем виде, но более точная карта разработана авторами и приведена на рисунке 2 совместно с гидрографическим районированием. Бассейны: I – Вислы (Западного Буга и Сана), II – Дуная, III – Днестра, IV – Южного Буга, V – Днепра, VI – рек Причерноморья, VII – Дона, VIII – рек Приазовья, IX – рек Крыма (согласно Гребінь та ін., 2013)

В результате работы по сбору различного типа проб водорослей в соответствии с сетью станций, разработанных для определенного анализа, появляется список видов с указанием обилия, который уже можно считать основой для биоиндикационного анализа. И первым шагом становится анализ видового богатства водорослей и разнообразия, как структуры сообществ. То есть, могут быть выделены как наиболее богатые видами таксоны, так и виды, доминирующие в сообществе. Анализ обоих типов биоразнообразия не может быть проведен без понимания общего таксономического распределения его по территории, например, Евразии. На карте рисунка 13 показано, что, как минимум, три биогеографических области определяют разнообразие на территории Украины, что более детально видно на рисунке 14. На последнем рисунке особенно хорошо выделяются сообщества горных областей, в том числе в Карпатах. Таким образом, возникают возможности выбора данных для сравнения как между биотомами на территории Украины, так и внутри каждого из представленных биомов на более широкой территории, подбор данных для каждого из типов анализа можно соотнести с расположением анализируемого сообщества на территории Украины.

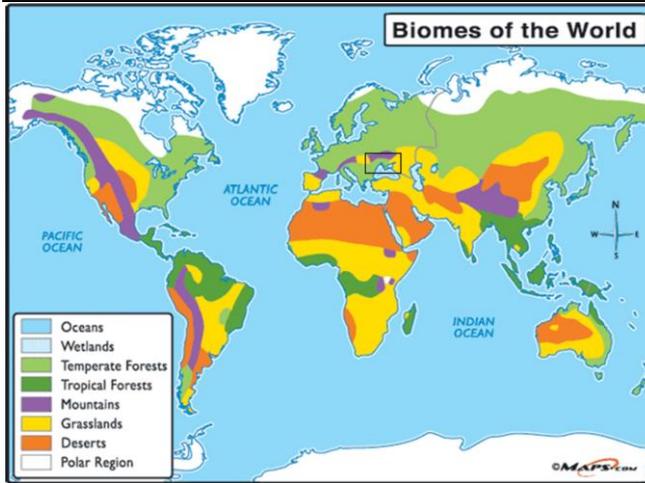


Рисунок 13. Карта Биомов мира и местоположение территории Украины в общем распределении биомов. На основе: http://media.maps101.com/SUB/earth_science/B_World_biome.gif

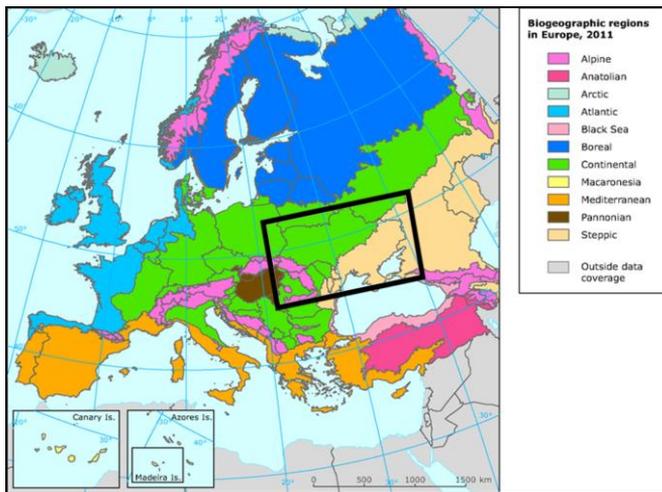


Рисунок 14. Карта Биомов Европы и местоположение территории Украины в общем распределении биомов. На основе: http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/biogeographical-regions-in-europe-1/map_2-1_biogeographical-regions.eps/image_large

2.4. Биогенные нагрузки

Как известно, видовой состав и развитие водорослей, кроме инсоляции и температуры, определяются, главным образом, наличием питательных элементов, растворенных в воде. Они поступают в водный объект самыми различными путями, включая подземный и поверхностный сток, сбросы вод, а также диффузный сток с поверхности. Перечисленные источники могут регулироваться теми или иными требованиями законодательства страны, на которой расположен водный объект. Однако, есть еще один, и существенный, источник поступления как соединений азота и фосфора, так и тяжелых металлов, оказывающий разнонаправленное воздействие на водорослевые сообщества, это атмосферный перенос. Он образуется в результате попадания в атмосферу продуктов сжигания твердого и жидкого топлива. Вместе с атмосферной влагой, летящие газообразные соединения и пыли образуют водорастворимые соли, которые и являются источником проблем на бассейне водосбора. Зачастую, источник выбросов находится вовсе не на территории самого бассейна, или может находиться даже не на территории того же государства.

Примеры биоиндикационного анализа интенсивности влияния, а также определения территорий, подверженных воздействию, были проанализированы и представлены нами в ряде работ. Например, для части стран Восточной Европы в целом (Vaginova, 2017b), и в частности по Рязанской ГРЭС (РФ).

Пока нет соответствующего анализа или данных о выпадениях SO_x , NO_x на территории Украины, но карты по выпадениям на сопредельных территориях могут дать возможность для определенных предположений. Рисунок 15 позволяет предположить средний уровень выпадений соединений азота на западной части территории Украины, тогда как для восточной ее части данные не представлены.

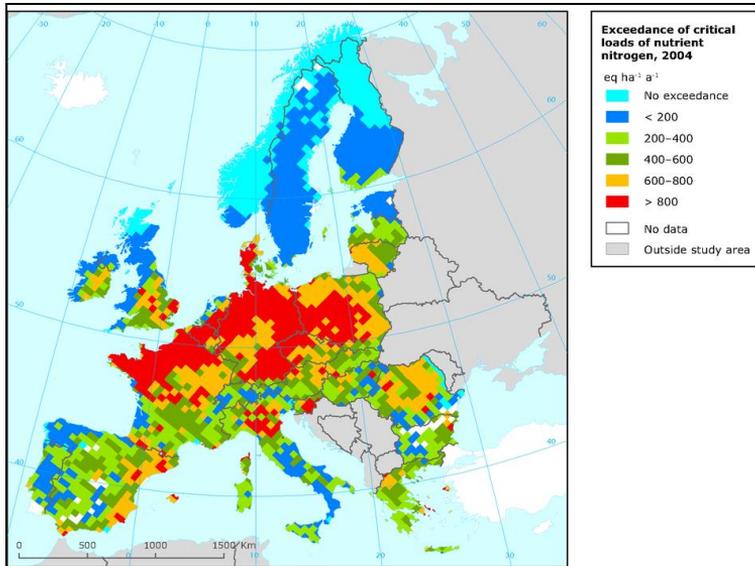


Рисунок 15. Интенсивность выпадения атмосферного нитратного азота на территории Европейских сопредельных с Украиной государств по данным http://www2.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/exceedance-of-the-critical-loads-for-eutrophication-in-europe-as-average-accumulated-exceedances-2004/image_xlarge

ГЛАВА 3. ИСТОРИЯ ИЗУЧЕНИЯ И ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АЛЬГОФЛОРЫ УКРАИНЫ

Украина характеризуется исключительно богатым и разнообразным растительным миром. Благодаря особенностям своего географического положения, которые предопределили разнообразие климатических условий, а также особенностям орографии и геологии, на ее территории произрастают представители разных природно-климатических зон (от тундры до субтропиков и тропиков), широко распространенные виды равнин умеренной зоны и редко встречающиеся высокогорные виды. Всего на ее территории отмечено более 28 тыс. видов растений (в т.ч. водорослей) и грибов.

3.1. История альгофлористических исследований

Изучение богатства и разнообразия водорослей Украины продолжается более двух столетий, ее альгофлора рассматривается как одна из наиболее богатых в Европе. Первые сведения о водорослях Украины приведены среди материалов природоведческих очерков крымского и одесского побережья Черного моря (Габлицль, 1785; Georgi, 1800; Lamouroux, 1822; Lyall, 1825), а также пресноводных водоемов Волынии и Подолии (Eichwald, 1830). По результатам этих исследований отмечены, прежде всего, некоторые виды черноморских водорослей-макрофитов и отдельные виды харовых водорослей из западных регионов Украины. Кроме того, для южных регионов России и Крыма (Demidoff, 1842) указаны представители микроскопических синезеленых, диатомовых, наряду с известными формами бурых, зеленых и красных водорослей черноморского побережья (Agardh, 1821, 1848, 1851, 1862, 1863, 1876; Leveille, 1842). Впоследствии отмечены также находки харовых водорослей в водоемах Харьковской губернии и диатомовых – в Словянских соляных озерах Донецкой губернии и в водоемах Киево-Подольского региона (Ruprecht, 1845; Ehrenberg, 1850; Belke, 1858, 1866). По результатам указанных исследований, которые можно охарактеризовать как исходные, эпизодические для территории Украины, выявлено около 50 видов микро- и макроскопических водорослей. Однако, сформированное флористическое изучение видового состава водорослей Украины началось в период становления естественнонаучных подразделений национальных университетов и научных центров как обществ естествоиспытателей при этих учреждениях по объединению усилий ученых, натуралистов и любителей природы по ее изучению.

Более обстоятельные и целенаправленные альгофлористические и морфолого-таксономические исследования водорослей Украины начаты в 60-х годах XIX ст. профессорами-ботаниками и протистологами, а также студентами Киевского и Харьковского университетов – И.Г. Борщов (Борщовъ, 1870а, б, 1873), А.В. Высоцкий (Высоцкій, 1887), Я.Я. Вальц (Вальць, 1862, 1865, 1870), Е.М. Деларю (1870), И. Мошинский (Мошинский, 1872), А.С. Питра (Pitra, 1863, 1873), И.М. Плутенко (1871), Л.А. Ришави (1871, 1873), А. Рындовский (Рындовский, 1872), Л.В. Рейнхард (Рейнгардъ, 1869, 1870, 1872, 1885, 1909, 1916; Reinhard, 1875), В. Тимофеев (Тимофѣевъ, 1871), Л.С. Ценковский (Ценковский, 1870), Г.Ф. Шперк (Шперкъ, 1869) и др. Эти исследователи провели первые флористическо-морфологические работы относительно водорослей пресноводных и солоноватоводных водоемов Харьковской, Киевской, Полтавской, Подольской и Черниговской губерний, а также флоры водорослей Черного моря (Шперкъ, 1869;

Tschischkoff, 1860). К началу XX в. число обнаруженных видов водорослей достигло нескольких сотен. Однако, в большинстве случаев эти исследования носили узкорегionalный, несистемный характер, но в этот же период опубликованы базовые критические сводки по зеленым, бурым и красным водорослям Черного моря (Воронихин, 1908–1909, 1910; Зернов, 1908, 1909, 1913).

Интенсивное флористико-таксономическое изучение водорослей Украины продолжалось в течение всего XX ст., которое завершилось изданием 12-ти томного (16 книг) определителя "Визначник прісноводних водоростей Української РСР", посвященного основным отделам водорослей и детальной морфолого-хорологической характеристике выявленных на данной территории и потенциально возможным видам. Кроме того, богатство и разнообразие водорослей Украины освещено в ряде несерийных изданий о водорослях (например, Масюк, 1958, 1973а; Кондратьева, 1972, 1989; Асаул, 1975; Ветрова, 1980; Паламарь-Мордвинцева, 1982; Царенко, 1990; Приходькова, 1992; Виноградова, 2012), а также в отдельных выпусках флоры водорослей Украины ("Флора водорослей континентальных водоемов Украинской ССР" (Ветрова, 1986 а, б); "Флора водорослей континентальных водоемов Украины" (Ветрова, 1993, 2004; Кондратьева, 1995, 2001; Паламарь-Мордвинцева, 2003), "Флора водорослей України" (Паламарь-Мордвинцева, 2005; Паламарь-Мордвинцева, Петльованій, 2009; Коваленко, 2009а, б; Масюк, 2010; Борисова, 2016), а также итоговых обобщающих сводок по отдельным группам водорослей (Tsarenko et al., 2006, 2009, 2011, 2014). Существенную роль в понимании видового разнообразия водорослей Украины сыграл также чек-лист водорослей Украины (Вассер, Царенко, 2000), в котором впервые сведены имеющиеся данные о видовом составе всех групп водорослей данной альгофлоры на начало третьего тысячелетия. Наряду с этим, необходимость всестороннего использования растительных ресурсов способствовала дальнейшим исследованиям экологических, фитоценологических, хорологических и таксономических направлений в изучении водорослей Черного и Азовского морей. Практические интересы отразились на флористических и морфолого-систематических исследованиях (Прошкина-Лавренко, 1963а, б; Погребняк, 1965; Калугина-Гутник, 1975; Мінічева, 1998; Гусяков, 2002; Мильчакова, 2003; Маслов, 2004; Ковтун, 2009; Ткаченко, 2007, 2008; и др.). Обобщенные сведения о разнообразии микро- и макрофитобентоса Азовского и Черного морей или их регионов представлены в отдельных монографических сводках (Зайцев и др., 2006; Рябушко, 2003, 2006, 2013; Рябушко, Бондаренко, 2011, 2017; Рябушко и др., 2018; Zaisev, Alexandrov, 1998).

3.2. Флористический состав водорослей

В настоящее время, альгофлора Украины рассматривается как одна из наиболее богатых в Европе и в отношении некоторых групп водорослей достаточно полно и детально изучена. Эта флора (с учетом пресноводных, морских, почвенных и аэрофитных форм) объединяет 5498 видов, представленных 6583 видовыми и внутривидовыми таксонами (ввт), которые относятся к 15 отделам водорослей (Таблица 11). Она представляет более 42% видового состава общемировой континентальной флоры водорослей или около 10% альгофлоры Земли (Царенко, Вассер, 2000; Tsarenko et al., 2006).

Основу видового богатства альгофлоры Украины формируют зеленые (Chlorophyta), диатомовые (Bacillariophyta) и харофитовые (Charophyta) водоросли, которые объединяют свыше половины (около 58%) видового состава альгофлоры Украины. Наиболее многочисленным в исследованной флоре является отдел Chlorophyta, который насчитывает 1381 вид (1510 ввт) – 22,4% общего видового

разнообразия континентальных водоемов страны или 25,1%, включая морские формы. Ведущая роль в таксономической иерархии этого отдела принадлежит классу Chlorophyceae – 1016 видов (1126 ввт), Trebouxiophyceae – 220 видов (226 ввт) и Oedogoniophyceae – 181 вида (221 ввт). Они объединяют около 89,3% видов отдела зеленых водорослей Украины.

Таблица 11. Систематическое разнообразие водорослей Украины

Отдел	Количество таксонов			
	Роды	Виды (ввт)	Описанные с территории Украины	
			роды	виды (ввт)
Cyanophyta	102	671 (824)	–	36 (59)
Euglenophyta	36	384 (529)	1	91 (136)
Chrysophyta	73	317 (333)	3	39 (43)
Haptophyta	5	45 (45)	–	2(2)
Xanthophyta	91	331 (345)	1	6 (7)
Eustigmatophyta	7	9 (9)	–	–
Raphidophyta	3	8 (8)	–	4 (4)
Phaeophyta	41	60 (71)	–	–
Bacillariophyta	157	989 (1207)	–	30 (49)
Dinophyta	7	260 (292)	–	4 (4)
Cryptophyta	15	59 (59)	–	1 (1)
Glaucocystophyta	3	3 (3)	–	1 (1)
Rhodophyta	73	143 (160)	–	–
Chlorophyta	346	1381 (1510)	23	235 (267)
Charophyta	59	813 (1178)	5	29 (38)
Всего:	1018	5498 (6583)	33	478 (611)

Довольно разнообразно представлены во флоре Украины водоросли порядков Chlamydomonadales – 287 видов (302 ввт), Sphaeropleales – 271 вид (315 ввт), Oedogoniales – 181 вида (221 ввт) и Chlorococcales – 136 видов (136 ввт). Более низкое разнообразие свойственно для водорослей порядков Chlorellales – 132 вида (138 ввт) и Chaetophorales – 59 видов (63 ввт). Указанные группы объединяют около 80% видового разнообразия зеленых водорослей Украины или 23% общего количества видов водорослей страны.

Другие отделы водорослей также разнообразны во флоре Украины. В частности, диатомовые водоросли представлены 989 видами (1207 ввт), включая морские формы. Солоноватоводные виды объединяют свыше 36% состава выявленных диатомовых водорослей альгофлоры Украины. Систематическая структура этого отдела на уровне классов имеет следующий вид: наиболее многочисленным по видовому составу является класс Bacillariophyceae (830 видов (1023 ввт), а богатство двух других классов – намного ниже: Mediophyceae – 109 видов (124 ввт) и Coscinodiscophyceae – 50 видов (59 ввт).

Харофитовые водоросли относятся к богатой по видовому разнообразию таксономической группе и насчитывает 1178 таксонов видового и внутривидового ранга (813 видов). Класс Zygnematomphyceae (= Conjugatomphyceae) является наиболее богатым по видовому составу и представлен в нашей флоре 740 видами (1046 ввт). Основу этого класса формируют водоросли порядка Desmidiiales – 629 видов (969 ввт). Разнообразие водорослей другого класса – Charophyceae является низким и насчитывает 69 видов (70 ввт), однако это составляет свыше 19% видового разнообразия мировой флоры.

Видовое разнообразие цианопрокариот и эвгленовых водоростей меньше, чем у предыдущих групп. В частности, Cyanophyta представлены 602 видами (710 ввт) в континентальных водоемах и 671 видом (826 ввт) с учетом морских форм, а Euglenophyta – 384 видами (529 ввт).

Перечисленные группы с зелеными, харофитовыми и диатомовыми, включительно, объединяют около 83% видового состава (86% ввт) континентальных местонахождений или около 89% (79,6% ввт) общего состава флоры водорослей Украины.

Разнообразие золотистых (Chrysophyta) – 317 (333 ввт), желтозеленых (Xanthophyta) – 331 вид (345 ввт) и динофитовых водорослей (Dinophyta) – 260 (292 ввт) оказалось значительно ниже. Они охватывают до 7,0%–4,7% видового (8,0%–4,4% ввт) состава водорослей континентальных экотопов. Необходимо отметить, что в настоящее время динофитовые водоросли значительно разнообразнее представлены в морских акваториях Украины, чем в пресноводных водоемах. Наряду с этим, следует учесть, что настоящие данные и ранее опубликованные (Крахмальний, 1994, 1996, Крахмальний, Панина, 2000; Krakhmalny et al., 2006) являются не вполне корректными в отношении альгофлоры Украины, поскольку они значительно завышены, так как учитывают разнообразие Dinophyta Черного и Азовского морей в целом, а не их украинских участков.

Видовое разнообразие желтозеленых водорослей Украины объединяет свыше 44% всего видового богатства этой группы и характеризуется неравномерностью распределения на территории страны. Подавляющее большинство желтозеленых водорослей являются обитателями пресноводных водоемов, но известны также виды среди почвенных и аэрофитных форм. Наиболее разнообразный по количеству видов порядок Mischococcales (214 видов – 223 ввт). Свыше 50% видового состава коккоидных форм желтозеленых водорослей мировой флоры выявлены в водоемах Украины. Разнообразие порядков Tribonematales и Vaucheriales незначительное и находится в пределах 14–34 видов, то есть, требует дальнейшего изучения, как и вся группа в целом (Догадина, Горбулин, 2000), а распределение видового состава по отдельным альгохорионам является свидетельством степени изученности этой группы на конкретной территории, а не заключением об альго-географических закономерностях распространения.

Золотистые водоросли флоры Украины представлены 317 видами (333 ввт), что составляет около 28% флоры этой группы в целом. Наибольшее многообразие свойственно порядку Ochromonadales (162 виды – 177 ввт), который объединяет свыше 50% видового состава Chrysophyta Украины. Менее разнообразно представлены порядки Chromulinales и Stylococcales, которые охватывают около 29%–40% видового состава этих водорослей Земли.

Видовое разнообразие красных (Rhodophyta) и бурых (Phaeophyta) водорослей составляет 143 вида (169 ввт) и 60 видов (71 ввт), соответственно, что представляет 3,1% – 1,6% общего состава альгофлоры Украины. Преобладающее большинство видов этих двух отделов принадлежит к морским формам и только 37 видов красных и 7 видов бурых водорослей известны из пресноводных экотопов флоры Украины.

Низкое видовое разнообразие во флоре Украины свойственно криптофитовым (Cryptophyta – 59 видов), гаптофитовым (Haptophyta – 45 видов) и эвстигматофитовым (Eustigmatophyta – 9 видов), а также рафидофитовым (Raphidophyta – 8 видов) и глаукоцистофитовым (Glaucocystophyta – 3 вида) водорослям. Однако эти группы характеризуются общей бедностью видового состава в мировой флоре и недостаточным уровнем изучения.

3.3. Таксономический спектр, новые и редкие виды

Основу видового разнообразия водорослей Украины (согласно наиболее богатым по видовому составу 10 родам) формируют роды из отделов харофитовых, зеленых, эвгленофитовых, диатомовых и цианопрокариот: *Cosmarium* Corda ex Ralfs – 259 видов (427 ввт), *Trachelomonas* Ehrenb. – 109 (203), *Oedogonium* Link – 127 (157), *Chlamydomonas* Ehrenb. – 120 (129), *Closterium* Nitzsch – 63 (101), *Oscillatoria* Vauch. – 84 (112), *Staurastrum* Meyen – 71 (104), *Phormidium* Kütz. ex Gomont – 68, *Navicula* Bory – 65 (80), *Phacus* Duj. – 62 (84) и *Anabaena* Bory – 48 (77). Эти роды объединяют около 1500 таксонов видового и внутривидового ранга, что составляет около 25% общего состава водорослей Украины. Довольно разнообразно представлены также такие роды как *Spirogyra* Link – 53 (681), *Euglena* Ehrenb. – 46 (68), *Pinnularia* Ehrenb. – 42 (68), *Euastrum* Ehrenb. – 40 (56), *Nitzschia* Hass. – 51 (62), *Lyngbya* C. Agardh – 48 (62), *Characiopsis* Borzi – 53 (58), *Amphora* Ehrenb. – 48 (54), *Leptolyngbya* Anagn. et Komárek – 38 и *Desmodesmus* An et al. – 36 (49). Указанные 20 родов альгофлоры Украины охватывают в целом более трети (34%) ее видового состава.

Особенностью данной флоры и свидетельством степени ее изученности является наличие и количество новых видов водорослей, описанных с территории Украины. К настоящему времени, описаны и признаны как самостоятельные 33 рода и 475 видов, представленных 608 таксонами видового и внутривидового ранга водорослей из зеленых, эвгленофитовых, золотистых, харофитовых и цианопрокариот (Таблица 11), которые выявлены в различных экотопах Украины (Борщовь, 1870а, б; Коршиков, 1913, 1916, 1923, 1924, 1925, 1926, 1929, 1938, 1939, 1940, 1953; Ролл, 1914, 1924, 1925а, б, 1927а, б, в, 1930, 1938; Свиренко, 1924, 1925, 1926, 1927, 1929, 1931; Матвиенко, 1938а, б, 1965; Прошкина-Лавренко, 1941, 1945, 1962; Христюк, 1947; Дедусенко-Щеголева, 1949, 1952, 1959; Матвиенко, 1950, 1951; Паламарь, 1953; Кондратьева, 1954, 1959, Масюк, 1959а, 1961, 1962, 1973б, в; Кондратьева, 1962, 1968; Асаул, 1962, 1967, 1975; Литвинова, 1963; Роухийнен, 1966, 1970а, б; 1971, 1975; Пицьк, 1967; Паламар-Мордвинцева, 1976, 1984, 1986; Ветрова, 1979, 1980, 1981, 1984а, б, 1986а; Паламарь-Мордвинцева, 1980, 1997; Масюк, Гук, 1983; Догадина, 1984; Царенко, 1984а; Костиков, 1987, 1989, 1991а, б, в; Костиков, Солоненко, 1991; Кости́ков, 1991; Костиков, Демченко, 1991; Гусяков и др., 1992; Костиков, Леванец, 1996; Масюк, Лилицкая, 1996а, 1997а, б; Паламарь-Мордвинцева и др., 1998; Романенко, 1999; Лилицкая, 2012; Korschikov, 1927а, б, 1928а, б, 1932; Nikiforov, 1993).

3.4. Общие альгохорологические закономерности

В результате проведенных исследований определена хоролого-географическая специфика отдельных таксономических групп регионального масштаба в изучаемой флоре, а также характер разнообразия и особенности распространения видового состава водорослей, сформированы основы и принципы разграничения территории Украины на естественные альгофлористические единицы – альгохорионы, разработана схема альгофлористического районирования страны (Рис. 16) (Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2005, 2010, 2012б, 2015).

Наиболее разнообразно представлены водоросли в экотопах Среднеднепровской альгофлористической подпровинции (Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015; Palamar-Mordvintseva, Tsarenko, 2015), где отмечено 2292 видов (2776 ввт). Однако, их разнообразие в других равнинных регионах – Припятско-Деснянской

альгофлористической подпровинции (= зона широколиственных лесов – Украинское Полесье) и Днепроовско-Причерноморской подпровинции (= степная природно-климатическая зона) несколько ниже и составляет 2007 видов (2559 ввт) и 1844 вида (2183 ввт), соответственно. Намного беднее оказались горные регионы Украины, из которых флора водорослей горной части Днестровско-Дунайской подпровинции (=Украинские Карпаты) насчитывает 1157 видов (1405 ввт), в то время как альгофлора Горнокрымской подпровинции (= Горный Крым) – только 987 видов (1193 ввт). По-видимому, физико-географические особенности каждого из регионов Украины, различия в генезисе конкретной анализируемой региональной флоры, а также экологические свойства таксономической группы и степень ее изученности, определяют их выявленные отличия по флористическому и систематическому разнообразию водорослей. В то же время, в систематическом соотношении ведущих групп сравниваемых региональных флор отмечается определенное постоянство и соответствие общей систематической структуре альгофлоры Украины, а именно: формирование основы видового разнообразия большинства регионов представителями отделов Chlorophyta, Bacillariophyta, Charophyta и Cyanophyta (в названной последовательности).



Рисунок 16. Схема альгофлористического районирования Украины: Европейская альгофлористическая область, Восточно-европейская альгофлористическая провинция: Припятско-Деснянская подпровинция (1–6): Припятско-Днепровский альгофлористический округ (1–4 – районы: 1 – Свитязский, 2 – Верхнеприпятский, 3 – Уборто-Словечанский, 4 – Тетеревско-Днепровский) и Деснянский альгофлористический округ (5–6 – районы: 5 – Центральнодеснянский, 6 – Верхнедеснянский); Среднеднепровская альфлористическая подпровинция (7–10): Левобережно-Днестровский округ (7–8 – районы: 7 – Вольно-Опольевский, 8 – Днестровский), Правобережно-Днепровский (9–10 – районы: 9 – Верхнежнобугский, 10 – Среднеднепровский) и Левобережно-Днепровский (11–13 – районы: 11 – Центральноднепровский, 12 – Полтавскоравнинный и 13 – Верхнесиверскодонецкий); Днепровско-Причерноморская альгофлористическая подпровинция (14–18 – округа: 14 – Нижнеднепровско-Днепровский, 15 – Днепровско-Самарский, 16 – Среднесиверскодонецкий, 17 – Придунайский и 18 –

Причерноморско-Приазовский; Горнокрымская альгофлористическая подпровинция (19): округа – районы: Предгорнокрымский, Горнокрымский и Южнокрымский; Днестровско-Дунайская альгофлористическая подпровинция (20–22 – округа: 20 – Днестровско-Прутский, 21 – Центральнокарпатский и 22 – Тисо-Латорицкий)

3.5. Эколого-флористические закономерности

Не исключено, что отмеченные таксономические особенности являются отражением определенных эколого-флористических закономерностей в распределении видового разнообразия некоторых групп водорослей, но кроме того, при этом следует учитывать также уровень осуществленных в конкретных регионах специальных исследований видового состава отдельных групп водорослей региональных альгофлор, например, диатомовых, золотистых водорослей и цианопрокариот Горнокрымской подпровинции (Виноградова, 1984, 1989; Бухтиярова, 1992; Никифоров, 1993) или эдогониофициевых водорослей Припятско-Деснянского альгохориона (Юнгер, 1987). Именно эти данные резко контрастируют на общем фоне относительно других регионов или с другими группами конкретной территории (срвн. Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2010). В то же время, проведенные целенаправленные монографические исследования определенных таксономических групп водорослей всей территории Украины и соответствующие анализы полученных данных (Паламарь-Мордвинцева, 1979, 1982; Ветрова, 1986а, б, 1993; Царенко, 1996, 1998) позволяют сделать некоторые выводы по поводу общих закономерностей и особенностей в их распределении и распространении на территории Украины, а также отметить общие свойства альгофлоры конкретных территорий (или зональные характеристики), на примере отдельных групп водорослей, отметить их специфические черты (Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015).

В целом, данную флору можно рассматривать как богатую и разнообразную совокупность видов разных таксономических групп, доминирующим из которых по видовому составу является отдел Chlorophyta, что соответствует характеристике альгофлоры равнинного средневропейского региона (Царенко, 2000). Наряду с этим, основу видового разнообразия указанного отдела составляют коккоидные зеленые водоросли (Chlorococcales, Sphaeropleales, Tetrasporales и Trebouxiophyceae). Флора этих водорослей Украины характеризуется высоким уровнем видового разнообразия, ведущей значимостью ограниченного числа семейств (Scenedesmaceae, Oocystaceae, Selenastraceae, при существенной значимости семейства Characiaceae) и родов *Desmodesmus* (Chodat) An et al., *Oocystis* A. Braun и *Characium* A. Braun, с резко выраженной доминирующей ролью рода *Desmodesmus* (Царенко, 1996; Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015; Palamar-Mordvintseva, Tsarenko, 2015). Она объединяет более половины состава флоры зеленых коккоидных Голарктики (54% общего видового и 80% родового состава). Видовое разнообразие этих водорослей водоемов Украины уменьшается в направлении от лесостепной природно-климатической зоны (Среднеднепровская альгофлористическая подпровинция) к югу (Днепровско-Причерноморская подпровинция) за счет повышения степени минерализации природных вод), а также от Лесостепи к северу (Припятско-Деснянская подпровинция) и в горных регионах (Днестровско-Дунайская и Горнокрымская подпровинции) за счет снижения степени минерализации и уровня трофности водоемов (Царенко, 1996 - д.б.н., 1998).

Основными факторами, способствующими развитию коккоидных зеленых водорослей в водоемах Украины, является отсутствие ускоренного стока, умеренная минерализация воды и повышенное содержание биогенных элементов. Коккоидные

зеленые водоросли имеют довольно низкую численность и видовое разнообразие в олиготрофных водоемах бореальной и неморальной зон, возрастающие в направлении от олиготрофных к эвтрофным водоемам, от слабо или сильно к умеренно минерализованным (3–6 тыс. мг/дм³). Только в эвтрофных непроточных водоемах или водоемах с замедленным стоком они нередко достигают высоких показателей и играют ведущую роль как основная группа организмов фитопланктона.

Наряду с этим, резко выделяется по видовому богатству группа Charophyta, основу которой составляет порядок Desmidiaceae. Ведущее место в систематической структуре флоры десмидиевых водорослей Украины занимает семейство Desmidiaceae (86% общего состава Desmidiaceae Украины (Tsarenko et al., 2006; Tsarenko et al., 2014). Это является не только особенностью флоры десмидиевых Украины, но и отражением систематического соотношения в этой группе харофитовых водорослей. На равнинной части Украины в направлении с севера на юг наблюдается некоторое повышение роли господствующих в данной флоре родов *Cosmarium* Corda ex Ralfs, *Staurasterium* Meyen emend. Pal.-Mordv., *Closterium* Nitzsch ex Ralfs, а также родов *Micrasterias* C. Agardh ex Ralfs, *Penium* Bréb. ex Ralfs и уменьшается значимость родов *Euastrum* Ehrenb. ex Ralfs, *Staurodesmus* Teiling ex Compere, *Cosmoastrum* Pal.-Mordv. ex Pal.-Mordv., *Raphidiastrum* (W.B. Turner) Pal.-Mordv. ex Pal.-Mordv., *Spondylosium* Bréb. ex Kütz. (Паламарь-Мордвинцева, 1982; Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015). Горные регионы Украины резко отличаются по родовой структуре их флор друг от друга, а также от флор равнинных территорий. Флора десмидиевых Горнокрымской подпровинции характеризуется крайней бедностью видового состава и ограниченным составом семейств и родов, т.е. "простотой" систематической структурой, что, по-видимому, обусловлено экстремальными условиями развития для десмидиевых на этой территории Украины. Родовая структура флоры десмидиевых Днестровско-Дунайской альгофлористической подпровинции (в частности, Украинских Карпат) значительно отличается от таковой Горнокрымской подпровинции относительной "сложностью" и разнообразием и более близка с флорами равнинных частей Украины. В целом, наблюдается тенденция к уменьшению видового разнообразия десмидиевых водорослей с севера на юг.

3.6. Географические элементы в альгофлоре Украины

Основную роль в составе флоры десмидиевых водорослей Украины играют 3 географических элемента: бореальный, мультирегиональный и неморальный, а среди флоры хлорококковых водорослей Украины: мультизональный, неморальный и эвриголарктический (Паламарь-Мордвинцева, 1982). Высокий процент бореальных, а также бореально-арктических элементов во флоре десмидиевых позволяет предположить аллохтонное происхождение данной флоры, сложившейся в результате проникновения более северных миграционных элементов. В то же время, повышенное содержание неморальных, а также эвриголарктических видов во флоре хлорококковых водорослей Украины свидетельствует о миграционно-автохтонном происхождении данной флоры, которая сформировалась на базе остатков третичной флоры и миграционном распространении бореально-неморального комплекса видов (Царенко, 1996). Уровень эндемичности (по условно эндемичным таксонам) среди флоры зеленых коккоидных водорослей Украины составляет только 4,6% (общего состава исследованной группы водорослей данной территории), а среди флоры десмидиевых – 3,2% (от общего состава Desmidiaceae данной территории). Сравнительно невысокий процент эндемичных таксонов десмидиевых водорослей в альгофлоре Украины указывает на относительную молодость исследованной флоры, сформировавшейся,

очевидно, в послеледниковое время в результате проникновения на территорию элементов географически смежных флор, особенно в равнинную часть (Паламарь-Мордвинцева, 1982; Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015).

Флора десмидиевых и зеленых коккоидных водорослей Украины характеризуется определенной "однобокостью" развития, что проявляется в господстве ограниченного числа семейств и родов в ее систематическом составе и свидетельствует, по-видимому, о значительных преобразованиях данной флоры в недавнем геологическом прошлом, а также об ее относительной молодости.

Характерной чертой систематической структуры флоры эвгленофитовых водорослей (Euglenophyta) Украины является доминирующее положение семейства Euglenaceae и родов *Trachellomonas* Ehrenb., *Phacus* Dujard., *Euglena* Ehrenb. (Ветрова, 1986 а). Для данной группы водорослей характерна та же закономерность в распределении видового состава на территории Украины, что и для зеленых водорослей, т.е. постепенное обеднение состава и уменьшение численности в водоемах равнинной части Украины в направлении с севера на юг. Такая закономерность обусловлена, главным образом, повышением степени минерализации природных вод в этом направлении. Обеднение видового состава в горных регионах Украины связано с увеличением высоты расположенных водоемов над уровнем моря. В целом, эвгленофитовые водоросли флоры Украины наиболее интенсивно развиваются в толще воды и у дна в водоемах и водотоках с замедленным стоком (эфемерных водоемах, прудах и малых реках), при умеренной минерализации воды (до 700 мг/дм³) и повышенном содержании органических веществ и биогенных элементов (Ветрова, 1986а, б).

Большинство из гетеротрофных эвгленофитовых водорослей характеризуется диффузной прерывистой встречаемостью на территории Украины с явно выраженными дизъюнкциями в ареалах, однако только для 62 таксонов видового и внутривидового ранга обнаружена узколокальная приуроченность, и они отнесены к условно эндемичным формам (Ветрова, 1986а).

Наиболее высокое видовое разнообразие цианопрокариот (Cyanophyta) в водоемах Украины отмечено в летне-осенний, наиболее теплый период года, которое с наступлением осенних похолоданий снижается (Кондратьева, 1965). Основу флористического богатства составляют представители порядка Oscillatoriales (около 37%), в то время как роль порядков Nostocales и Chroococcales в общем разнообразии этих водорослей значительно ниже (~ 26% и 21%, соответственно). Подавляющее число форм принадлежит к порядкам Nostococcales, Chroococcales, Synechococcales и Pseudoanabaenales, а также семействам Oscillatoriaceae, Anabaenaceae, Merismopediaceae, Microcystidaceae, Gloeocapsaceae, Nostocaceae, Rivulariaceae и родам *Oscillatoria* Vauch., *Phormidium* Kütz., *Anabaena* Bory. Кроме того, отмечено наличие определенных географических закономерностей в распределении цианопрокариот на территории Украины или приуроченность отдельных таксонов к конкретным природным зонам Украины. Так, представители порядка Nostocales, семейства Stigonemataceae и Scytonemataceae, по-видимому, тяготеют к водоемам Припятско-Деснянской подпровинции, в то время как соотношения между порядками Oscillatoriales и Nostocales изменяются в сторону повышения удельного веса Oscillatoriales в южных регионах страны, и характерна частая встречаемость форм, свойственных солоноватым и соленым водоемам (Кондратьева, 1965; Приходькова, 1992; Виноградова, 2012).

Тщательное флористическое изучение синезеленых водорослей отдельных регионов Украины показало, что они принадлежат к ведущим группам водорослей

альгофлоры Горнокрымской подпровинции (Виноградова, 1984; Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015). Наиболее обильно они развиваются в водотоках (источники, водопады, каналы-арыки) на твердых неорганических субстратах или доминируют в сообществах водорослей на поверхности орошаемых скал. В реках, источниках и водопадах отмечено максимальное разнообразие Cyanophyta, а в бассейнах и фонтанах их разнообразие оказалось минимальным (Виноградова, 1984). Основу систематического состава цианопрокариот данного региона образуют представители порядка Oscillatoriales, семейство Oscillatoriaceae (свыше 44%), а также семейства Microcystaceae и Schizotrichaceae (около 9%), а ведущими родами являются *Phormidium* Kütz., *Oscillatoria* Vaucher, *Lyngbya* C. Agardh ex Gomont, *Gloeocapsa* (Kütz.) Hollerb., *Schizothrix* (Kütz.) Gomont и *Calothrix* Agardh ex Bornet et Flahault, которые объединяют около 60% выявленного видового состава этих водорослей (Виноградова, 1984). Перифитонные и бентосно-перифитонные формы составляют основу видового состава данной группы водорослей Горнокрымской подпровинции, а наибольшее разнообразие их отмечено в обрастаниях камней. Широко распространенными в исследованных водоемах являются *Microcoleus amoenus* (Gomont) Strunecky, Komárek et J.R. Johansen (= *Oscillatoria amoena* Gomont), *Microcoleus beggiatoiformis* (Gomont) Strunecky, Komárek et J.R. Johansen (= *O. beggiatoiformis* Gomont), *Chamaesiphon polonicus* (Rostaf.) Hansg., *Pleurocapsa minor* Hansg. emend. Geitler.

Основными лимитирующими факторами развития цианопрокариот Горнокрымской альгофлористической подпровинции являются температура воды, уровень освещенности, скорость течения и степень водообеспеченности эффемерных местообитаний (Виноградова, 1994), в то же время, в формировании видового разнообразия этих организмов гипергалинных местообитаний важная роль принадлежит характеру растительного покрова и химическому составу почвы, при этом роль почвенного покрова является определяющей, а влияние типа растительности – более опосредованным (Виноградова, 2012). Наряду с этим, систематическая структура флоры Cyanophyta в экстремальных условиях произрастания формируется под влиянием зональных климатических факторов, а видовое богатство определяется азональными факторами, среди которых главная роль принадлежит стресс-факторам определенного типа места произрастания и нанноклиматическим условиям местообитания (Виноградова, 2012).

На региональном уровне довольно детально изучено также разнообразие диатомовых водорослей (Bacillariophyta) Горнокрымской подпровинции (Бухтиярова, 1992). Флора диатомовых водорослей водоемов этого альгохортона представлена в основном космополитами и бореальными видами, однако содержит и монτανные элементы, что подчеркивает ее своеобразие в сравнении с другими флорами. Ведущее место по числу видов в данной флоре принадлежит классу Fragillariophyceae и его семействам Naviculaceae (40% видового состава данной флоры), Nitzschiaceae (16%) и Cymbellaceae (14%), а на родовом уровне – родам *Navicula* Bory, *Nitzschia* Hassal, *Cymbella* C. Agardh, *Pinnularia* Ehrenb., которые охватывают около 48% видового разнообразия выявленных диатомовых (Бухтиярова, 1992). В то же время, значимость класса Centrophyceae во флоре диатомовых водорослей водоемов отмеченной альгофлористической подпровинции малозначительна. В реках и источниках диатомовые представлены наиболее разнообразно, а в водопадах и бассейнах – их разнообразие незначительно. Основу флористического богатства отдельных сообществ и флоры диатомовых водорослей водоемов Горнокрымской

подпровинции в целом составляют бентосные и перифитонные виды (Бухтиярова, 1992).

Таким образом, результаты альгофлористических исследований водоемов Украины свидетельствуют о богатстве и разнообразии видового состава данной флоры, а также об определенных закономерностях систематического и эколого-географического характера его распределения и распространения. Степень изученности конкретных групп водорослей и их разнообразие являются чрезвычайно разными. Лишь некоторые таксономические группы водорослей флоры Украины характеризуются удовлетворительным уровнем флористического изучения. За более чем 200-летний период исследований данной альгофлоры изучен видовой состав лишь некоторых групп водорослей различных регионов Украины и выявлены основные закономерности, прежде всего – неравномерность его распределения на этой территории (обусловленная зональными и азональными факторами) и уменьшение видового разнообразия в направлении с северо-запада на юго-восток (обусловленное повышением степени минерализации воды и уменьшением разнообразия типов водоемов и их количества). Наиболее высокое видовое разнообразие характерно для водоемов лесостепной зоны. Разнообразии водорослей равнинных территорий значительно выше (более чем в 2,2 раза), чем горных; при этом отмечено уменьшение видового разнообразия водорослей Euglenophyta, Chlorophyta и Charophyta флоры Украины с северо-запада на юго-восток и увеличение роли Cyanophyta и Bacillariophyta по указанному направлению, что обусловлено повышением степени минерализации вод и уменьшением разнотипности и количества водоемов, а также степенью обводненности территории (Царенко, 2012; Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015).

3.7. Эколого-географические особенности альгофлоры

Фикологами Украины установлена зависимость видового разнообразия водорослей от физико-географических факторов, эколого-географических особенностей таксономических групп и генезиса региональной флоры, а также степени их изученности. Кроме того, определены эколого-систематические особенности региональных альгофлор Украины и отличия в разнообразии, а, соответственно, и месте конкретной таксономической группы водорослей в общем систематическом ряду ведущих таксонов высокого ранга.

Количественное распределение видового состава водорослей Украины согласно альгофлористическим подпровинциям (Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2014; Palamar-Mordvintseva, Tsarenko, 2015) является неравномерным (Рис. 17). В частности, наиболее разнообразно (свыше половины видового состава харофитовых водорослей) в Припятско-Деснянской и Днепроовско-Причерноморской, а также в Днестровско-Дунайской подпровинции представлены десмидиевыми, в то время как в Среднеднепровской подпровинции высокое разнообразие свойственно для зеленых (жгутиковые и коккоидные) водорослей, которое резко уменьшается в горных регионах, а для Припятско-Деснянской подпровинции отмечен наиболее богатый видовой состав нитчатых (эдогониевых), в противоположность тому, что диатомовые и синезеленые являются ведущими группами по своему разнообразию в Днепроовско-Причерноморской и Горнокрымской.

Кроме того, выявлен высокий процент бореальных и бореально-арктических элементов во флоре десмидиевых водорослей Украины и ее аллохтонное происхождение, а также повышенное содержание неморальных и эвриголарктических видов во флоре зеленых коккоидных водорослей Украины и ее миграционно-автохтонное происхождение. Невысокий уровень эндемизма указанных групп водорослей (3,2%–

4,6%) и особенности их систематической структуры свидетельствуют, вероятно, о значительных преобразованиях этой флоры в недалеком геологическом прошлом, а также об относительной молодости исследованных флор (Паламарь-Мордвинцева, 1982; Царенко, 1996; Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2010, 2015)

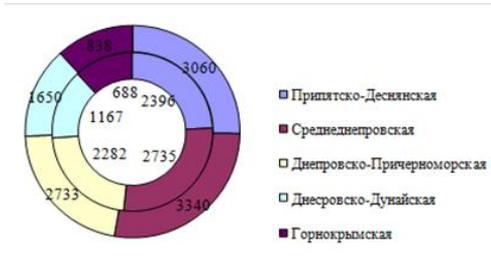


Рисунок 17.

Распределение видового состава водоростей флоры Украины согласно региональных альгохорионов (альгофлористических подпровинций): внешний круг – количество внутривидовых таксонов, внутренний – видовых.

Показательным для исследованной альгофлоры является ее своеобразие, а также таксономическая и альгофлористическая новизна: с территории Украины описаны и признаны самостоятельными 33 рода и 475 видов (608 таксонов видового и внутривидового ранга) водорослей, среди которых наибольшее количество новых для науки таксонов обнаружено среди Chlorophyta, Euglenophyta, Xanthophyta, Cyanophyta и Charophyta. Кроме того, альгосозологическим критериям соответствуют 60 видов водорослей из отделов Xanthophyta (1), Rhodophyta (18), Phaeophyta (11), Chlorophyta (13), Charophyta (17), которые внесены в третье издание Красной книги Украины (2009), что привлекает внимание к необходимости учета нынешнего экологического состояния экотопов на территории Украины и актуальности изучения их индикаторных характеристик, а также вопросов их охраны.

3.8. Типологическое распределение

Наряду с этим, сохраняется актуальность изучения специфики типологического распределения водорослей по водоемам Украины. В историческом аспекте следует отметить неравномерность таких исследований и определенную зависимость от регионально-практической значимости отдельных типов водоемов. Однако за весь период альгофлористического изучения водорослей Украины охвачены разнообразные типы водоемов лотических и лентических систем (акватории морей, реки и водоемы их поймы, пруды (естественные и биологические), озера, болота, в меньшей степени эфемерные водоемы) и местообитания этих организмов – морские, солоноватоводные и пресноводные, а также почвенные и аэрофитные. Формирование биологических станций (Донецкой, Днепровской, Днепропетровской, Одесской и Севастопольской) в конце XIX – начале XX вв. и плана их научных изысканий предполагали или были нацелены на изучение гидробионтов конкретных регионов или акваторий, а также отдельных типов водоемов Украины, в частности, больших и средних рек – Днепра, Припяти, Десны, Прута, Сиверского Донца, Южного Буга, Молочной, Самары, Вороной, Перги, Болотницы, Днестра, Дуная и др. (Рейнгардт, 1916; Прошкина-Лавренко, 1924, 1932; Свиренко, 1925, 1929, 1931; Шкорбатов, 1926а, 1928; Радзимовский, 1926, 1927, 1928а, б, 1939; Прошкина-Лавренко, Ролл, 1927; Ширшов, 1928, 1937; Морозов, 1929; Ролл, 1930, 1936а, б, 1937, 1958, 1961; Ролл, Марковский, 1936; Топачевский, 1941, 1968; Мошкова, 1952, 1953; Матвиенко, 1956, 1963; Паламарь-Мордвинцева, 1965; Владимирова, Данилова, 1968; Сиренко, 1969; Радзимовский, Поліщук, 1970; Скорик, 1971; Мошкова, Водоп'ян, 1973, 1975; Владимирова, 1978; Матвієнко та ін., 1979; Приймаченко, 1981;

Клоченко, Митківська, 1993, 1994; Клоченко и др., 1993; Иванов, Карпезо, 1999; Царенко та ін., 2006; Белоус и др., 2013; Белоус, Барина, 2014; Белоус, Барина, 2016; Белоус, 2016; Gutwinski, 1893; Wołoszyńska, 1911; Swirengo, 1941; Bilous et al., 2014 и др.), водохранилищ (Цееб, 1964, 1967; Костикова, 1969; Цееб, Майстренко, 1972; Приймаченко, 1981; Царенко, 1984б; Щербак, Майстрова, 1996), прудов (Свиренко, 1918, 1922а, б, в; Фролова, 1955а, б; Матвиенко, 1956; Масюк, 1957; Коненко та ін., 1961, 1965; Радзимовський, 1961; Паламарь-Мордвинцева, Ступина, 1972; Ступина, 1978; Матвиенко и др., 1980; Царенко, 1983, 1984а; Ленова, Ступина, 1990; Клоченко, 1995; Царенко, Клоченко, 2005; Царенко та ін., 2006; Gutwinski, 1892а, б и т.п.), озер (Шкорбатов, 1926б, 1940, 1956; Ялынская, 1949, 1952; Раевська, 1950; Фролова-Раевская, 1953; Масюк, 1958; Царенко, 1984а, 1994, 2014; Климюк, 2015; Wołoszyńska, 1921; Wolski, 1927), болот (Матвиенко, 1938а, б, 1941; Топачевський, 1946; Матвиенко, 1950; Паламарь, 1953, 1954, 1956а, б, 1960; Паламарь-Мордвинцева, 1978, 1982; Царенко, 1988, 1985; Gutwinski, 1895а, б), лиманов (Погребняк, 1949, 1952а, б, 1953, 1962, 1965; Владимирова, 1978; Иванов, 1982; Ткаченко, Ковтун, 2002; Ковтун, 2012;), каналов (Черницкая, 1968; Юрченко, 1968; Окснюк, 1973; Карпезо, 1977; Калининченко, 1978; Кузько, 1984 и т.д.). Большинство из указанных работ были направлены не только на выявление и изучение видового состава водорослей, но и на выяснение их роли как компонентов пресноводных экосистем при оценке биопродуктивности водоемов и водотоков, а также роли в процессах формирования качества воды в них. Во время проведения работ по изучению водорослей основной водной артерии Украины – р. Днепр, особенно в период формирования каскада водохранилищ, показана, прежде всего, зависимость выявленного фитопланктона от такового в притоках и влияние гидрохимического и гидробиологического режимов на его состав, а также зависимость от других компонентов экосистемы реки. Кроме того, изучение альгосообществ пойменных водоемов р. Днепр дало возможность выявить их особенности, закономерности распределения видового состава в зависимости от морфологических, гидрологических и других параметров экосистемы и установить закономерности формирования фитопланктона отдельных водохранилищ днепровского каскада. В результате зарегулирования реки Днепр отмечена смена всего комплекса экологических факторов, которые характеризуют абиотические параметры экосистемы, а также существенная трансформация качественного и количественного состава фитопланктона, его видового разнообразия и доминантов альгосообществ (Окснюк, 1985). Кроме того, показана важная роль микрофитобентоса, который достигает максимального развития в литоральной зоне, для продуктивности водохранилищ, и сезонная зависимость его количественных параметров, биомассы и продукции, а также отличие альгоценозов русловой части реки и притоков от ценозов пойменных водоемов, лиманов и водохранилищ (Скорик, 1971; Владимирова, 1978). В то же время, выявлена закономерность в интенсивности развития эпифитных альгогруппировок вниз по каскаду днепровских водохранилищ и зависимость от типа мелководий в пределах одного водохранилища, что определяется спецификой гидрологического и гидрохимического режимов (Костикова, 1979).

Наряду с этим, при изучении фитопланктона Днепро-Бугского лимана установлено богатство и разнообразие водорослей, закономерности динамики его состава и распределения в зависимости от основных характеристик экосистемы (солености воды, стока р. Днепр, водообмена с Черным морем), а также определены основные факторы, обуславливающие процесс "цветения" воды и его влияние на

ухудшение качества воды (Иванов, 1982). Сходные закономерности в формировании фитопланктона отмечены для Днестровского лимана, которые определяются наличием пресноводных, солоновато-водных и морских форм при повышенной мутности воды, мелководности лимана и его значительной площади, а также характером донных обложений как лимитирующих факторов его разнообразия (Оксиук, 1985).

Специфика и разнообразие водорослей равнинных озер обусловлены комплексом гидрологических, гидрохимических и генезисных факторов конкретных водоемов. Наиболее показательными в этом плане являются озера северо-западного региона страны - Свитязского района Припятско-Деснянской альгофлористической подпровинции в междуречье Западного Буга и Припяти (Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015). К ним относятся около 30 озер общей площадью 65 км², которые являются типичными озерами лесной зоны Украины, и изучению водорослей которых посвящены исследования разных специалистов в последнее столетие (Ялынская, 1949, 1952; Масюк, 1958; Царенко, 1984а, 1994, 2014; Кривенда, 2007, 2012; Wolski, 1927). По результатам этих работ отмечается, что снижение уровня воды, ускорение процесса эвтрофикации, загрязнения озер отрицательно влияет на их кислородный режим, способствует сокращению количества редких видов сосудистых растений, уменьшению и смене видового состава водорослей в сторону возрастания составляющей широкораспространенных убиквистов (напр. *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *M. pulverea* (H.C.Wood) Forti emend. Elenkin, *Dolichospermum circinale* (Rabenhorst ex Bornet et Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann et J.Komárek (= *Anabaena hassalii* Wittr. ex Lemmerm.), *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E.Hegew., *P. duplex* Meyen, *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Oedogonium capillare* Ktz., *Oe. pringsheimii* Cramer и др.). За последнее время отмечено возрастание количества видов, которые характеризуются массовым развитием и распространение факта "цветения" воды (особенно цианопрокариотами – *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii* Komarek, *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenkin, *Dolichospermum lemmermannii* (P. Richter) P.Wacklin, L.Hoffmann et J.Komárek (= *Anabaena lemmermannii* P. Richter), *Dolichospermum spiroides* (Kleban) Wacklin, L. Hoffmann et Komárek (= *A. spiroides* Kleban), *Dolichospermum scheremetieviae* (Elenkin) Wacklin, L.Hoffmann et Komárek (= *A. scheremetievi* Elenkin), *Dolichospermum flosaquae* (Bréb. ex Bornet et Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann et J.Komárek (= *A. flos-aquae* (Lyngb.) Bréb.), *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs) почти на все озера (прежде всего оз. Большое Черное, Малое Черное и Люцимер) (Коваленко, 1997), что, в свою очередь, приводит ко вторичному загрязнению водоемов и усложняет общую экологическую ситуацию в конкретных водоемах и регионе в целом. При этом следует отметить, что в Шацких озерах, в сравнении с 50-ми годами XX в., несколько пополнился список массовых видов цианопрокариот. Если ранее к этому списку относились только *Microcystis aeruginosa*, виды рода *Anabaena* и *Aphanizomenon flos-aquae*, то к настоящему времени список возрос за счет *Microcystis wesenbergii* и *Woronichinia naegeliana*, т.е. за период в полувека произошло увеличение списка широкораспространенных видов, особенно за счет тех, которые развиваются в значительном количестве, и их массовых форм. Так, кроме указанных видов, во многих озерах наблюдается также значительное развитие *Merismopedia marssonii* Lemmerm. и большого количества макроскопических колоний *Aphanothece stagnina* (Sprengel) A. Braun в толще воды затоки Лука (Коваленко, 1997). Вместе с этим, за данный период произошло уменьшение количества и видового разнообразия планктонных видов диатомовых водорослей, особенно центрических форм, которые

встречались здесь ранее и были характерными для Шацких озер. Около 75% видового состава диатомовых водорослей Шацких озер являются индикаторами сапробности вод, и большинство из них относятся к показателями бета-мезосапробной зоны самоочищения (Кривенда, 2008).

Кроме того, в настоящее время в составе водорослей исследованных озер наблюдается усиление составляющей цианопрокариот и снижение показателей развития динофитовых водорослей, до полного их исчезновения в водоемах, которые подвержены усиленному антропогенному влиянию (оз. Большое Черное, Климовское, Липовец, Карасинец и Соинец). Увеличения уровня эвтрофирования отдельных участков конкретных водоемов приводит также к смене доминирующего комплекса гидробионтов. Если в эвтрофных заболоченных озерах высокая частота встречаемости характерна для *Oedogonium borisianum* Wittr., *O. oelandicum* Wittr. и *O. areschoughii*, то с повышением уровня органического загрязнения они исчезают, а их место занимают такие виды как *O. capilare* (L.) Kütz., *O. capilliforme* Kütz. и *O. pringsheimii* Cramer. В современных условиях, господствующее положение занимают такие виды как *Oedogonium capiliforme*, *O. braunii* Kütz. и *O. pringsheimii*, что является признаком девастанованности (разрушенности) водоемов (Юнгер, 1995). Наряду с этим, отмечено наличие таких типичных для загрязненных местонахождений видов нитчатых водорослей как *Vaucheria sessilis* (Vauch.) DC. и *Klebsormidium subtile* (Kütz.) Mikhailyuk, Glaser, Holzinger et Karsten.

Для фитопланктона Шацких озер отмечено за последний 50-ти летний период увеличение видового разнообразия коккоидных зеленых водорослей, за счет широкораспространенных видов и таксонов-индикаторов умеренной степени органического загрязнения (Царенко, 1994). За это время наблюдалось заметное усиление значения отдельных родов, в частности, *Desmodesmus* (R. Chodat) An, Friedl et E. Hegew., *Pediastrum* Meyen, *Pseudopediastrum* E. Hegew. и *Tetraedron* Kütz., которые свойственны для видового состава водоемов прудового типа с повышенным уровнем трофности. При таких условиях частота встречаемости, а нередко и наличие редких форм коккоидных зеленых водорослей, резко снизились (Царенко, 1994, 2014; Tsarenko, 1994).

Кроме того, отмечено интенсивное зеселение коккоидными зелеными водорослями озер карстового происхождения, особенно представителями типовой "прудовой" флоры. Эти водоросли принадлежат теперь к числу ведущих представителей видового состава карстовых озер и развиваются в них не менее интенсивно, нежели во флювиогляциальных. По-видимому, такие процессы обусловлены сменой экологических условий, усилением антропогенного влияния и увеличением уровня органического загрязнения (антропогенный пресс разнообразных зон отдыха и хозяйственная деятельность человека) этих водоемов, и, соответственно, увеличением степени их трофности (Царенко, 2014).

При этом в современных экологических условиях группа Шацких озер демонстрирует устойчивость экосистемы и является ядром видового разнообразия не только Припятско-Деснянской альгофлористической подпровинции, но и альгофлоры Украины. Озера Свитязь, Пулемецкое и Песочное характеризуются наличием многочисленных редких видов, а для некоторых из них отмечено интенсивное развитие. Кроме того, в этих озерах произрастают узкоареальные виды, или виды, которые находятся на границе своего ареала (*Chamesiphon minimum* Schmidle, *Aulosira laxa* Kirchn., *Euastropsis richteri* (Schmidle) Lagerh., *Pseudopediastrum kawraiskyi* (Schmidle) E.Hegew., *P. angulosum* (Ehrenb.) Menegh. var. *asperum* (A. Braun) Sulek, *Desmodesmus hystrix* Lagerh., *Quadrigula korschikoffii*

Комàрек и др.) и являются потенциальными таксонами для включения в новое издание "Червоної книги України", как дополнение к уже указанным видам в последнем издании "Червона книга України. Рослинний світ" (2009): хара утонченна – *Chara delicatula* С. Agardh.

Многочисленные исследования водорослей прудов Украины, начиная с типологического изучения этих водоемов, сезонности температурного фактора и развития их биоты, а также характера заселения водорослями таких разнотипных водных объектов (Свиренко, 1922а, б, в), привнесли новые альгофлористические данные о гидробионтах "прудовой" флоры и эколого-географических закономерностях их распределения (Гаухман, 1948; Радзимовский, 1953; Прошкина-Лавренко, 1954; Фролова, 1955а, б, 1958; Матвиенко, 1956; Масюк, 1957; Радзимовский, 1961; Коненко та ін., 1961, 1965; Ступина, 1978; Царенко, 1984а, б). Исследователями определены основные экологические факторы (их комбинации и соотношения), влияющие на развитие фитопланктона и его разноплановый состав в прудах, а также особенности его развития под воздействием биологических процессов в этом типе водоемов, и показана зависимость от степени минерализации, наличия кальция и жесткости воды, содержания гуминовых соединений и железа, смены рН, характера развития высшей водной растительности (Коненко та ін., 1961, 1965). В частности, определена зональная специфика морфометрического, гидрохимического и гидробиологического состава этого типа водоемов, а также таксономические особенности прудовой "флоры" "полесских", лесостепных (с подгруппами северных, южных и прудов-водохранилищ), степных, горных и предгорных регионов (Коненко та ін., 1961, 1965). В прудах Припятско-Деснянской альгофлористической подпровинции отмечено соответствие развития коккоидных зеленых водорослей и концентрации аммиачного азота в воде, при определяющей роли последнего, в сравнении с другими факторами – цветностью воды, содержанием кальция, железа, общей минерализации и рН среды. Наряду с этим, показано, например, неравномерное распределение коккоидных зеленых водорослей (как одной из наиболее значимых групп водорослей этого типа водоемов в северных и центральных регионах Украины) в прудах различного типа происхождения, характера водообеспечения, гидрохимизма, уровня минерализации, наличия и степени зарастания высшей водной растительностью и т.п. (Царенко, 1983, 1984а, б). Кроме того, отмечено уменьшение видового разнообразия этих водорослей от рыбоводных прудов с родниково-атмосферным типом водоснабжения до балочных или искусственных водоемов с атмосферным характером водоснабжения (Царенко, 1983, 1984а, б). В целом, установлено наличие богатой прудовой "флоры" в водоемах этого типа в Припятско-Деснянской альгофлористической подпровинции, основными компонентами (группами) которой являются зеленые (коккоидные, нитчатые), диатомовые, эвгленофитовые и, в меньшей степени, цианопрокариоты, в то время как для водоемов этого типа в Среднеднепровской подпровинции характерно активное, нередко массовое развитие цианопрокариот, и разнообразно представленных зеленых (коккоидных, жгутиковых), эвгленофитовых и диатомовых, а для Днепровско-Причерноморской – преобладание галофильных и мезогалобных диатомовых, солоноватоводных динофитовых и цианопрокариот, и, иногда, эвгленофитовых и сапробных цианопрокариот (при повышенном уровне органического загрязнения) (Коненко та ін., 1965). Наряду с этим, видовое разнообразие водорослей прудов Днестровско-Дунайской подпровинции (в частности, Карпатского горного региона) невысокое, оно сформировано представителями эвгленофитовых (при повышенном уровне органического загрязнения) или диатомовых, а Горнокрымской – диатомовых и цианопрокариот (Христюк, 1947; Коненко та ін., 1965). Кроме того, подтверждена зависимость видового разнообразия

водоростей от внесения органических удобрений в рыбоводные пруды, что способствует увеличению этого показателя и принадлежность большинства видов-индикаторов к группе бета-мезосапробов (до 77%) (Євдушенко, 1953; Матвиенко, 1956; Радзимовский, 1961; Тимченко, 2006; Грициняк та ін., 2014).

Водоросли болот, как постоянного фитокомпонента этих экосистем, остаются недостаточно изученной составляющей альгофлоры Украины до настоящего времени. Усиленные мелиоративно-осушительные работы на болотных экосистемах в период 60–80-х годов XX в. спровоцировали значительные изменения растительности цветковых растений и видового состава бессосудистых. Объем проведенных мелиоративных работ в северных регионах страны резко отразился на площади болот Припятско-Деснянской альгофлористической подпровинции и их обводненности. По-видимому, эти факторы имели влияние на представленность и богатство водорослей в целом и отдельных таксономических групп в частности. Принимая во внимание результаты начальных альгофлористических работ по болотам (Алексенко, 1887, 1890/91, 1892, 1893/94; Совинский, 1876; Рябинин, 1888; Хмелевский, 1889; Липский, 1891) и базируясь на целенаправленных региональных исследованиях водорослей болот, их экологии и значения для типологии этого типа водоемов (Матвиенко, 1938а, б, 1941; Топачевский, 1947а, б; Матвиенко 1950; Паламарь, 1953, 1960; Прошкина-Лавренко, 1954; Паламар 1954, 1956а, 1957; Кондратьева, 1956), а также дальнейшем альгофлористическом изучении флоры Украины или отдельных таксономических групп (Парахонська, Мошкова, 1975; Водоп'ян, 1976; Паламарь-Мордвинцева, 1978, 1982, 1994; Паламарь-Мордвинцева, 1978; Царенко, 1984, 1987, 1988; Юнгер, 1985, 1987), показано высокое видовое разнообразие этих организмов (особенно на территории Припятско-Деснянской подпровинции), наличие характерной "альгофлоры" болот, основу которой составляют десмидиевые и диатомовые водоросли, а также выявлен характер распределения их в зависимости от ряда экологических факторов. Кроме того, показана специфика изменения видового состава водорослей в зависимости от типа болот, а также опровергнуто мнение о богатстве сфагновых болот представителями *Desmidiaceae* и уточнен характер распределения и богатства водорослей в них. В частности, показано, что олиготрофные болота характеризуются обедненным видовым составом водорослей (в том числе, десмидиевых) в целом. Отмечены характерные комплексы диатомовых и десмидиевых, а также наличие наибольшего количества видов диатомовых в припятско-деснянских эвтрофных осоковых и гипново-осоковых болотах, а десмидиевых – в осоково-сфагновых эвтрофных и мезотрофных болотах, что обусловлено рядом экологических параметров и сезонностью развития водорослей в болотах. Ядро таксономического спектра, например, Убортско-Словечанского альгофлористического района, согласно альгофлористическому районированию Украины (Паламарь-Мордвинцева, Царенко, 2015), формируют водоросли отделов *Chlorophyta*, *Charophyta*, *Euglenophyta*, *Cyanophyta* и *Bacillariophyta*, которые совместно объединяют около 90% видового состава (Капустин, Царенко, 2013). В заболоченных водоемах преобладают *Chlorophyta* и *Euglenophyta*, при менее значительной роли *Charophyta*, однако, *Desmidiaceae* занимает первое место в родовом спектре, что характерно для этого типа водоемов (Капустин, 2013). Характерными видами для заболоченных водоемов указанного альгохортона являются *Binuclearia tectorum* (Kütz.) Beger, *Frustulia krammeri* Lange-Bert. et D. Metzeltin, *Frustulia saxonica* Rabenh., *Gonyostomum semen*, *Hapalosiphon fontinalis* (C. Agardh) Bornet emend. Elenkin, виды родов *Microspora* Thuret, *Microthamnion* Nägeli, а также *Netrium digitus*, *Rhabdomonas costata*

(Korschikov) E.G. Pringsh., *Synura sphagnicola* (Korschikov) Korschikov и др. (Парахонська, Мошкова, 1975; Мошкова, Балашов, 1983; Капустін, 2013; Капустін, Царенко, 2013б).

Водоросли по-разному адаптируются к неблагоприятным условиям, в частности, к ограниченному количеству питательных веществ в олиготрофных болотах. При этих условиях для представителей разных групп водорослей свойственно формирование вокруг клеток значительного количества слизи, т.е. слизистых защитных "оболочек", с возможностью дополнительного захвата питательных веществ из воды (Coesel, 1994). Кроме того, представители отдельных групп водорослей продуцируют специфические образования или морфотипы организма. В частности, золотистые водоросли переносят неблагоприятные условия с помощью формирования кремниевых стоматоцист, которые отмечены в заболоченных водоемах Полесского заповедника (Капустін, Царенко, 2013).

В целом, таксономические особенности и характер распределения ведущих групп водорослей болот Украины, а также многочисленные данные об их региональном и типологическом богатстве, свидетельствуют о том, что им принадлежит существенная роль как компонентам болотных экосистем. Они характеризуются высоким видовым разнообразием, а также формируют специфическую "альгофлору" этого типа водоемов, обусловленную общими закономерностями распределения растений в болотных экосистемах, а их состав и численность определяются экологическими условиями, в частности, трофностью, обводненностью, активной реакцией среды, аэрацией, степенью растительного покрытия и характером доминирующего комплекса сосудистых растений. Водоросли болот проявляют эколого-флористическую специфику и формируют своеобразные или характерные видовые комплексы и могут рассматриваться как показательные организмы при типификации болот, а также проявляют зависимость от конкретных экологических факторов и демонстрируют индикаторную показательность при их изменении (Царенко, Паламар-Мордвинцева, 2012). В связи с этим, является целесообразным дальнейшее целенаправленное изучение водорослей болотных экосистем как постоянного их компонента и индикаторно-показательных организмов, для которых необходимо проведение альгосозологических (при общих природоохранных) мероприятий по сохранению их редких видов.

Микроводоросли служат биоиндикаторами экологического состояния морской среды, включая микрофитобентос, поскольку по морфологическим, флористическим, количественным и продукционным характеристикам, а также по их сапробности можно оценивать качество морской среды (Рябушко, 2003, 2013; Оксийук и др. 2010). Виды-индикаторы использовались для оценки органического загрязнения морских вод в прибрежье Азовского и Черного морей, ведущее место среди них занимает группа бета-мезосапробионтов (около 50% видов), которые характерны для слабо и умеренно загрязнённых вод (Лялюк, Липницкая, 1997; Бондаренко, 2012; Рябушко, 2013; Рябушко, Бондаренко, 2017; Рябушко и др., 2018). В качестве дополнительной характеристики проанализирован список микроводорослей с учётом их отношения к солёности воды морских акваторий (Рябушко, 2013; Бондаренко, 2012).

ГЛАВА 4. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ БИОИНДИКАЦИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ: ЭКОСИСТЕМНЫЕ ПОДХОДЫ И МЕТОДЫ

4.1. Характеристика состояния водной экосистемы

Загрязнение пресноводных объектов является сложной системой задач, для решения которых требуется понимание структуры экосистем и правомерности методов характеристики ее состояния. На рисунке 18 представлена система трансформации вещества в водной экосистеме. С экологической точки зрения, показатели, которые могут быть использованы для оценки влияния загрязнения на природные водные объекты, основаны на отношении биоты и водной среды. В модели пирамиды видно, что ее основу составляют питательные вещества, то есть, растворенные вещества, которые могут быть использованы для создания белков с помощью механизмов фотосинтеза, а также гетеротрофным способом. В любом случае, в производстве белков участвует уровень первичных производителей, продуцентов, а именно водорослей, которые могут быть использованы в качестве биоиндикаторов воздействия загрязнения (Варина, 2013) на биотическую часть экосистемы и качество воды.

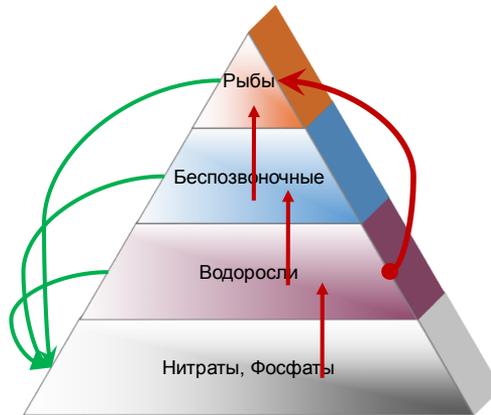


Рисунок 18. Модель трофической пирамиды в водных экосистемах

На планете Земля представлены водные экосистемы различных пресных и соленых водоемов. Отношения между биологическим разнообразием водорослей и условиями окружающей среды определяются уровнем адаптации видов и сообщества в целом.

Скорость ответа биотических систем на воздействие стрессового фактора зависит от уровня организации биоты (UNEP/IPCS, 2006), и для автотрофов ответ заметен в интервале дней-лет. Однако, именно высшие уровни организации разнообразия, с одной стороны, отличаются достаточной буферной емкостью на воздействие, а с другой, наиболее релевантны к экологической ситуации в водном объекте.

Взаимное влияние разнообразия пресноводных водорослей и среды их обитания определяется экологией видов, развивающихся в изучаемом сообществе. В основе биоиндикации лежит принцип соответствия состава сообщества параметрам среды его обитания. Выявить роль отдельных факторов среды в формировании сообщества водорослей, и оценить ответ сообщества на изменение среды возможно, как на

уровне отдельных сообществ, так и на более высоких уровнях обобщения. Биоиндикация основана на принципе соответствия между составом сообщества и сложностью факторов окружающей среды. Однако по-прежнему существует проблема определения роли конкретных переменных окружающей среды, а также прогнозирования реакции сообщества на изменение окружающей среды.

То есть проблема заключается в том, как обобщать информацию об окружающей среде и биоте, которая может быть классифицирована для оценки воздействия загрязнения. Известно, что существует взаимное влияние разнообразия пресноводных водорослей и среды обитания видов, которые развиваются в исследуемом сообществе. Однако для определения роли конкретных факторов окружающей среды в формировании сообществ водорослей, а также для оценки реакции сообщества на изменения окружающей среды все еще возникают трудности.

Биологическое разнообразие может быть рассмотрено на таксономическом (альфа-разнообразии), фитоценотическом (бета-разнообразии) и биогеографическом (гамма-разнообразии) (Барина и др., 2006; 2015) уровнях. Основная проблема выбора метода анализа заключается в том, как интегрировать выявленное разнообразие и на какой вопрос найти ответ. Наши многолетние наблюдения показывают, что различные данные о пресноводных водорослях, которые являются результатом обработки конкретных образцов, можно суммировать в соответствии с предлагаемыми принципами (Varinova, 2017d).

Выбор метода зависит от общих подходов к анализу биоразнообразия и вопросов, на которые направлены исследования. Наш опыт проведенных в течение нескольких десятилетий альгологических исследований, показывает, что биологическое разнообразие, выявленное в образцах, может быть представлено по следующим направлениям рассуждений (Барина и др., 2006; Varinova, 2011a).

Во-первых, количественные данные по обнаруженным видам используются только для установления корреляций между разнообразием видов в конкретной пробе и данными химического анализа воды, в которой это сообщество обитало. Таким образом отграничивается часть вопросов, связанных с конкретными сообществами (бета-разнообразие), их количественными данными и их взаимодействием с количественно выраженными показателями среды. Количественно-качественные отношения среда – видовой состав относительно хорошо изучены, достаточно понятны, и их оценки широко используются. В частности, индексы на основе количественных соотношений видов водорослей в сообществах приняты в качестве мониторинговых показателей качества среды.

Тем не менее, имея дело с альфа- и гамма-разнообразием пресноводных водорослей, мы сталкиваемся с определенными трудностями, в первую очередь, в определении круга вовлеченных сообществ, а также о масштабах исследовательских задач и актуальности оперативных подходов. Нередко трудности состоят в том, как поставить цель анализа, на какой вопрос могут дать ответ те или иные обобщения данных, какие методы могут быть применены для анализа.

Опыт последних лет позволил выделить уровни обобщения разнообразия и выработать программу подбора данных для ответа на определенные вопросы о соотношении видового богатства и параметров среды, которые помогают выявить основные факторы среды, определяющие развитие разнообразия пресноводных водорослей (Varinova, 2013; 2017d).

Уровни обобщения разнообразия для последующего анализа:

- 1) Внутривидовой;
- 2) Видовой;

- 3) Сообщества;
- 4) Флоры водного объекта;
- 5) Флоры бассейна;
- 6) Флоры экорегиона;
- 7) Флоры крупного географического региона.

Для проводящегося анализа необходимо, прежде всего, определить, как была выделена флора водного объекта и вышеприведенные уровни обобщения разнообразия. У пресноводных водорослей это не так однозначно. При этом флора водного объекта не совпадает с тем, что представляет собой набор случайных образцов. Мы не можем пространственно отграничить любой участок реки или озера и считать выявленное там разнообразие водорослей достаточным для анализа. Если с озером более или менее понятно, что его границы определяются береговой линией, то с текучим водным объектом все сложнее. Река характеризуется постоянными изменениями, имеет разветвленное строение речного континуума, то есть имеет основное русло и притоки. Опыт показывает, что для репрезентативного анализа **флоры водного объекта** данные должны включать виды, как из реки, так и из ее притоков.

Следующим уровнем обобщения является **водосборный бассейн**, куда входит видовое богатство из собственно водного объекта, образующегося на водосборном бассейне, а также всех других водных объектов, расположенных на его территории.

Флора экорегиона объединяет видовое богатство пресноводных водорослей в границах однородного в ландшафтно-климатическом отношении региона, выделенного, обычно, по составу высших растений, а в последнее время и по составу водорослей.

Флора крупного географического региона обобщает разнообразие пресноводных водорослей, выявленных в границах административного деления, таких как государство (Польша), а также крупных речных (Дунай) или озерных (Ладога) систем или административно-географического региона, однородного в отношении ландшафта (Приморский край).

Внутривидовой уровень. Уровни анализа биоразнообразия различаются также в отношении целей исследований, которые могут быть достигнуты для каждого из них. Таким образом, **внутривидовой уровень** отражает влияние географических и экологических факторов на дифференциацию разнообразия ниже уровня вида для водного объекта в региональных флорах. Численной характеристикой, которая должна быть рассчитана, является отношение суммарного числа видов и внутривидовых таксонов к числу таксонов ранга вида, или индекс внутривидовой изменчивости. Это актуально для проблемы географических ограничений внутривидовой дифференциации, начиная с флоры водного объекта и до флоры крупного региона. Эмпирически внутривидовой полиморфизм сильно отличается по диапазонам экологических ситуаций, но причины и корреляции до сих пор не совсем понятны. Например, индекс внутривидовой изменчивости находится в пределах от 1,48 для Арктики до 1,09 для израильских водорослевых флор (Barinova, 2011b). Закономерности изменения индекса внутривидовой вариации открывают новые перспективы анализа гамма-разнообразия водорослей. Анализ соотношения числа внутривидовых и видовых таксонов дает ответ на вопрос о влиянии глобального климатического градиента Северного Полушария, с применяемым методом анализа изменения внутривидовой изменчивости во флорах водорослей (Barinova et al., 2014a; Barinova, 2017d).

Видовой уровень анализа напрямую имеет отношение к биоиндикации и дает ответ на вопрос об амплитуде экологических предпочтений видов водорослей в выявленной флоре, сообществе, экорегионе. Основные системы биоиндикации: Соленость (по Hustedt, 1957), Ацидификация, pH (по Hustedt, 1967), Местообитание, Текучесть и кислород, Температура, Органическое загрязнение (трофическая база) (по Sládeček, 1973, и Watanabe, 1986), Тип питания (Van Dam et al., 1994) и Трофический уровень (Van Dam et al., 1994).

Сообщества. Анализ дает ответ на вопрос о критических видах на критические параметры. При сходных параметрах загрязнителей, поступающих в воды рек, сообщества восточного побережья Евразии являются более чувствительными к воздействию токсичных металлов, поскольку реки протекают в силикатном регионе. Например, в Приморском крае ССА (канонический анализ соответствий биологических и средовых факторов) выявил виды-сенсоры на бораты и фториды техногенного происхождения (Varinova et al., 2008).

Флоры водного объекта. Анализ флоры водного объекта в экологической составляющей относится к климатической дифференциации, например, дивергенция озерных водорослевых флор в засушливых регионах Евразии (Баринова и др. 2006). Экологический анализ дает ответ на вопросы:

(1) Климатический градиент аридной зоны. Сообщества разделились на три группы, соответствующие классам солености вод на примере 48 озер Казахстана и 34 озер Израиля. Сделан вывод, что в аридном климате минерализация и соленость вод, повышающаяся в геологическом времени, определяют пространственное и историческое формирование водных сообществ (Varinova, 2009b).

(2) Главные действующие факторы. На примерах установлено, что Видовое богатство и индекс сапробности *S* являются взаимозависимыми переменными (Varinova, 2017e).

(3) Экология или география. В то время как в умеренных широтах на долю аркто-альпийских видов приходится около 1% – 2% видового богатства, в арктических флорах диатомовых их до 10% (Varinova, Stenina, 2013). Присутствие аркто-альпийских видов во флоре с продвижением на юг уменьшается, однако присутствие видов с такой экологией на юге говорит об экологической специализации и о возможности трактовки аркто-альпийской характеристики как экологии видов, а не географии.

Флоры водосборного бассейна. Анализ на уровне водосборного бассейна дает общие оценки структурной сложности организации разнообразия, выявленные статистическими методами. Одним из критериев сложности является среднее видовое богатство в родах водорослей (удельное видовое богатство родов) или отношение числа родов к числу видов (кривая Виллиса, ниже (Varinova, 2017d)). Большое число видов в роде во флоре свидетельствуют о ее стабильном развитии, тогда как большое число монотипических родов может быть связано с геологическим, климатическим или антропогенным воздействием (Varinova, Petrov, Nevo, 2011a). Таким образом, анализ отвечает на вопросы: (1) Сложность таксономической структуры, (2) Климатический градиент аридной зоны, (3) Широтный климатический градиент Евразии, в зависимости от положения и величины изучаемого бассейна.

Флоры экорегиона. В анализе на уровне обобщения выявленных списков видов водорослей в экорегионах рассматривается проблема климатической дифференциации и распределения разнообразия водорослей в системе ландшафтно-климатических регионов (Varinova, 2011b; Varinova et al., 2014a). Связана с этим и

проблема влияния высотных градиентов на биоразнообразии водорослей, таких как увеличение общего разнообразия с высотой на территории Евразии, с одновременным уменьшением относительного вклада диатомовых водорослей в интервале 1000-2500 м над ур. м. (Barinova et al., 2011b). Анализ дает ответ на:

(1) Климатический градиент. Например, древо распределения разнообразия водорослей по основным ландшафтно-географическим регионам Израиля, показывает исторически значимые факторы в формировании флор диатомовых – тектоническую стабильность (нестабильность) (Barinova, 2011b).

(2) Климат и высотность местообитания. С возрастанием высоты местообитания увеличивается разнообразие сообществ водорослей в целом и роль недиадомовых, в частности. На исследованных флорах экорегионов Евразии показано, что участие диатомовых в сообществах снижалось, начиная с высоты около 1000 м и до 2500 м над ур. моря. Высота 200 м над ур. м., когда во флоре экорегиона критически меняется видовой состав, является референтным для смены закономерностей распределения разнообразия по высоте (Barinova, 2011b; Barinova et al., 2011b).

Флоры крупного географического региона. Анализ флоры водорослей крупного географического региона проводится с целью выявления и оценки глобальных тенденций распределения биоразнообразия, таких как снижение видового богатства с широтой (в противоположность тенденции увеличения внутривидовой изменчивости) (Barinova, 2011b; Barinova, Stenina, 2013). Анализ дает ответ на:

(1) Влияние глобального климатического градиента Северного Полушария на распределение высших таксонов.

(2) Индекс внутривидовой изменчивости во флорах пресноводных водорослей Евразии показал, что видовой полиморфизм повышается с увеличением широтности флоры.

Таким образом, анализ состава и распределения видового богатства и разнообразия водорослей континентальных вод на различных уровнях организации показывает экологию критических видов, экологию сообществ, влияющие экологические факторы и тренды. Программы CANOCO и Statistica 12.0 помогают установить связь современных факторов среды с составом сообществ, а вместе с программами PRIMER-v5 и GRAPHS факторы исторического воздействия на процесс формирования континентальных альгофлор.

4.2. Подход к оценке состояния экосистемы

На базе более чем сорокалетнего опыта разработана система оценки состояния экосистемы, которая включает в себя не только показатели изменения окружающей среды, но и биотические компоненты. Схема подхода разработана в целях систематизации подбора данных при совместной оценке качества воды и биотической составляющей водной экосистемы для биоиндикации. На рисунке 19 представлена схема проведения биоиндикационной оценки, которая в итоге может показать трофическое состояние исследуемого водного объекта и охарактеризовать воздействие токсичности среды на организмы первого трофического звена в исследуемой экосистеме (Баринава и др., 2006; Barinova, 2017a).

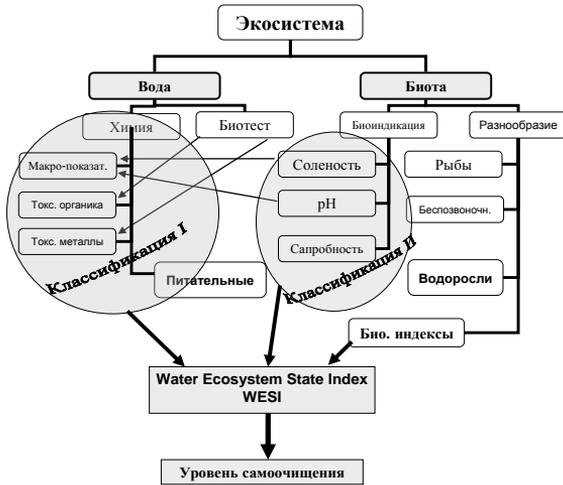


Рисунок 19. Схема проведения биоиндикационной оценки состояния водной экосистемы и ее способности к самоочищению

Оценку состояния экосистемы водного объекта возможно сделать двумя способами – по среде и по биоте путем: (1) классификации химических величин и (2) оценки биотического разнообразия и данных биологической индикации. В экосистеме водного объекта выявлены определенные закономерности как для средовых, так и для биотических ее компонентов, что позволяет систематизировать подход к оценке ее состояния.

Как известно, химические переменные в природном водном объекте крайне разнообразны, и возможно классифицировать его природные и антропогенные загрязнители по различным системам, наиболее обширной и континуальной из которых является система В. Сладечека (Sládeček, 1973). Биотическое разнообразие подвергается воздействию средовых показателей, но биотическое разнообразие и параметры среды, в свою очередь, коррелируют друг с другом, в целом отражая состояние водной экосистемы. На рисунках 20 и 21 показана динамика нескольких наиболее значимых химических и биотических переменных при тенденции увеличения загрязнения природного объекта (выражено рангом качества вод на оси абсцисс).

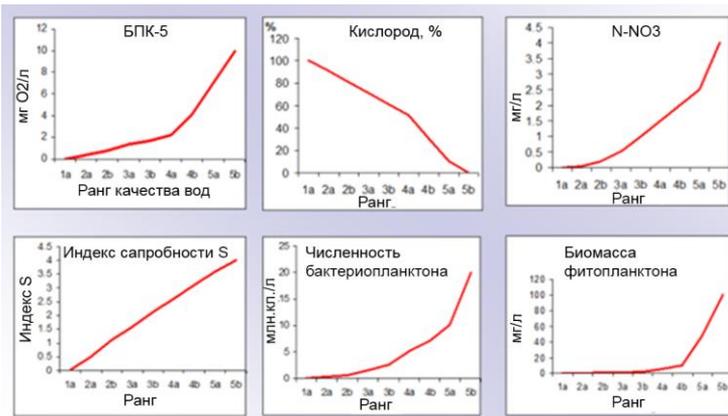


Рисунок 20. Динамика химических величин и биотического разнообразия по рангам качества вод

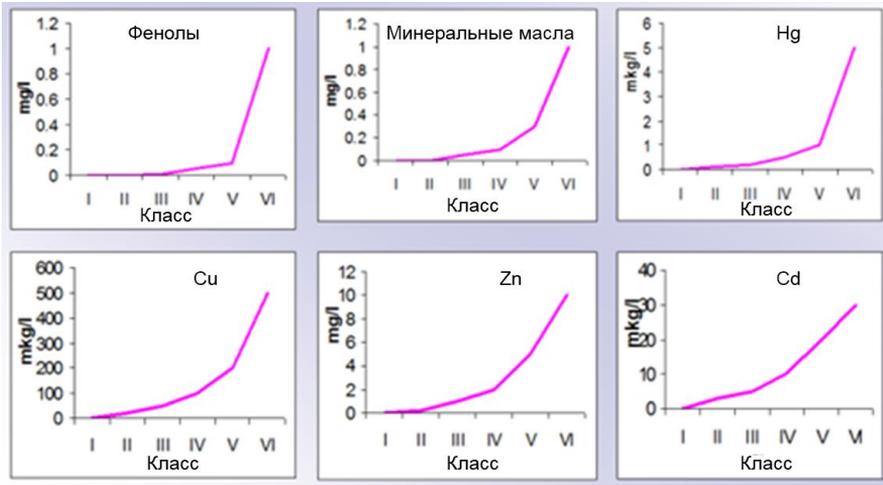


Рисунок 21. Динамика концентраций химических загрязнителей по классам качества вод

Основной метод биоиндикации являются определенные экологические предпочтения каждого вида водорослей в градиенте параметров среды их обитания. На рисунке 22 показана амплитуда оптимумов для двух видов водорослей с разными экологическими предпочтениями. На оси абсцисс – увеличение органической нагрузки и ухудшение качества воды выражено зоной самоочищения вод.

В этом случае метод биоиндикации, используемый в анализе реакции биоты на изменение условий окружающей среды, приобретает большое значение, поскольку индивидуальные предпочтения индикаторных видов в сообществе, в соответствии с обилием отдельных видов, показывают оптимум сообщества в данных условиях среды. То есть, параметры среды водного объекта могут быть восстановлены на основе биоиндикационного анализа населяющих его сообществ. В то время как развитые страны могут себе позволить проводить любой детальный химический анализ воды и затем соотносить его результаты с национальными стандартами, в развивающихся странах чаще всего не имеется достаточно развитой приборной базы и средств для осуществления детального химического мониторинга природных водных объектов. В этом случае биоиндикация является единственным методом для оценки состояния водного объекта. Важно, что в представленной выше схеме, главную роль в биоиндикационной оценке играют организмы первого трофического звена – водоросли, как экологическая группа организмов, обладающих механизмом фотосинтеза белков. Кроме того, биоиндикация дает интегральный ответ не только на общее состояние экосистемы, но и на степень токсического воздействия на ее организмы со стороны нежелательных факторов среды. Следует отметить, что биоиндикация отличается от биотестирования, которое также дает интегральный ответ о присутствии токсикантов в воде, но в лабораторных условиях, тогда как биоиндикация проводится на организмах, обитающих в исследуемой водной экосистеме.

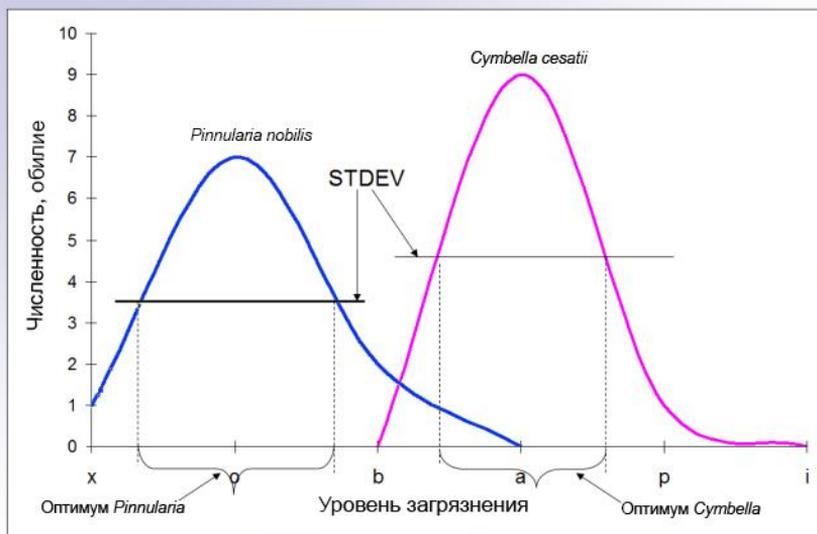


Рисунок 22. Динамика численности двух индикаторных видов водорослей в тренде загрязнения воды для определения оптимума вида-индикатора по линии стандартного отклонения

Все загрязняющие вещества и питательные элементы, поступающие в водный объект, влияют на биотический компонент экосистемы, начиная с водорослей в качестве основных продуцентов, а также нарушая биотическое/абиотическое равновесие (Sládeček, 1973). Оценки качества воды включают в себя четыре основных подхода, а именно:

- (1) полный химический анализ;
- (2) использование индикаторных организмов показательных для данной среды;
- (3) частичный химический анализ, включающий в себя наиболее значимые показатели;
- (4) биотестирование с выбранным организмом, чувствительным к химическому загрязнению.

Комплексный анализ в полном составе компонентов остается до сих пор довольно дорогим, 200–700 долларов США только за биотические компоненты в одной пробе (PhycoTech, 2018). Эффективные подходы к мониторингу водных объектов основаны на определенных системах показателей, в частности, биотических, которые дают интегральную оценку качества воды (European Parliament, 2000). Из доступных методов биомониторинга, основанных на первичных продуцентах, наиболее перспективными являются пресноводные водоросли (Whitton et al., 1991). Три подхода признаны на международном уровне на основе:

- реакции организма;
- реакции популяции;
- интегрального ответа биоценоза.

В первом случае, критическая переменная – это интенсивность фотосинтеза организма в стрессовых условиях. Во втором случае – это динамика морфофизиологических изменений в популяции, а в третьем – плотность и разнообразие всех составных элементов биотического сообщества. Последний подход обычно признан наиболее информативным, отражающим способность

самоочищения экосистемы в сочетании с первыми двумя методами биотестирования. Он является идеальным инструментом для мониторинга водных объектов и используется в различных государственных мониторинговых системах ЕС.

Основные методы оценки воздействия загрязнения можно разделить на две группы: 1) методы биоиндикации на основе видов, которые произрастали в изучаемой естественной среде обитания; 2) методы биотестирования, которые применяются на основе реакции организма на среду, в которую его поместили. С целью оценки воздействия загрязнения на природные водные экосистемы были объединены оба метода в рамках представленной выше схемы, описания и результаты которой приведены ниже.

4.3. Гидрохимия и методы определения токсичности

Определение качества воды по гидрохимии

С целью проведения химических анализов воды используют хорошо оборудованную лабораторию или проводят определение некоторых показателей воды в полевых условиях с помощью экспресс тестеров. Данные определений классифицируются по каждому параметру в выбранной системе классификации качества вод и вкладываются в схему оценки состояния экосистем, приведенную выше.

Индекс качества воды (WQI)

Традиционные подходы к оценке качества водных объектов основаны на сравнении исследованных значений параметров с существующими нормативами. Однако они не обеспечивают полноценное понимание качества пространственных и временных тенденций водной среды (Debels et al., 2005). Математически-вычислительное моделирование качества воды возможно, хотя и необходимо подтверждение работы модели. К тому же, это требует предварительного знания гидравлики и гидродинамики (Rauch et al., 1998). Для решения этих вопросов и был разработан индекс качества воды (WQI). Определение этого индекса и оценка на основе биоанализа могут быть осуществлены в соответствии с Mitchell, Stapp, (1992).

Информация о показателях качества воды появилась в литературе еще в 1965 году (Horton, 1965). Индекс WQI был разработан в 70-х годах XX столетия (Brown et al., 1970). WQI представляет собой математический подход, используемый для преобразования больших объемов данных по качеству воды в одно число (Stambuk-Giljanovic, 1999), что обеспечивает простой и понятный инструмент для руководителей и лиц, принимающих решения в отношении качества воды и возможности использования определенного водного объекта (Bordalo et al., 2001). WQI объекта используется для лучшего понимания проблем качества воды за счет интеграции сбора данных и оценок, которые описывают состояние качества воды и, тем самым, для прогноза возможных его изменений, а также для предоставления государственным организациям и ответственным лицам информации, которая имеет важное значение с точки зрения усиления поддержки по улучшению качества водных ресурсов (Cude, 2001). В сущности, WQI представляет собой математический расчет в виде одного числа из нескольких результатов анализа. В итоге показатель характеризует уровень качества воды в данном водоеме, например, реке, озере и т.д. (Mitchell, Stapp, 1992).

Таблица 13. Факторы качества воды и их значения при исследовании конкретного водоема (Mitchell, Stapp, 1992)

Параметр	Единицы измерения	Результат	Значение Q	Значимость фактора	Всего
Растворенный кислород	% насыщения	82	90	0,17	15,3
Фекальные бактерии (колиформы)	колоний/ 100 мл	12	72	0,16	11,52
pH	субединиц	7,67	92	0,11	10,12
БПК	мг/дм ³	2	80	0,11	8,8
Температура	°С	5	72	0,10	7,2
Общий фосфор	мг/дм ³	0,5	60	0,10	6
Нитраты	мг/дм ³	5	67	0,10	6,7
Мутность	NTU	5	85	0,08	6,8
Общие растворенные соли	мг/дм ³	150	78	0,07	5,46
WQI					77,9

Для определения Индекса качества воды (WQI) необходимо иметь следующие девять параметров химического и бактериологического анализа воды, которые измеряются, прежде всего, для вычисления значения Q (Mitchell, Stapp, 1992): потребность в кислороде (БПК), растворенный кислород, фекальные бактерии (колиформы), нитраты, pH, изменение температуры, общие растворенные соли (TDS), общий фосфор и мутность. После проведения девяти тестов, результаты 9 параметров сравниваются с соответствующими кривыми, и определяется числовое значение Q (Mitchell, Stapp, 1992). Для каждого теста качества воды числовое значение, или Q, вычисляется как "взвешенный фактор" (Таблица 13). Средние значения анализов девяти параметров прибавляются к значению Q каждого из них и значимости фактора, что позволяет рассчитать индекс качества воды для исследуемой станции на водоеме или участка реки (WQI). Самый большой балл, который может иметь индекс водного объекта, это 100.

Если невозможно выполнить анализ всех 9 показателей, общий индекс WQI можно рассчитать путем сложения результатов остальных параметров, а затем учесть поправку на количество тестов. Например, если БПК и изменение температуры недоступны, семь остальных имеющихся параметров суммируются (из приведенного выше примера, что дает в сумме 61,9), и также суммируются семь значений коэффициента Q (0,79). Первый из них делится на последний чтобы получить WQI, который в таком случае составит 78,4.

Для оценки качества воды по индексу WQI используется шкала от 0 до 100 (Таблица 14). Результат расчета индекса характеризует качество воды водного объекта, например, реки, озера, и т.д.

Индекс можно подсчитать онлайн, если имеется 9 факторов среды (<https://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>), однако следует понимать, что в расчет не включен ни один биологический показатель, кроме колиформ.

Подходы к оценке по индексу WQI имеют в литературе много вариаций и примеров сравнительных оценок (Bordalo et al., 2001). Некоторые авторы (Pesce, Wunderlin, 2000) использовали показатели качества воды для оценки состояния реки Сукия (Аргентина).

Таблица 14. Шкала оценки качества воды по Индексу WQI (Mitchell, Stapp, 1992)

Шкала WQI	Качество воды по индексу WQI
91–100	Отличное
71–90	Хорошее
51–70	Среднее
26–50	Плохое
0–25	Очень плохое

Другие исследователи (Kannel et al., 2007) видят полезность индекса качества воды для оценки пространственных и временных изменений в классификации реки Багмати (Непал), в то же время исследования с его помощью позволили определить серьезные негативные последствия жизнедеятельности города и его влияния на качество речной воды. Примеры использования индекса WQI, который просто рассчитывается и часто используется с целью оценки качества воды в системах мониторинга развитых стран (Said et al., 2004), следующие: Индекс качества воды Национального фонда санитарии США (NSFWQI) (Brown et al., 1970), Индекс качества воды Канады (Canadian Council of Ministers of the Environment 2001), Индекс качества воды Британской Колумбии (BCWQI) (Zandbergen, Hall, 1998), Индекс качества воды Орегона (OWQI) (Cude, 2001), Индекс качества воды рек Флориды (FWQI) (SAFE, 1995). Наш опыт расчета WQI показал его ограниченность в интерпретации и недостаточность при сравнении с результатами оценок реки Нижний Иордан по биоиндикации (Varinova, 2011a).

Экотоксикологический биолюминесцентный анализ (биотест)

Измерение токсичности сточных вод, донных отложений, а также загрязненных водоемов является очень важной частью мониторинга загрязнения окружающей среды. Оценка биологических эффектов с помощью быстрого, простого, чувствительного и экономически эффективного метода может указывать на конкретную информацию о токсичности и экотоксичности и позволяет включить параметры токсичности в нормативно-правовую базу (Parvez et al., 2006).

Использование интактных светящихся бактерий для оценки токсичности имеет некоторые очевидные преимущества, которые были научно обоснованы (Bulich, Isenberg, 1981; Kaiser, 1998). Эти бактерии – самоподдерживающиеся люминесцентные организмы, которые, при соответствующих условиях, показывают высокие и устойчивые уровни люминесценции. В течение последнего времени, тест на токсичность с помощью люминесцентных бактерий, распространился коммерчески как Microtox[®], и в большей степени используется для оценки токсичности проб окружающей среды, таких как токсичность отложений и для определения качества воды озер и рек (Kaiser et al., 1988; Delistraty, Yokel, 1998; Boluda et al., 2002; Beg, Ali, 2008).

Компания CheckLight Company разработала новый, быстрый и чувствительный тест для обнаружения химических токсикантов в воде (Ulitzur et al., 2002). Биологический анализ использует высокочувствительный вид люминесцентной

бактерии *Photobacterium leiognathi*, которая позволяет обнаружить в суб-мг/дм³ различные группы токсикантов, включая тяжелые металлы, пестициды, ПХБ, ПАУ и следы топлива в воде. Новый анализ более чувствителен, чем сравниваемые данные бактериальной биолюминесцентной токсичности, описанные в литературе с анализом Microtox с помощью *Vibrio fischeri*. Дополнительные особенности нового биоанализа включают в себя способность выявлять различия между катионами тяжелых металлов и органическими токсикантами. Данные о токсичности проводятся на основе заторможенной люминесценции по сравнению с контрольным образцом воды без добавления культуры тест-бактерий (Ulitzur et al., 2002). Высокая чувствительность и быстрое реагирование на различные реагенты (по сравнению с другими биологическими тестами), а также приборные измерения результатов теста, делают бактериальную биолюминесценцию эффективным инструментом для выявления микроколичеств различных ингибиторов биологической активности.

Для определения токсичности воды, например, используется пакет ToxScreen из комплекта CheckLight Ltd., Израиль. Он включает в себя лиофилизированные бактерии, гидратационный буфер, про-органический буфер (для обнаружения органических загрязнителей) и про-металлический (для обнаружения катионов тяжелых металлов). Эти буферы были разработаны с целью повышения чувствительности теста для широкого круга реагентов с различными механизмами действия. Пробы концентрируют буфером для анализа (про-металлическим или про-органическим) разводят бидистиллированной водой; в которой проводят серию разведений тестируемого токсического агента (разведения выполняют в полистирольных пробирках). Затем, флакон, содержащий лиофилизированные светящиеся бактерии берут из морозильной камеры, повторно гидратируют 1 мл гидратного буфера и инкубируют при 24°C в течение 5 минут. После этого, с помощью повторного пипетирования, 10 мкл взвешенных клеток разливают в каждую пробирку и хорошо перемешивают. Пробирки инкубируют при 24°C в течение 30 минут и регистрируют уровень люминесценции (Luminoskan; Labsystems Oy, Финляндия). Этот метод может быть реализован в соответствии с Tice (Tice et al., 2000). Результаты измерений статистически обрабатываются и включаются в левую часть приведенной выше системы (Рисунок 19) в клетку "Биотест".

4.4. Биологические индексы для биоиндикации

Для интегральных оценок состояния водного объекта и степени органического загрязнения воды разработан ряд интегральных индексов, в основе которых лежит биоиндикация по водорослям.

Индекс эвтрофикации и/или загрязнения окружающей среды (EPI) по диатомовым водорослям

Индекс эвтрофикации и/или загрязнения окружающей среды (The Eutrophication/Pollution Index-Diatom based, EPI-D) по диатомовым был разработан Антонио Дель Умо (Dell'Uomo, 1996) для биологической оценки качества воды. Этот индекс показывает значительную корреляцию с химическими и физическими свойствами воды (БПК₅, питательными веществами, электропроводностью, хлоридами, фосфатами и т.д.) и является одним из примеров множества индексов, разработанных на диатомовых.

Как и в методе Сладечека (Sládeček, 1973, 1986), предложенный индекс рассчитывается на основе сапробиотических величин видов-индикаторов и их численности в водорослевых сообществах, дополненный индивидуальным

коэффициентом вида. Индекс загрязнения окружающей среды (ЕРІ) рассчитывается следующим образом (Формула 1):

$$EPI = \sum a_j r_{ij} / \sum a_j r_j, \quad (\Phi. 1)$$

Где a_j – это численность каждого вида, i_j – индекс ЕРІ каждого вида, r_j – показывает достоверность R, согласно списку индикаторных таксонов диатомовых водорослей (Dell’Uomo, 1996).

Соотношение между индексом сообщества диатомовых водорослей ЕРІ и различными оценками сапробности и трофности среды изучаемого водного объекта приведены в Таблице 15.

Таблица 15. Соотношение между индексом ЕРІ и различными оценками среды (Dell’Uomo, 1996)

Степень сапробности	Степень трофности	Качество воды	ЕРІ
ксеносапробная	гипотрофная	Уровень 0	0
олигосапробная	олиготрофная	Уровень 1	1
β -мезосапробная	мезотрофная	Уровень 2	2
α -мезосапробная	эвтрофная	Уровень 3	3
полисапробная	гипертрофная	Уровень 4	4

В таблице представлены:

1. Соотношения между различными уровнями насыщенности вод питательными веществами (трофический уровень);
2. Отношение к органическому загрязнению по Сладечеку (Sládeček, 1973), известное как пять различных уровней лимносапробности или классов качества вод.

Результирующий индекс ЕРІ – это целое или десятичное число от 0 до 4, увеличение которого коррелирует с ухудшением качества воды. Качество воды исследуемой станции на водоеме можно оценить с помощью следующих интервалов значения ЕРІ (Таблица 16).

Крайне важно сравнить степень органического загрязнения, солёности воды и трофического уровня исследуемого водоема с классами качества воды, что оказалось возможно на основе работ Дель Умо (Dell’Uomo, 1996) (Таблица 17).

Системы индикации на основе состава и обилия видов водорослей широко используются при проведении мониторинга в разных странах. Полученные данные об экологических характеристиках видов водорослей позволяют не только проводить биоиндикационный анализ для определенных показателей, но и оценить реакцию водных сообществ на широкий спектр экологических факторов (Проект ОБСЕ/ЕЭК ООН: Трансграничное сотрудничество..., 2005; Barinova, Tavassi, Nevo, 2010; Barinova, Boboev, Hisoriev, 2015).

Таблица 16. Корреляция между индексом ЕРІ и качеством воды (Dell’Uomo, 1996)

Интервал индекса ЕРІ	Качество воды
0,0 – 0,5	Природные, незагрязненные воды
0,5 – 1,0	Отличное качество воды
1,0 – 1,5	Хорошее качество воды

1,5 – 2,0	Достаточно хорошее качество воды
2,0 – 2,5	Незначительно загрязненные воды
2,5 – 3,0	Достаточно загрязненные воды
3,0 – 3,5	Сильно загрязненные воды
3,5 – 4,0	Очень сильно загрязненные воды

Таблица 17. Соответствие уровней сапробности, галобности и трофности с классами качества воды по Дель Умо (Dell'Uomo, 1996)

Класс качества вод	Уровень сапробности	Уровень галобности	Трофический уровень
0	Ксеносапробы	Галофобы	Гипотрофный
I	Олигосапробы	Олигогалобы-индифференты	Олиготрофный
II	β -мезосапробы	Олигогалобы-индифференты	Мезотрофный
III	α -мезосапробы	Олигогалобы-галофилы	Эвтрофный
IV	Полисапробы	Галофилы-мезогалобы	Гипертрофный

Однако, наш опыт показывает ограниченность применения индекса ЕРІ для более южных регионов, чем бореальная зона, таких как Израиль, Пакистан, Индия, Казахстан, Таджикистан и др., где сообщества водорослей представлены, в большей части, цианобактериями, зелеными и харофитовыми водорослями, нежели диатомовыми, что, таким образом, понижает достоверность результатов анализа, поскольку все сообщество, например, имеет 50 видов, а индикаторов ЕРІ всего 3–4 (Baginova, 2011a). Индексов оценки органического загрязнения разработано существенное количество в разных Европейских странах (Kelly, Whitton, 1995; Ziglio et al., 2006; Culp et al., 2011; Gillett et al., 2011; Wu et al., 2012; Schneider et al., 2012; Kahlert, Savatijević Rašić, 2015; Bere, 2016), но все они основаны на видовом составе диатомовых и, следовательно, обладают всеми указанными выше для индексов ЕРІ недостатками. В Европейских странах бентосные диатомовые водоросли повсеместно используются в качестве показателей для оценки качества воды в речных экосистемах. Однако большинство диатомовых индексов, разработанных в Европе, широко не использовались или не тестировались на других континентах, таких как Азия или Австралия (Tan et al., 2017). Сравнение 14 диатомовых индексов показало их высокую чувствительность к рН среды водного объекта. С другой стороны, использовались для расчета и сравнения только 10 ведущих по обилию таксонов диатомовых, а не весь выявленный видовой состав и не на всех, а только на двух выбранных станциях. То есть, региональные свойства поверхностных вод и сравнительный анализ на ограниченном числе видов являются критическими факторами для применения индексов, основанных только на диатомовых водорослях в целях биоиндикации, что подтверждает наши выводы, сделанные из исследований на реках Украины и других регионов Евразии (Европейская часть РФ, Беларусь, Грузия, Таджикистан, Казахстан, Пакистан, Сибирь, Якутия, Чукотка, Дальний Восток РФ, Китай, Индия), а также Северной Америки (Джорджия).

Индекс загрязнения реки (RPI)

Интегральный индекс загрязнения реки (RPI) был разработан на основе данных о динамике интегрального индекса загрязнения DAIPo по методу Т. Ватанабе (Watanabe et al., 1986) на станциях отбора проб для рек в Японии (Sumita, 1986).

Интегральный индекс загрязнения реки (RPI; Sumita, 1986) основан на оценках загрязнения (например, индексы сапробности по Ватанабе) для каждой из станций отбора проб и рассчитывается по формуле 2:

$$RPI_d = \Sigma (Di + Dj) * I / 2L, \quad (\Phi. 2)$$

Где:

Di, Dj – индексы загрязнения для смежных станций **i, j**;

I – дистанция между двумя смежными станциями (км);

L – общая длина реки.

В наших исследованиях широко использован индекс RPI (Barinova, 2011a), и опыт показал его высокую информативность для оценки общего органического загрязнения исследованной реки или ее участка по DAIPo. Позднее, к этой оценке нами были добавлены и другие индексы, в частности, индекс сапробности S по Сладечку (Барина, Медведева, 1996), а также гидрохимические параметры (Белоус, 2012, 2013; Barinova, 2011a). Опыт последнего десятилетия показывает, что данные биоиндикации, гидрохимического анализа и других индексов могут быть использованы не только для характеристики конкретного участка водоема, но и стать основой для расчета RPI каждого конкретного показателя как химического, так и биологического. Так, станции, расположенные на реке по линии водотока (исток-приток-основное русло-устье), имеют конкретные расстояния между собой. Водоток в пределах от верхней до нижней станции наблюдения также имеет конкретную длину. Данные по длине участка водотока между станциями, а также результаты гидрохимических исследований и биоиндикации сводятся в таблицу и служат базой для расчета индекса загрязнения реки. Индексы дают интегральную оценку водного объекта в целом по различным показателям, позволяют сравнивать загрязнение рек или их участков, чего данные по конкретным точкам наблюдений дать не могут. Расчет RPI весьма прост, а сам индекс информативен, что представляется полезным для мониторинга водных объектов, с учетом замечания М. Сумита о малой изменчивости индексов в стабильных условиях (Sumita, 1986). Действительно, на основе нашего опыта, индексы RPI оказались весьма консервативными для стабильных экосистем и могут быть использованы в качестве исходной величины для оценки устойчивости речных экосистем (Barinova, 2011a). Кроме того, предлагаемый нами расчет индексов может включать многие, практически любые, параметры, определяемые на водотоке, а результаты, то есть, RPI, можно впоследствии проклассифицировать по каждому параметру в выбранной системе классификации качества вод и вложить в схему оценки состояния экосистем (Рисунок 19, правая нижняя клетка "Био. индексы").

Индекс состояния водной экосистемы (WESI)

Следующий интегральный индекс, который является одной из частей указанной выше схемы оценки состояния водной экосистемы, был разработан на базе нашего

опыта по результатам классификации индексов органического загрязнения и данных о концентрации питательных веществ, нитратов и фосфатов.

Фотосинтетический процесс в водной среде подвержен влиянию стрессовых факторов, прежде всего, токсикантов. В зависимости от стресса, автотрофные организмы изменяют свои сообщества на более устойчивые, способные к гетеротрофному типу питания. Это отражается на видовом составе и обилии видов в сообществе. Однако, если нет возможности включить в процесс синтеза белка биогенные элементы, они остаются в воде неиспользованными. Таким образом, появляется возможность определить уровень стрессового воздействия на водную экосистему путем сравнения индексов сапробности и количества биогенных элементов в классификационной системе, представленной выше. Разделив номер ранга S на номер ранга нитратов или фосфатов, получаем индекс состояния экосистемы WESI.

Интегральный индекс состояния водной экосистемы (WESI) создан в результате наших исследований (Барина и др., 2006; Тавасси и др., 2005; Tavassi et al., 2004) на основе рангов качества воды (Таблица 19), рассчитанных по сапробным индексам (по Сладечку) и концентрации нитратов (или, для озерного типа водных объектов, фосфатов). Суммирующий индекс WESI отражает самоочистительную способность водной системы (Барина и др., 2006; Barinova, 2011a), и рассчитывается по формуле 3:

$$\text{WESI} = \text{Rank } S / \text{Rank } \text{N-NO}_3 \quad (\text{Ф. 3})$$

где:

Rank S – ранг качества воды для станции исследования, рассчитанный по значению индекса сапробности Сладечка (Таблица 18, 19, 20).

Rank N-NO₃ – ранг качества воды, рассчитанный по концентрации нитратного азота (Таблица 19).

Значения индекса WESI изменяются в интервале от 0 до 5. При $\text{WESI} \geq 1$, уровень фотосинтетической активности позитивно коррелирует с уровнем концентрации нитратного азота в воде. При $\text{WESI} \leq 1$, экосистема подвергается токсическому воздействию. При нелетальном воздействии токсикантов на фотосинтез происходит замена видов в сообществах водорослей на такие, которые могут питаться также и за счет уже имеющегося в воде органического вещества (миксотрофы и гетеротрофы). То есть, важно, составляет ли рассчитанный индекс величину ниже 1, и если да, то в исследуемом водном объекте имеется стрессовое воздействие на автотрофов, не существенно какой природы, тяжелые металлы, тяжелая органика, гидрофизические факторы, поэтому индекс WESI и является интегральным.

На основе химических данных и классификации индексов сапробности, с помощью которых возможно рассчитать индекс WESI, для полного и информативного представления об экологическом состоянии водного объекта также возможно строить экологические карты (см. ниже раздел Экологическое картографирование) для каждого из изученных бассейнов рек или для озерного типа водоемов. Экологическое картографирование способствует выявлению станций водотока и участков водосборного бассейна, которые являются проблематичными для каждой реки или водоема в отношении устойчивости их экосистем, воздействия загрязнителей, а также самоочищения.

4.5. Классификация качества воды

Из многих систем мониторинга качества вод, которые используются в европейских странах, была выбрана наиболее универсальная классификация, объединяющая как параметры среды, так и биотические показатели, включая индексы органического загрязнения, применявшиеся в мониторинге рек как России, так и странах бывшего Советского Союза (Романенко и др., 1990), а также Франции (Баринава и др., 2006) (Таблица 16). В основе мониторинга рек Европы лежит система, базирующаяся на нескольких стандартных параметрах. При этом результаты представлены в виде шкалы качества воды рек с использованием методов биоиндикации и биотестирования. Для каждой из Европейских стран набор показателей для классификационных шкал является утвержденным в системе мониторинга конкретной страны и, соответствует важности тех или иных показателей для мониторинга, отличаясь от систем в других странах. Классификационные системы в разных странах, чаще всего, не включает биотические индексы и основаны, главным образом, на гидрохимических показателях. Нам же, для биоиндикации и последующего расчета индекса WESI, необходима система классификации качества поверхностных вод, представляющая континуальную шкалу, которая бы включала также биотические показатели, и обязательно индексы сапробности. Взаимосвязь индекса сапробности и категорий качества воды (Баринава и др., 2006) представлена в таблицах 15–16 (Романенко и др., 1990; Баринава и др., 2006).

Классификация качества вод с экологической точки зрения (Романенко и др., 1990), используемая нами в целях биоиндикации в соответствии со схемой (Рисунок 19) оценки состояния водных экосистем (Баринава и др., 2006) представлена в таблицах 18–24. Она является результатом интеркалибрации анализов нескольких международных экспедиций коллег стран СНГ. Классификация является усовершенствованной системой оценки качества вод, разработанной В. Сладечеком, и представляет градацию параметров среды и биоты первого квадранта "лимносაპრობность" в его модели (Sládeček, 1973). В таблицах классификационные ранги представлены в соответствии с целями использования водного ресурса и по отношению к типу объекта: его происхождение, степень подверженности антропогенному влиянию, либо принадлежность его к объектам природно-заповедного фонда. Приведенные классификационные таблицы используются в целях биоиндикации, поскольку в модели Сладечека можно соединить оценки по схеме (Рисунок 19) для биокосной части экосистемы (левая половина схемы, Классификация I) и для биотической части экосистемы (правая половина схемы, Классификация II) в качестве рангов для последующего расчета индексов WESI. То есть, по модели Сладечека, показатели биотической и биокосной частей экосистемы могут быть сопоставлены или даже подтянуты одна к другой, с использованием ниже приведенных таблиц 18–24.

Таблица 18. Класс качества воды, Индекс сапробности S, и Зоны самоочищения

Класс качества воды	Зоны самоочищения	Ранг	Индекс сапробности S	Зона сапробности
1	1	1	0–0,5	ксеносапробная
2	2a	2	0,5–1,0	бета-олигосапробная
2	2b	3	1,1–1,5	альфа-олигосапробная
3	3a	4	1,6–2,0	бета'-мезосапробная
3	3b	5	2,1–2,5	бета''-мезосапробная
4	4a	6	2,6–3,0	альфа'-альфа-мезосапробная
4	4b	7	3,1–3,5	альфа''-альфа-мезосапробная

Класс качества воды	Зоны самоочищения	Ранг	Индекс сапробности S	Зона сапробности
5	5a	8	3,6–4,0	бета-полисапробная
5	5b	9	>4,0	альфа-полисапробная

Таблица 19. Классификация качества воды с экологических позиций, химические трофические показатели

Класс качества воды	Ранг	NH ₄ ⁺ мг N/дм ³	NO ₂ ⁻ мг N/дм ³	NO ₃ ⁻ мг N/дм ³	PO ₄ ³⁻ мг P/дм ³	O ₂ %	Кондуктивность, µСм/см	Индекс сапробности по Сладечек у
I – очень чистые	1	< 0,05	0	< 0,05	< 0,005	100	< 400	< 0,5
II – чистые	2	0,05–0,10	0,001–0,002	0,05–0,20	0,005–0,015	91–100	400–700	0,5–1,0
	3	0,11–0,20	0,003–0,005	0,21–0,50	0,016–0,030	81–90	400–700	1,0–1,5
III – умеренно загрязненные	4	0,21–0,30	0,006–0,010	0,51–1,00	0,031–0,050	71–80	700–1100	1,5–2,0
	5	0,31–0,50	0,011–0,020	1,01–1,50	0,051–0,100	61–70	700–1100	2,0–2,5
IV – загрязненные	6	0,51–1,00	0,021–0,050	1,51–2,00	0,101–0,200	51–60	1100–1300	2,5–3,0
	7	1,01–2,50	0,051–0,100	2,01–2,50	0,201–0,300	31–50	1100–1300	3,0–3,5
V – сильно загрязненные	8	2,51–5,00	0,101–0,300	2,51–4,00	0,301–0,600	10–30	1300–1600	3,5–4,0
	9	> 5,00	> 0,300	> 4,00	> 0,600	> 10	> 1600	> 4,0

Таблица 20. Классификация качества воды с экологических позиций, биологические трофические показатели

Класс качества воды	Ранг	БПК мг O ₂ /дм ³	Биомасса фито-планктона, мг/дм ³	Биомасса нитчатых водорослей, кг/м ²	Первичная продукция, гO ₂ /м сут	Численность бактериопланктона, 10 ⁹ кл./дм ³	Численность сапробных бактерий, 10 ³ кл./дм ³	<i>E. coli</i> , 10 ³ кл./дм ³
I	1	<0,4	<0,1	<0,1	<1,50	<0,3	<0,1	<0,003
II	2	0,4–0,7	0,1–0,5	0,1–0,2	1,55–3,0	0,3–0,5	0,1–0,5	0,003–0,5
III	3	0,8–1,2	0,6–1,0	0,3–0,5	3,05–4,50	0,6–1,6	0,6–1,0	0,6–2,0
III	4	1,3–1,6	1,1–2,0	0,6–1,0	4,55–6,0	1,6–2,5	1,1–3,0	2,1–6,0
III	5	1,7–2,1	2,1–5,0	1,1–1,5	6,05–7,50	2,6–5,0	3,1–5,0	6,1–10,0
IV	6	2,2–4,0	5,1–10,0	1,6–2,0	7,55–9,0	5,1–7,0	5,1–7,0	11,0–50,0
IV	7	4,1–7,0	10,1–50,0	2,1–2,5	9,05–10,50	7,1–10,0	7,1–10,0	51,0–100,0
V	8	7,0–10,0	50,1–100,0	2,6–3,0	10,55–12,0	10,1–20,0	10,1–100,0	110–1000
V	9	>10,0	> 100	>3,0	>12,0	>20,0	>100,0	>1000

Таблица 21. Нормативы качества текучих поверхностных вод с экологической точки зрения

Параметр	Класс качества воды					
	I	II	III	IV	V	VI
А. Общезначимые показатели окружающей среды						
Температура, °C	< 20	25	25	30	30	> 30
pH	6,5–8,0	6,5–8,5	6,5–8,5	6,0–8,5	6,0–9,0	6,0–9,0
Растворенный кислород, мг/дм ³	> 8	6	5	4	2	< 2
Насыщенность кислородом, %	> 90	75	60	40	20	< 20
Электропроводность, µСм/см	< 400	400–700	700–1100	1100–1300	1300–1600	> 1600
TDS, мг/дм ³	< 300	500	800	1000	1200	> 1200

Параметр	Класс качества воды					
	I	II	III	IV	V	VI
TSS, мг/дм ³	< 20	30	50	100	200	> 200
Общая жесткость, Н°	< 15	20	30	40	50	> 50
Cl ⁻ , мг/дм ³	< 50	150	200	300	500	> 500
Сульфаты, мг/дм ³	< 50	150	200	300	400	> 400
Fe _{общ.} , мг/дм ³	< 0,5	1	1	5	10	> 10
Mn _{общ.} , мг/дм ³	< 0,5	0,1	0,3	0,8	1,5	> 1,5
N-NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	< 0,1	0,2	0,5	2,0	5,0	> 5,0
N-NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	< 0,002	0,005	0,02	0,05	0,1	> 0,1
N-NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	< 1	3	5	10	20	> 20
PO ₄ , мг/дм ³	< 0,025	0,2	0,5	1,0	2,0	> 2,0
P _{общ.} , PO ₄ , мг/дм ³	< 0,5	0,4	1,0	2,0	3,0	> 3,0
Б. Общие показатели органических загрязняющих веществ						
Химическая потребность в кислороде (KMnO ₄), мгO ₂ /дм ³	< 5	10	20	30	40	> 40
Химическая потребность в кислороде (K ₂ CrO ₄), мгO ₂ /дм ³	< 15	25	50	70	100	> 100
Биохимическая потребность в кислороде (БПК ₅), мгO ₂ /дм ³	< 2	4	8	15	25	> 25
C орг., мг/дм ³	< 3	5	8	12	20	> 20
Экстрагируемые вещества, мг/дм ³	< 0,2	0,5	1,0	3,0	5,0	> 5,0
N орг., мг/дм ³	< 0,5	1,0	2,0	5,0	10,0	> 10,0
В. Показатели неорганических промышленных загрязнителей						
Hg, мкг/дм ³	< 0,1	0,2	0,5	1	5	> 5
Cd, мкг/дм ³	< 3	5	10	20	30	> 30
Pb, мкг/дм ³	< 10	20	50	100	200	> 200
As, мкг/дм ³	< 10	20	50	100	200	> 200
Cu, мкг/дм ³	< 20	50	100	200	500	> 500
Cr (общ.), мкг/дм ³	< 20	50	100	200	500	> 500
Cr (3 ⁺), мкг/дм ³	< 20	100	200	500	1000	> 1000
Cr (6 ⁺), мкг/дм ³	0	20	20	50	100	> 100
Co, мкг/дм ³	< 10	20	50	100	500	> 500
Ni, мкг/дм ³	< 20	50	100	200	500	> 500
Zn, мг/дм ³	< 0,2	1,0	2,0	5,0	10,0	> 10,0
CN, легкие, мкг/дм ³	0	0	0,05	0,1	0,2	> 0,2
CN общ., мг/дм ³	0	0	0,5	1,0	2,0	> 2,0
F ⁻ , мг/дм ³	< 0,2	0,5	1,0	1,5	3,0	> 3,0
Cl ₂ , мг/дм ³	0	0	0	0,05	0,1	> 0,1
SO ₃ ⁻ , мг/дм ³	0	0	0	0,01	0,02	> 0,02
Г. Показатели органических промышленных загрязнителей						
СПАВ, мг/дм ³	0	0,5	1,0	2,0	3,0	> 3,0
Фенолы, легкие, мг/дм ³	< 0,002	0,01	0,05	0,1	1,0	> 1,0
Нефтепродукты, мг/дм ³	0	0,05	0,1	0,3	1,0	> 1,0
Е. Биологические показатели						
Индекс сапробности S	< 1,0	1,5	2,5	3,5	4,0	> 4,0
Зона самоочищения	Ксено-	Олиго-	Бета-мезо-	Альфа-мезо-	Поли-	Гипер-
<i>E. coli</i>	1	0,1	0,01	0,001	0,001	< 0,001
Бактериопланктон, общая численность	< 5 10 ⁵	< 10 ⁶	< 3 10 ⁶	< 5 10 ⁶	< 10 ⁷	< 10 ⁷
Снижение интенсивности биохимической трансформации	0	0	< 10%	< 30%	< 70%	> 70%

Таблица 22. Параметры и стандарты качества стоячих вод

Показатель	Период отбора проб	Класс качества вод					
		I	II	III	IV	V	VI
Среднее значение насыщения кислородом, %	Пик летней стагнации, гипolimнион	≥60	≥20	≥10	≥0	0	0

Показатель	Период отбора проб	Класс качества вод					
		I	II	III	IV	V	VI
Растворенный кислород, мг O ₂ /дм ³	Пик летней стагнации, у дна	≥4	≥2	≥1	≥0	0	0

Таблица 23. Качество воды, используемой для различных целей

Показатель	Значение	
	Желательное	Допустимое
I. Воды, используемые для питьевого водоснабжения		
Группа А		
Температура, °С	15	20
pH	6,6–8,0	6,5–8,5
TDS, мг/дм ³	400	800
Жесткость	15	20
Cl ⁻ , мг/дм ³	100	300
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	100	400
Fe (общ.)* ⁴ , мг/дм ³	0,3	0,5
Mn (общ.)* ⁴ , мг/дм ³	0,05	0,1
N-NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	0,05	1,0
N-NO ₂ ⁻ * ⁵ , мг/дм ³	0	0,002
N-NO ₃ ⁻ * ⁵ , мг/дм ³	5	10
Группа Б		
ХПК (KMnO ₄), мг O ₂ /дм ³	5	10
ХПК (K ₂ CrO ₄), мг O ₂ /дм ³	15	25
БПК, мг O ₂ /дм ³	3–4	5
Экстрагируемые вещества, CCl ₄ , мг/дм ³	0,2	0,5
Группа В		
Hg, мкг/дм ³	–	1
Cd, мкг/дм ³	–	10
Pb, мкг/дм ³	–	50
As, мкг/дм ³	–	50
Cu, мкг/дм ³	–	1000
Cr (общ.), мкг/дм ³	–	–
Ni мкг/дм ³	–	100
Zn, мг/дм ³	–	5
CN, легкие, мг/дм ³	–	0,05
CN общие, мг/дм ³	–	–
F ⁻ , мг/дм ³	1,0	1,5
Группа Г		
Анионактивные детергенты, мг/дм ³	–	–
Летучие фенолы, мг/дм ³	–	–
Нефтепродукты и их производные, мг/дм ³	–	–
Специфические показатели		
Цветность, vU Pt/дм ³¹	10	20 – 30
Запах	–	–
Ba, мг/дм ³	0,1	1,0–4,0
B, мг/дм ³	0,5	1,0
Se, мкг/дм ³	–	10,0
Ag, мкг/дм ³	–	50,0
V, мкг/дм ³	–	–
II. Вода, используемая для орошения и фермерства		
Группа А		
pH	6,0–8,5	5,0–9,0
TDS, мг/дм ³	500	1200
Cl ⁻ , мг/дм ³	300	400
Fe (общ.), мг/дм ³	1,5	10
Mn (общ.), мг/дм ³	0,2	0,8

Таблица 24. Взаимосвязь Биотического индекса Вудивиса, Зоны сапробности и Класса качества вод (Кимстач, 1993)

Класс качества вод	Биотический индекс	Зона сапробности	Цветовой код	Качество вод
I	10–9	Ксено-	Голубой	Незначительно или незагрязненные
II	8–7	Олиго-	Зеленый	Слабозагрязненные
III	6–5	Бета-мезо-	Желтый	Умереннозагрязненные – критическая ситуация
IV	4–3	Альфа-мезо-	Оранжевый	Сильнозагрязненные
V	2–0	Поли-	Красный	Очень сильно загрязненные
VI	0	Гипер-поли-	Черный	Исследование невозможно, полное отсутствие индикаторов

4.6. Экспериментальная оценка вегетативной активности водорослей (*in vitro*)

Не менее важную составляющую оценки состояния водной экосистемы имеет анализ активности ее первого трофического звена – сообщества водорослей. Как было показано выше, интегральную оценку стрессовых факторов воздействия на активность водорослей возможно осуществить, исходя из результатов расчета индекса WESI, однако эта оценка не дает ответа на вопрос в каком направлении движется экосистема, насколько подавляется, или, наоборот, стимулируется жизнедеятельность ее биотического компонента. Нижеприведенный дизайн эксперимента может ответить на вопрос о динамической активности экосистемы. Проще говоря, вопрос ставится так: сколько времени потребуется конкретной водной экосистеме для достижения стабильности и полноты самоочищения в условиях отсутствия притока загрязнений.

Экспериментальное исследование активности перифитона проводилось в водных объектах с соответствующим количеством проб воды и перифитона, взятых из наиболее важных станций наблюдений.

Экспериментальным путем нами разработан метод, определяющий **сколько времени потребуется водному сообществу изучаемой экосистемы для утилизации имеющейся трофической базы в условиях конкретной трофической нагрузки**. Для этого взяты образцы воды и сообществ перифитона из трех рек Израиля с различным уровнем загрязнения (Varinova, 2011a): река Верхний Иордан, незначительный уровень загрязнения; река Хедера, значительный уровень как органического, так и токсического загрязнения; и река Нижний Иордан, с экстремальным уровнем токсического и органического загрязнения. Суть экспериментального определения времени утилизации питательной базы (самоочищения) заключался в ответе на вопрос: сколько времени потребуется экосистеме до стабилизации ее параметров при отсекании имеющейся нагрузки органических и токсических загрязнителей. Для этого на станции выбранной реки измерялись основные средовые параметры, и отбирались пробы фитоперифитона, фиксируемые для дальнейших лабораторных исследований. Затем отбиралась вода в 20-литровый контейнер и перифитон в пластиковый пакет, обе емкости перевозились на экспериментальную площадку с климатическими условиями, адекватными точке отбора, и помещались в темноцветный пластиковый бак с открытым верхом, изначально вода, затем перифитон. Обычно темное время суток отводилось на стабилизацию экосистемы в экспериментальной емкости. Также, ежедневно в фиксированное утреннее время измерялись основные параметры воды. Для исследования активности биотической части экосистемы в экспериментальную емкость помещались стекла обрастания на поплавке так, чтобы все стекло оставалось под поверхностью воды и его открытая для обрастания поверхность составляла 10

см². Контроль стекол обрастания проводился под микроскопом еженедельно. Критерием финальной стадии самоочищения была стабилизация параметров воды и насыщение (не встречались новые виды) сообщества обрастаний.

Поскольку корреляция между питательными веществами и биомассой перифитонных водорослей не четкая (Biggs, 2000; Morgan et al., 2006), были осуществлены экспериментальные измерения активности перифитона на стеклах (видовое богатство), концентрации хлорофилла, численности клеток и биомассы водорослей при контролируемых параметрах окружающей среды, результаты сопоставлены в соответствии с Таблицей 25.

Таблица 25. Трофический уровень по значению концентрации хлорофилла-а и численности водорослей (Felfoldy, 1987)

Трофический уровень	Хлорофилл-а, мг/дм ³	Численность клеток водорослей, 10 ⁶ /дм ³
Атрофический	0	0
Ультра-олиготрофический	< 1	<0.01
Олиготрофический	1–3	0.01–0.05
Олиго-мезотрофический	3–10	0.05–0.1
Мезотрофический	10–20	0.1–0.5
Мезо-эвтрофический	20–50	0.5–1
Эвтрофический	50–100	1–10
Эвполитрофический	100–200	10–100
Политрофический	200–800	100–500
Гипертрофический	> 800	> 500

Предметные стекла служили в качестве искусственных субстратов. Они располагались горизонтально, параллельно поверхности воды на поплавках на глубине 5 см (Acs et al., 2005). Каждые 7 дней стекла собирались из всех экспериментальных емкостей для определения видового состава, обилия/численности и биомассы видов на каждом стекле. Для упрощения расчета перифитонных водорослей выделяли известную площадь плоской поверхности (PhycoTech, 2018), обычно 10 см². На предметном стекле оставляли свободной поверхность размером 3,3 x 3,3 см, а остальное заклеивали нейтральным скотчем.

Численность (кл./дм³), объем клеток (дм³/дм³) и видовое богатство (из расчета 600 клеток водорослей) были сведены в таблицу для каждого таксона (Charles et al., 2002). Для каждой выборки подсчет клеток на стеклах проводился в нескольких полях зрения до не менее 600 клеток. Подсчет каждого поля (330x330 мкм) повторяли 10–100 раз для каждого вида, и определяли среднее значение. Средний объем клеток оценивали, измеряя 30 клеток, и проводили расчет объема клеток в соответствии со сходством геометрической формы (Hillebrand et al., 1999; Charles et al., 2002). Полученные объемы клеток умножались на ранее определенное количество клеток. Таксоны без четких клеточных стенок и некоторые колониальные водоросли (например, цианопрокариоты) подсчитывались как части колоний с определенным числом клеток (например, *Microcystis aeruginosa* по 10 или по 50 клеток), а в последствии рассчитывалась численность клеток вида.

Во время эксперимента определялось количество клеток каждого вида в сообществах и затем вычислялся индекс Шеннона H', который отображает степень выравненности распределения видов в сообществе и коррелирует с энтропией

экосистемы (Good, 1953), Непараметрический индекс Шеннона рассчитывался по формуле:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad (\Phi. 4)$$

где:

n_i – число организмов каждого вида в пробе;

S – число видов в пробе: видовое богатство;

N – общее число всех организмов в пробе;

$\frac{n_i}{N}$ – относительное число организмов каждого вида в пробе.

Измерение хлорофилла для эксперимента

Измерения концентраций хлорофилла на стеклах и концентраций нитратов в воде осуществляли с 7-дневным интервалом. Определение концентрации хлорофилла на предметных стеклах проводили из образовавшихся поверхностных пленок водорослевых обрастаний с площади 10 см² на каждом стекле. Водоросли соскребали со стекла, а затем помещали в пробирку, содержащую 5 мл метанола, нагревая при температуре 90°C в течение 5 минут, затем центрифугировали при 3000 оборотах в минуту в течение 5 минут. Экстракт осторожно отсасывали пипеткой для УФ-спектрофотометра (модель: Shimadzu UV-160A), который считывал концентрации при 665 нм и 645 нм. Каждый образец измеряли в трех повторностях. Результаты рассчитывали по уравнению Ветцеля и Вестлейка (Wetzel, Westlake 1969):

$$\text{Хлорофилл } a = 69.5 * (E_{665} - E_{645}) \quad (\Phi. 5)$$

Использованный метод (спектрофотометрический метод с экстрактом метанола) был выбран, поскольку его используют при анализе богатых сообществ водорослей, насыщенных не только зелеными, но также диатомовыми и синезелеными (Thompson et al., 1999).

Примеры оценки результатов экспериментального определения способности различных водных экосистем к самоочищению при разных уровнях нагрузки и разных климатических условиях представлены в монографии (Barinova 2011a) и процитированных там статьях.

4.7. Общая схема анализа биоиндикационных данных

Бассейновый подход, внедряемый в настоящее время в различных странах (Higgins et al., 2005, Schiller et al., 2014) как основа для "GAP-анализа" в качестве стратегического метода, с помощью которого осуществляется поиск шагов для выявления связей в системе (FitzHugh, 2005), включает оптимизацию работы с помощью картирования в GIS.

Пространственная организация данных (Higgins et al., 2005) предусматривает их сбор по следующей схеме:

- 1) гидрография озер и речных бассейнов;
- 2) высотное распределение;
- 3) геология подстилающих пород;
- 4) ландшафтное разнообразие;
- 5) растительность;
- 6) климат;

- 7) почвы;
- 8) гидрологический режим;
- 9) морфометрия озер или рек;
- 10) высота водного объекта над уровнем моря;
- 11) расположение станций мониторинга в бассейне реки или озера;
- 12) структура речной сети бассейна;
- 13) скоростной режим;
- 14) геоморфология водного объекта;
- 15) температурный и гидрохимический режим.

Как видно из приведенной схемы, биологические показатели отсутствуют, и, таким образом, в GAP-анализ не включаются. Скорее всего, это происходит по двум причинам: 1) неполнота данных по сообществам водных объектов, их дискретность и эклектичность, а также 2) трудность перевода данных по биоте водного объекта в плоскостной режим картографирования.

Несмотря на это, рекомендации Водной рамочной директивы предполагают частичное картирование результатов биологических наблюдений по участкам русла водотоков, когда данные могут быть формализованы и классифицированы (ВРД, 2006). Однако плоскостной режим до сих пор не имел теоретической основы. Мы предложили наносить классификационные результаты оценок водного объекта на плоскость бассейна водосбора от станции сбора данных до станции, расположенной выше по течению (Барина и др., 2006; Barinova, Krassilov, 2012). Таким образом, оказываются доступными для GAP-анализа с помощью GIS как гидрохимические данные по водному объекту, так и биологические, выраженные, например, в индексах загрязнения. В результате видны проблемные для функционирования биоты участки русла, а также источники поступающих загрязнений, включая диффузные, такие как атмосферный перенос (Барина и др., 2006) на территории Восточной Европы (Barinova, 2017b), в том числе Украины, диффузный сток или скрытый сброс в водный объект (Barinova, Krassilov, 2012) на примере главного водного источника Израиля реки Верхний Иордан (Barinova, Nevo, 2010b).

Для отображения информации на карте используется цветовой код, принятый в ЕС, где градации цвета водотока (по шкале ЕС) или территории его водосборной площади (наше предложение) на карте варьируют от голубого до красного (Таблица 26), в соответствии с трофическим статусом участка реки (Directive, 2000; Common implementation... 2003), с его статусом для системы оценки рисков (Detenbeck et al., 2000) или классификационным статусом по конкретному элементу (концентрации нитратов, фосфатов и др. химических показателей), а также по биологическим данным, выраженным индексами сапробности (Таблицы 18-20) и т. п.

Таблица 26. Цветовые коды шкалы ЕС в соответствии с экологическим статусом водного объекта для системы оценки риска и классом качества вод

Классы качества вод	Экологический статус	Цветовые коды
I	Высокий	Голубой
II	Хороший	Зеленый
III	Средний	Желтый
IV	Низкий	Оранжевый
V	Плохой	Красный

В заключение сравниваются карты нагрузок (по азоту и фосфору), классификации качества воды по рангам классификационных таблиц 18-20, классификации состояния водных экосистем (по индексу WESI). По результатам экологического картографирования принимается решение о местах или территориях, где водная экосистема подвергается риску (Common implementation..., 2003). На этих участках проводятся аналогичные, но более детальные исследования (Barinova, 2017b).

Схема сбора данных, а также их подбора для последующего анализа и пространственного отражения, может быть сокращена, в зависимости от целей оценок и/или вида мониторинга, для получения необходимой и достаточной информации о состоянии водной экосистемы, которая дает возможность прогнозировать и направлять ее развитие.

4.8. Статистические методы

Анализ видового богатства и разнообразия водорослей континентальных вод и разных уровней организации позволяет дать оценку экологии видов и сообществ, а также влияния экологических факторов и тенденций. Программы CANOCO и Statistica 12.0 делают возможным установить взаимосвязь между выявленными экологическими факторами и составом сообществ. Программы PRIMER-v5, BioDiversity Pro, Ver. 2, и GRAPHS используются при изучении отношений между факторами окружающей среды и исторически сложившемся составом сообществ, а также для сравнительной флористики.

Анализ канонического соответствия (Canonical Correspondence Analysis, CCA)

Для оценки изменений окружающей среды с помощью водорослей мы использовали такие статистические подходы как анализ канонического соответствия (CCA). CCA (Ter Braak, 1986, 1994) является обычным среди методов ординации, используемых при анализе главных факторов среды, воздействующих на сообщества организмов. Ординация матрицы данных сообщества (путем усреднения; RA или CA) ограничивается множественной регрессией его отношения к экологическим показателям. Поскольку при CCA используются данные окружающей среды для структурирования анализа сообщества, CCA назван методом "прямого градиентного анализа" (Ter Braak, 1986). И наоборот, выполняя ординацию только на основе данных сообществ, а затем, во вторую очередь, ординацию экологических переменных, метод позволяет выразить не только градиенты сообщества, но и дает независимую оценку важности экологических переменных для сообщества. CCA лучше всего подходит для разных сообществ, где: (1) отклики видов унимодальны (колоколообразные, кривая Гаусса), и (2) измерены важные основные экологические переменные. По Тер Брааку (Ter Braak 1986, 1994), реакции унимодальных видов, таких, как в природных сообществах водорослей, на окружающую среду составляют проблемы для использования методов, предполагающих линейные кривые отклика, но не имеют никаких проблем для CCA. Биплот CCA представляет собой расположение точек видов по отношению к комбинациям различных факторов среды, показанных стрелками. Стрелки обозначают переменные окружающей среды, с максимальным влиянием для каждой переменной на конце стрелки (Ter Braak, 1987) или минимальным на продолжении стрелки за центр пересечения осей биплота. Точки на биплоте для тех видов, которые наиболее сильно связаны с конкретным параметром, расположены наиболее близко к концу стрелки параметра (или ее противоположной части, как продолжения линии параметра за точку центра биплота).

Метод показывает общее сходство или различия между сообществами. Метод ординации ССА был выбран из-за его возможности отобразить влияние переменных на многовидовые сообщества, какими являются водоросли, для выявления основных влияющих факторов, а также типичных, маркерных видов для конкретной анализируемой экосистемы. Основными преимуществами данного анализа являются: (1) сокращение числа переменных и (2) определение структуры отношений между различными переменными.

В последнее время анализ канонического соответствия (ССА) широко использовался для оценки изменений окружающей среды на примере сообществ водорослей во многих исследованиях. Например, ССА использовался для опереждения четырех параметров окружающей среды (кондуктивность, процент сходства, pH и площадь водосбора), которые наиболее значимы для отображения таксонов водорослей среди 25 станций наблюдений на ручьях в Виламете, штат Орегон на протяжении 1994 г. (Carpenter, Waite, 2000). ССА был также использован для изучения взаимосвязи между переменными окружающей среды и составом фитопланктона вдоль реки Сувани и морских водах Мексиканского залива (Quinlan, Philips, 2007). Результаты ССА свидетельствуют о том, что соленость, свет и температура играют важную роль в распределении основных видов фитопланктона. Также, ССА был использован, чтобы понять природу динамики фитопланктона в равнинных реках Эстонии на 18 водотоках (Piirsoo et al., 2007). Для реки Иордан, Израиль, с помощью ССА также было исследовано влияние сезонности загрязнения на разнообразие водорослей (Varinova, 2011a), что выявило чувствительные виды (биосенсоры), которые выживают в незагрязненной окружающей среде, а также индикаторные виды, которые выживают под влиянием факторов риска.

Другие методы применения статистических программ CANOCO, wessa.net и Statistica 12.0 (метод взвешенного среднеарифметического связывания, пошаговый анализ, метод иерархического построения, метод 3D поверхностных плотов, метод экологического картографирования данных по площади водного объекта и метод сравнительной флористики с построением дендрограмм сходства и дендритов включения-пересечения разнообразия сообществ водорослей и расчет коэффициентов корреляции) наряду с расчетом Индекса разнообразия Шеннона и Индекса сапробности для биоиндикационных оценок водных объектов будут рассмотрены ниже на природных примерах.

ГЛАВА 5. КАК СРАВНИВАТЬ И УНИФИЦИРОВАТЬ ПОДСЧЕТ КЛЕТОК ВОДОРОСЛЕЙ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ, МЕТОД ПОДГОТОВКИ ПОСТОЯННЫХ ПРЕПАРАТОВ ДИАТОМОВЫХ

В пресноводных объектах оценка загрязнения представляет собой сложную систему задач и методов их решения, как, например, обобщение информации об окружающей среде и биоте, которая может быть проклассифицирована для оценки воздействия загрязнения, для оценки взаимного влияния разнообразия пресноводных водорослей, которые развиваются в изучаемом сообществе, а также среды их обитания. Основой этого принципа является соответствие экологии вида-индикатора и параметров его местообитания, классификация которых может представлять собой континуальную унифицированную систему (Барина и др., 2006; Barinova, 2017c). Поскольку современные системы биоиндикации основаны на расчетах показателей загрязнения, мы должны уделять больше внимания определению обилия при каждом подсчете видов. Известно несколько систем и методов оценки обилия видов в пробах для различных целей.

5.1. Подготовка проб водорослей для последующей биоиндикационной оценки

Сообщество водорослей обычно представлено в образце фитопланктона или фитоперифитона при отборе из природных или экспериментальных местообитаний. Основная задача биоиндикации заключается в том, чтобы включить в анализ максимальный видовой состав из проб водорослей. Некоторые методы обработки проб являются малоприемлемыми при определении видов водорослей, такие как фиксация раствором Люголя, который окрашивает клетки водорослей и маскирует некоторые важные свойства клеток организмов.

Другой проблемой является подготовка различных групп "мягких" водорослей и диатомовых водорослей различными методами. Например, пробу водорослей из природного местообитания обычно делят на две части: в одной части идентифицируют "мягкие" водоросли из одной капли образца под световым микроскопом, а другая часть пробы подвергается обработке кислотным или пероксидным методом для очистки от органики. Благодаря этим методам можно получить препараты водорослей для оценки численности видов, но по разным системам. Таким образом, "мягкие" водоросли обычно учитываются в системах оценки (5–11 баллов), а виды диатомовых водорослей определяются с помощью микроскопов высокого разрешения и СЭМ (Сканирующий Электронный Микроскоп) и считаются отдельно в процентах от численности каждого вида, поскольку обработанные створки уже не представляют обилие в общей пробе. Несмотря на то, что препараты подготовлены для одного и того же природного сообщества, мы не можем суммировать результаты обработки "мягких" и диатомовых в этом случае, кроме как для списка видов. Это дает нам два пути при использовании видов для оценки результатов при биоиндикационном анализе. Первый отличается использованием результатов оценки только по диатомовым водорослям. Это отсекает около половины имеющихся в сообществе видов (все "мягкие" и часть диатомовых) при таком способе биоиндикации. Однако, как мы отметили ранее, желательнее, чтобы все возможные определенные виды были представлены в оценке по биоиндикации. Это возможно при подготовке препаратов диатомовых перекисным методом на стеклах (ниже), поскольку этот способ предоставляет возможность

включить все имеющееся разнообразие и найти наиболее адекватный ответ сообщества водорослей на окружающую среду, из которой образец был взят.

Еще одна проблема – географическая широта места обитания, из которого был собран образец водорослей. На первый взгляд кажется, что это не столь существенно, потому что водоросли, в основном, представлены космополитными видами или таковыми приводятся в списках видов-индикаторов, но наш опыт биоиндикации в водных объектах на разных широтах Евразии продемонстрировал, что сообщества имеют заметную изменчивость состава в зависимости от широтности места обитания (Barinova, 2011a, b; Barinova, Krassilov, 2012; Barinova et al., 2014a). Более того, в подавляющем большинстве систем оценки загрязнения разрабатываются индикационные показатели только для видов диатомовых водорослей. Конечно, эта группа хорошо изучена в отношении таксономии и морфологии, но есть проблема, что диатомовые водоросли хорошо представлены в водных сообществах европейских стран-разработчиков, связанных с бореальной зоной. Когда мы исследуем сообщества в более южных регионах Евразии, например, учитывая наш опыт в Украине, Турции, Пакистане, Индии или Израиле, мы сталкиваемся с тем фактом, что диатомовые водоросли представляют собой лишь относительно небольшую часть сообществ, а цианопрокарियोты, зеленые и харофитовые водоросли являются более широко представленными (Tsarenko et al., 2006, 2009, 2011, 2014; Barinova, 2011a; Barinova, Krassilov, 2012; Barinova, 2017).

В целях улучшения оценки обилия видов из водорослевых сообществ для биоиндикации (Barinova, 2017c) представлен комбинированный метод подготовки препаратов (Баринаова, 1988; Barinova, 2017f).

5.2. Комбинированный метод подготовки препаратов

а. Проба сообщества водорослей может быть в живом состоянии или фиксирована нейтральным раствором формальдегида около 2–4 %.

б. Одна капля из пробы водорослей помещается на предметное стекло, покрывается покровным стеклом и исследуется под микроскопом с помощью соответствующей техники, такой как иммерсия. Определяются виды "мягких" водорослей или некоторые диатомовые водоросли с большими створками, и их клетки подсчитываются с использованием процентных или количественных методов.

в. Одну каплю из той же пробы помещают на покровное стекло. Покровное стекло с *каплей образца вверх* помещают на горячую плитку, нагретую до температуры около 100 °С, и вода из капли слегка испаряется до влажного состояния. Затем к влажной капле на стекле понемногу добавляют концентрированную (около 30 %) перекись водорода и постепенно выпаривают. Выпаривание и добавление перекиси водорода повторяют несколько раз. Качество очистки диатомовых створок от органических веществ проверяется под микроскопом. Обработка на одном стекле повторяется до тех пор, пока весь органический материал не растворится и раствор не испарится. Важно использовать только концентрированную перекись водорода для быстрой и качественной очистки створок. Продуктами распада органического вещества при обработке препарата в этом методе являются вода и углекислый газ, которые испаряются, не оставляя кристаллов на препарате.

г. Покровное стекло с очищенными створками диатомовых водорослей переворачивается слоем створок вниз и помещается на предметное стекло в каплю смолы для постоянных препаратов, таких как Naphrax или канадский бальзам, предварительно разогретый на плитке до расплавления.

д. Виды диатомовых водорослей идентифицируются под микроскопом с помощью специальных методов и определителей.

е. Оценка количества створок диатомовых водорослей может выполняться в обеих системах, в процентах и в баллах, но в обоих случаях она должна быть одинаковой с использовавшейся для расчета обилия в препаратах "мягких" водорослей из того же образца водорослей. При этом, мы должны принять во внимание, что при термической обработке панцири диатомовых в препарате представляют, в большинстве случаев, только одну створку, поэтому результат подсчета диатомовых створок следует разделить на два, чтобы представить некоторую реальную численность клеток для видов одноклеточных диатомей в сообществе.

ж. Оба результата определения и расчета для "мягких" водорослей, а также препаратов диатомей должны быть объединены в общий список для анализа сообщества в целях будущей биоиндикации.

з. В результате появляется единый список видов, представляющих все отделы водорослей из изучаемого сообщества с оценками обилия или процентного содержания каждого таксона, который имеет отношение к естественной выборке сообщества. Обычно мы можем определить и оценить около 90 % клеток в препаратах, что дает большие возможности для изучения пропорций видов в сообществе, а также для методов биоиндикации.

5.3. Унифицированная система оценки численности водорослей

Обилие водорослей (Таблица 12) может быть оценено по шестибалльной шкале (Барина и др., 2006) и используется для расчета индексов сапробности по Сладечку (Sládeček, 1973). Пятибалльная шкала (Whitton et al., 1991) была применена для расчета индекса загрязнения окружающей среды EPI (Environmental Pollution Index) по Дель Умо (Dell'Uomo, 1996a). Она также используется для вычисления процента створок диатомовых в обработанных образцах, и этот метод очень распространен. Девятибалльная шкала используется в некоторых руководствах по обработке водорослей (Вислоух, 1916). В Таблице 12 видно, что разные методы могут дать нам некоторую информацию о количестве клеток на площади стекла или в определенном объеме пробы. Это рабочая обобщенная таблица, созданная на основе нескольких достаточно широко известных методов оценки частоты встречаемости видов и которую можно использовать для вновь рассчитанных и для ретроспективных данных, где приведены разные оценки обилия. Теперь, если имеется некоторый расчет численности клеток таксона для площади стекла, мы можем приблизительно предположить количество клеток в объеме пробы, и наоборот. В нашей практике это может быть полезным для сравнения различных индексов и данных, полученных для планктонных и перифитонных проб.

Мы говорим о количестве клеток каждого вида, имея в виду разные варианты подсчета. Так, частота может быть оценена как количество ценобиов или частей колонии, если организм колониальный. Однако подсчет частей может только помочь быстро подсчитать элементы, он не имеет отношения к оценке свойств экосистемы. При использовании вышеприведенной таблицы мы можем оценить количество именно организмов, которые для водорослей в пресных водах являются численностью. Это особенно важно для расчета индексов Шеннона, поскольку его значения интерпретируются как отклик биотической части экосистемы, но разные подходы к вычислению индекса дают очень противоречивые данные.

Таблица 12. Баллы частоты встречаемости и обилие видов (Кузьмин, 1985) в комплексах водорослей по пятибалльной (Whitton et al., 1991), шестибалльной (Корде, 1956) и 9-балльной (Вислоух, 1916) шкалам согласно (Barinova et al., 2006)

9 Балльная (Вислоух, 1916)	6 Балльная (Корде, 1956)	5 Балльная (Whitton et al., 1991)	Визуальная оценка (Корде, 1956)	Число клеток в литре, кл./дм ³ (Кузьмин, 1985)	Число клеток в препарате (Корде, 1956)	Количество клеток каждого вида, % (Кузьмин, 1985)
1	1	1	Единично	1-10 ³	1-5 кл. в препарате	< 1
2	2	2	Редко	10 ³ -10 ⁴	10-15 кл. в препарате	2 – 10
3	3	3	Не редко	10 ⁴ -10 ⁵	25-30 кл. в препарате	10 – 40
5	4	4	Часто	10 ⁵ -10 ⁷	1 клетка в каждом ряду	40 – 60
7	5	4	Очень часто	10 ⁶ -10 ⁷	Несколько клеток в ряду	60 – 80
9	6	5	Масса	Более 10 ⁷	В каждом поле зрения	80 – 100

Второй вопрос, который очень важен для понимания выбора метода для подсчета численности, заключается в том, как максимально использовать выявленное разнообразие водорослей в образцах. Индексы качества воды были в основном созданы в странах, которые располагаются в Бореальной флористической области. Это означает, что сообщество водорослей из водоемов этих климатических и биогеографических зон представлено в своем большинстве видами диатомовых водорослей. Бесспорно, биоиндикация и расчет индексов должны основываться на большей части сообщества, поэтому и предпринимается попытка определить и оценить все возможные варианты для этой цели. Однако проблемой является определение только диатомовых водорослей, для сообществ, когда водоем находится в неморальной, аридной, субтропической и тропической областях Евразии, как было указано выше. В целях включения максимально присутствующего видового состава в образце водорослей описан способ подготовки водорослей для адекватного расчета "мягких" фиксированных и диатомовых водорослей в постоянных препаратах вместе с точным определением видов, что является основным требованием для последующего применения метода биоиндикации.

Таким образом, по результатам обобщения нашего опыта представлена комбинация нового метода подготовки, включающего максимальное и адекватное содержание видов из естественной выборки сообщества для "мягких" и диатомовых водорослей, с новым подходом к оценке обилия клеток водорослей. Этот метод подготовки может улучшить и упростить работу с многовидовыми и обильными сообществами микроскопических водорослей в целях биоиндикации. То есть, рекомендуемые Европейской водной рамочной директивой (Directive..., 2000) и использованные (UNEP/IPCS, 1999) методы биоиндикации в современных системах мониторинга могут быть обогащены и улучшены с применением более широкого видового состава сообщества водорослей. Теперь подсчеты видов-индикаторов загрязнения, рекомендуемые для оценки его воздействия, могут быть сделаны на основе не только диатомовых водорослей, но и других видов "мягких" водорослей, которые широко представлены в водных сообществах южных регионов Евразии.

Более того, оценка состояния водной экосистемы и качества воды с применением данных методов обработки препаратов и расчета численности клеток водорослей становится более широкой и простой. Большой процент видов сообщества может быть включен в расчет индексов загрязнения. Рассчитанные индексы и долевое участие видов всего сообщества используются совместно с

системой классификации с экологической точки зрения с гидрохимическими показателями. В реализации расширенной системы оценок мы имеем много положительных примеров ее применения для разнообразных водных экосистем Евразии (Барина и др., 2006; Barinova et al., 2006a, b; Barinova, 2011a, b; Barinova et al., 2014a; Barinova, 2017a, b, d, e).

ГЛАВА 6. МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ И РАЗВИТИЕ БАЗЫ ДАННЫХ ПО АЛЬГОИНДИКАЦИИ В УКРАИНЕ

Актуальность и перспективность использования водорослей как индикаторных организмов при изучении изменений среды, в которой они обитают, не вызывает сомнения. Использование их в мониторинге и экологических оценках уже много лет составляет часть государственных мониторинговых систем в странах Европы и бывшего Советского Союза. Все это не может не привлекать пристального внимания к экологии водорослей как ответной физиологической реакции на условия обитания, знания о которой еще весьма далеки от полноты. В настоящее время проведено множество исследований, с целью охарактеризовать состояние водной среды, используя индикаторные виды водорослей (Барина и др., 2015а). Необходимо подчеркнуть, что исследователи Украины в основном сосредоточены на использовании сапробных значений водорослей и подсчете собственно индекса сапробности сообщества. Однако ряд наших работ показывает успешность применения биоиндикации также и для других показателей среды (Климук та ін., 2014; Барина и др., 2015; Bilous et al., 2012; Bilous et al., 2014; Klymiuk et al., 2014, 2015; Klochenko et al., 2014; Klymiuk, Barinova, 2015, 2016; Barinova et al., 2016a,b; Bilous et al., 2016).

6.1. Индикаторные таксоны водорослей в альгофлоре Украины

На сегодняшний день опубликована монография (Барина и др., 2006), где были собраны данные для водорослей-индикаторов по таким показателям, как отношение к типу местообитания, температура, кислород и подвижность водных масс, отношение к pH воды, галобность (толерантность к солености), сапробность по Ватанабе, сапробность по Сладечку, индекс сапробности по Сладечку, а также некоторым другим. Следует отметить, что за более чем десятилетний период исследований, нами был собран ряд опубликованных работ, данные из которых не вошли в эту монографию (Барина и др., 2006). Кроме того, появились новые данные об альгологических исследованиях в Украине, упомянутых в Главе 3, после серии монографий "Algae of Ukraine" (Tsarenko et al., 2006, 2009, 2011, 2014), и список видов был расширен, а кроме того, систематика настолько быстро развивается, что многие виды водорослей, которые являются индикаторами, отнесены к синонимам с дополняющими друг друга экологическими характеристиками, и эта проблема также требовала решения.

Таким образом, сформировалась цель данной работы – на примере Украины, проанализировав ее альгофлору, систематизировав, обновив и упорядочив список водорослей-индикаторов, создать по упомянутым выше и некоторым другим показателям базу альгоиндикаторов, характерных для водных объектов Украины.

В течение ряда лет наши исследования были посвящены сбору данных об экологических предпочтениях видов водорослей. В результате была сформирована база данных по экологии водных организмов континентальных вод, которая частично опубликована в книгах (Барина и др., 2000, 2006). К настоящему времени на период 2019 г. база включает 8917 записей. В дополнение к ранее опубликованным данным (Барина и др., 2006), для составления общей мировой базы данных была проанализирована информация об экологических предпочтениях видов из 62 наиболее объемных таксономических и экологических сводок разных лет,

опубликованных в течение 1950–2016 годов. Построение было проведено в программе Microsoft Access.

На первом этапе стояла задача собрать данные о выявленных на территории Украины видах водорослей за весь период исследований, которые были опубликованы в 4х томной серии монографий "Algae of Ukraine" (Tsarenko et al., 2006, 2009, 2011, 2014). Для этого из монографий были сформированы списки водорослей, названия таксонов в которых затем приведены к современной трактовке. Вторым этапом было приведение имеющегося списка видов-индикаторов (Барина и др., 2006) и дополнительно включенных из сводок последних лет видов к современной номенклатурной трактовке. Третий этап состоял в выборке экологических данных из общей экологической базы данных по водным организмам, созданной в Институте Эволюции, Университета Хайфы (Barinova, Fahima, 2017) для списка альгофлоры Украины из серии указанной сводки "Algae of Ukraine" в программе Microsoft Access. Четвертой задачей была систематизация этих данных по группам индикаторов.

Альгофлора Украины согласно опубликованной серии монографий (Tsarenko et al., 2006, 2009, 2011, 2014) насчитывает 5498 видов, 6583 внутривидовых таксона (ввт), относящихся к 15 отделам в трактовке цитированного издания. Индикаторными являются 2872 вида, 3318 ввт из 13 отделов, то есть, составляют большинство выявленного таксономического списка (Таблица 27).

Таблица 27. Соотношение индикаторных таксонов водорослей в альгофлоре Украины по отделам

Отдел	Общее количество видов водорослей, известное для территории Украины	Общее количество внутривидовых таксонов водорослей, известное для территории Украины	Общее количество видов-индикаторов водорослей, выявленное для территории Украины	Общее количество индикаторных видовых и внутривидовых таксонов водорослей, выявленных для территории Украины
Cyanophyta	671	824	423	437
Euglenophyta	384	529	366	492
Chrysophyta	317	333	184	196
Harptophyta	45	45	2	2
Xanthophyta	331	345	67	68
Bacillariophyta	989	1207	659	756
Raphidophyta	8	8	6	6
Dinophyta	260	292	62	64
Cryptophyta	59	59	24	24
Glaucocystophyta	3	3	1	1
Rhodophyta	143	160	17	17
Chlorophyta	1381	1510	500	538
Charophyta	813	1178	547	698

К настоящему времени разработано несколько систем биоиндикации качества поверхностных вод, с помощью которых оцениваются различные характеристики водных экосистем. Довольно широко для биоиндикационных оценок используются

организмы низших трофических уровней (Макрушин, 1974; Унифицированные методы..., 1977; Pantle, Buck, 1955; Leynaud, 1975; Dokulil, 2003; Barinova, 2011a). Наиболее часто биоиндикация применяется для оценки качества вод (Чухлебова, Догадина, 1975; Научные основы..., 1978; Гавришова, 1981; Osamu, 1975; Van Landingham, 1976), но индицируются также влияние тяжелых металлов по тератологии (Saboski, 1977), мутагенность (Sharma, 1989), токсичность (Брагинский, 1981), типологические уровни систем (Leynaud, 1975; Зубович, 1989), местообитание и специфическое загрязнение (Whitton, 1975). Используется индикация при оценке интенсивности самоочищения от пестицидов (Красноперова, 1994; Мингазова и др., 1994; Abd, Mona, 1986) и меди (Sathya, Balakrishnan, 1988), водопользования (Гурарий, Шайн, 1974), а также проводится палеоиндикация температурных условий и химического состава вод (Зубович, 1989). Определяется по индикаторным организмам санитарно-биологическое состояние водоема (Vancsa, 1984), его трофический уровень (Van Dam et al., 1994) и даже общая оценка водных экосистем (Гавришова, 1981; Константинов, 1987), которая, в конечном итоге, оказывается оценкой качества воды (Романенко та ін., 1998). Индикация рекомендуется как основа для контроля качества среды и системы принятия решений (Siepel, 1996; Common implementation..., 2003).

В большинстве указанных работ биоиндикационные методы используются в связи с отдельными факторами среды, но ниже продемонстрировано наличие подходов, когда с помощью биоиндикации также определяется общее состояние экосистемы и перспективы ее развития, а кроме того, реакции водных сообществ в условиях изменяющегося климата.

История биоиндикации поверхностных вод на территории постсоветского пространства имеет долгий путь, начавшийся с применения на отдельных водных объектах. Затем она прошла этап интеркалибрации и последующего внедрения в системы госэкомониторинга (Унифицированные методы..., 1977). В результате происходящих центробежных социальных процессов система Госкомгидромета была фактически утрачена, во всяком случае, в отношении применения характеристик биоты (Проект ОБСЕ/ЕЭК ООН, 2005), однако на смену ей пришли более современные подходы, с применением принципов, принятых в ЕС (Водна рамкова..., 2006; Afanasiyev, 2002). В течение последних лет публикуются работы, которые описывают результаты биоиндикации водных объектов по микрофитобентосу (Оксиюк, Давыдов, 2006; 2010; 2011; Tavassi et al., 2008), перифитону (Щербак, Семенюк, 2011), фитопланктону (Щербак, Семенюк, 2008; Белоус, Барина, 2014; Vilous et al., 2013a; Vilous et al., 2013b), бактериопланктону и бактериобентосу (Олейник и др., 2010), макрозообентосу (Харченко и др., 2009), высшим водным растениям (Гриб, Гроховская, 2001) и зоопланктону (Пашкова, 2012). Исследователи отмечают необходимость создания единой системы как биоиндикации (Винберг и др., 1977; Верниченко, 1979), так и экосистемных оценок на основе комплексного подхода (Черкашин, Кандинский, 1985; Питьева и др., 1996; Методика екологічної..., 1998; Jones, 1973; Fialkowski, 1979; Reynolds, 1998), причем в последнее время все больший акцент делается на значении биотической части экосистемы и закономерностей ее функционирования в целом (Дідух, 2012). Разработка новых индексов носит региональный характер (Kelly, Whitton, 1995; Dell'Uomo, 1999) или касается только диатомовых водорослей, что делает невозможным применения индексов в более южных районах Евразии с субтропическим и тропическим климатом, где сообщества образованы в

большинстве случаев недиадомовыми водорослями. Тем самым отрезается путь к сравнению в более широком масштабе (Barinova et al., 2011a).

Из всего вышеизложенного можно заключить, что особенно важно создание целостной обобщенной системы, с четким представлением о механизмах функционирования водной экосистемы как взаимозависимого единства среды и обитающих в ней организмов. Актуальным является также внедрение новых показателей, позволяющих оценить влияние климатических воздействий на водную биоту.

Анализ видового состава водорослевых сообществ является основным этапом биоиндикации. Ранее система биоиндикации была основана на наличии или отсутствии вида в определенных условиях окружающей среды. Со временем список видов-индикаторов увеличился, и система включила в себя новые виды, которые впоследствии были классифицированы с точки зрения основных характеристик окружающей среды. Недавние изменения также были приняты во внимание, и стало возможным создание таблицы индикаторных видов для флоры Украины (Приложение).

6.2. Группы водорослей по приуроченности к типу местообитания

В работе (Sumita, 1986) выделено 5 классов местообитания от реобионтов (видов, предпочитающих текущие водоемы) до лимнофилов (видов, предпочитающих стоячие воды). Однако мы добавили к ним другие предпочтения местообитания и теперь в эту категорию частично входят индикаторы выносливости к воздействию приливной зоны, которые отнесены к 6 классам (Барина и др., 2006). Таким образом, индикацию для этого показателя можно построить на основании предпочтений видов к тому или иному субстрату и типу местообитания, разделив на следующие группы (здесь и далее аббревиатуры названий групп наши, Барина и др., 2006):

- бентосные, в широком смысле, виды, приспособленные к существованию в прикрепленном или неприкрепленном состоянии на дне водоемов и на разнообразных предметах, живых и мертвых организмах, находящихся в воде (B);
- планктонно-бентосные виды, чаще всего изначально связанные с субстратом, но также выживающие в толще воды (P-B);
- планктонные, то есть виды, обитающие в толще воды во взвешенном состоянии (P);
- почвенные, предпочитающие наземные субстраты (S);
- аэрофилы, предпочитающие увлажненные местообитания в зоне брызг или прибоя (aer);
- фикобионты (формирующие лишайник) (pb);
- эпибионты, виды, обитающие на растительных и животных организмах (Ep);
- ископаемые виды, а также виды из донных отложений (R).

Список видов-индикаторов Украины, характерных для определенного местообитания насчитывает 2801 таксонов из 6308 известных (Barinova, 2017b). Это бентосные виды (B), планктонно-бентосные (P-B), планктонные (P), почвенные (S), аэрофилы (aer), фикобионты (pb) и эпибионты (Ep). Очевидно, что некоторые виды водорослей могут быть встречены одновременно в нескольких местообитаниях и это отражено в таблице (Таблица 28).

Таблица 28. Распределение таксонов альгофлоры Украины по экологическим группам типа местообитания

Экологическая группа	Число таксонов	Экологическая группа	Число таксонов	Экологическая группа	Число таксонов
aer	5	Ep	79	P, Ep, S	2
aer, B, S	1	Ep, aer	1	P, S	11
aer, S	5	Ep, B	35	P-B	630
aer, S, P	1	Ep, P, S	1	P, P-B	2
B	1021	Ep, pb	1	P-B, aer	5
B, aer	50	Ep, S	14	P-B, Ep	77
B, Ep	31	Ep, S, pb	1	P-B, Ep, S	2
B, Ep, P	1	P	585	P-B, pb, S	1
B, Ep, S	2	P, B	7	P-B, S	62
B, P-B	3	P, B, Ep	1	S, Ep	3
B, S	94	P, Ep	17	S, pb	3
B, S, Ep	1	P, Ep, aer, S	1		

6.3. Классификация индикаторов температурного режима

Индикация температурного предпочтения проведена, в основном, по диатомовым водорослям (Patrick, 1971). Виды, показательные по этому фактору можно условно поделить на следующие группы:

– теплолюбивые (warm), предпочитают воды следующего температурного режима: 20–35, 18–27, 18–38, 20–40, 20–38, 20–37;

– виды умеренного температурного режима или индифференты (temp), обитают при температурах: 10–35, 15, 15–37, 15–35, 20–30, 10–40, 10–35, 17–27, 15–30, 20–27, 18–27, 16–30, 16–29, 16–27, 15–32, 15–31, 15–30, 10–40, 10–30, 0–28, 0–30;

– холодолюбивые (cool) предпочитают воды в температурном диапазоне 0–15;

– эвритермные или устойчивые к колебаниям температуры (eterm).

Для характеристики температурного режима, индикаторными в водоемах Украины являются 293 таксона водорослей из 413 известных (Barinova, 2017b). При этом они объединены в следующие группы: теплолюбивые (warm) – 87 таксонов, холодолюбивые (cool) – 47, виды умеренного температурного режима (temp) – 64, и эвритермные (eterm) – 95.

6.4. Индикация кислородного режима и подвижности водных масс

Виды, требующие определенной концентрации кислорода в воде, разделены на 4 класса по Cholnoky (1968). Но мы добавили к ним другие предпочтения подвижности водных масс и насыщенности их кислородом (Van Dam et al., 1994; Баринава и др., 2006). Таким образом, мы выделяем шесть категорий видов-индикаторов этого фактора:

– виды, предпочитающие стоячие воды (st);

– индифференты, или виды, предпочитающие воды умеренной текучести (st-str);

– виды, предпочитающие текущие воды (str);

– эвриоксибионты (eoxibt), или виды, которые выживают в широкой амплитуде насыщенности кислородом;

- реофилы (reoph), или виды, обитающие в местах с сильным течением (например, водопады);
- аэрофилы (ae), или виды, обитающие в зоне увлажнения.

Водоросли водных объектов Украины, требующие определенной концентрации кислорода в воде, а также характеризующие подвижность водных масс, насчитывают 1274 таксонов из 1953 известных (Barinova, 2017b). Они подразделены на такие категории: виды, предпочитающие стоячие воды (st), индифференты или виды, предпочитающие воды умеренной текучести (st-str), виды, предпочитающие текучие воды (str) и аэрофиты (ae) или виды, обитающие в зоне увлажнения. Также в эту категорию нами были добавлены индикаторы насыщенности воды сероводородом (H₂S), то есть, бескислородных условий, поскольку их известно на настоящий момент всего 12 (Barinova, 2017b). Результаты подсчетов по группам индикаторов представлены в таблице (Таблица 29).

Таблица 29. Распределение таксонов альгофлоры Украины по экологическим группам индикаторов подвижности водных масс и насыщенности их кислородом

Экологическая группа	Число таксонов	Экологическая группа	Число таксонов	Экологическая группа	Число таксонов
ae	131	str	144	st-str, H ₂ S	3
st	360	str, H ₂ S	1	st-str, ae	5
st, H ₂ S	4	str, ae	3	H ₂ S	3
st, ae	3	st-str	617		

6.5. Система индикаторов рН воды, классификация по Хустедту

Биоиндикация рН воды была разработана Фридрихом Хустедтом в 1938 г. в Германии (Hustedt, 1938–1939). Это один из методов, который активно применялся в исследованиях изменений рН в озерах (Meriläinen, 1967), используя состав диатомовых сообществ, которые сохранились в отложениях озер (Battarbee, 1984; Davis, 1987). В водоемах, где отложения отсутствуют или часто изменяются, например, быстрые реки или неглубокие пруды, снижение уровня рН наблюдается путем сравнения диатомовых сообществ в пробах перифитона и планктона (Van Dam et al., 1981).

Метод заключается в выявлении наличия видов диатомовых в водных экосистемах и отображает, среди прочих показателей, рН их среды обитания (Holmes, 1986). Ф. Хустедт (Hustedt, 1938–1939), возможно, был первым исследователем, который показал эти отношения. Он представил классификацию рН, в которой выделено 5 групп индикаторов, чувствительных к изменениям рН (Таблица 30), от алкалибионтов (выживающих при рН = 8 и выше) до ацидобионтов (выживающих в кислых водах, с рН = 5 и менее).

Таблица 30. рН-чувствительные группы видов по Хустедту (Hustedt, 1938–1939). Обозначения групп наши (Баринава и др., 2006)

рН-индикаторные группы	Распространение
ацидобионты (acb)	Оптимум при рН ниже 5.5 (появляются только в кислой среде)
ацидофилы (acf)	Широкое распространение при рН менее 7
индифференты (ind) и/или	Виды, обитающие при рН около 7

рН-индикаторные группы	Распространение
нейтрофилы (neu)	
алкалифилы (alf)	Широкое распространение при рН более 7
алкалибионты (alb)	Появляются при рН более 8

Данные опубликованных работ (Харитонов 1981, 2010; Hustedt, 1938–1939; Meriläinen, 1967; Dixit S.S., Dickman N.D., 1986; Kovács et al., 2006; Stastny, 2010; Coesel, 2014) свидетельствуют о том, что не только диатомовые, но и другие группы водорослей также могут быть индикаторами уровня рН. Таким образом, был расширен список водорослей индикаторов этого показателя.

Для биологической характеристики активной реакции среды (рН воды), нами были обобщены данные об индикаторных водорослях флоры Украины по этому показателю, при этом их общее количество было равно 1422 из 2898 известных (Bariņova, 2017b). Они подразделены на следующие группы: ацидофилы (acf) – 535 таксонов, индифференты (ind) – 525 и/или нейтрофилы (neu) – 22, алкалифилы (alf) – 318, алкалибионты (alb) – 25 (Таблица 31).

Таблица 31. Распределение таксонов альгофлоры Украины по экологическим группам индикаторов рН воды. Обозначения групп наши (Баринова и др., 2006)

Экологическая группа	Число таксонов
acf	534
ind	524
neu	22
alf	317
alb	25

6.6. Система классификации солености по Хустедту

Подтверждение взаимосвязи водорослевого разнообразия и засоления обнаруживаем в исследованиях водорослевых сообществ, собранных при чрезмерных градиентах солености в соляных загрязненных континентальных водах, устьях рек, внутренних морях и соленых озерах. Показатели солености, в первую очередь, диатомовые водоросли, были проанализированы в отношении системы классификации, предложенной Кольбе (Kolbe, 1927), разработанной Хустедтом (Hustedt, 1957), которые в настоящее время широко используются в биоиндикации (Stoermer, Smol, 1999). Система делит индикаторные виды на четыре группы (Таблица 32).

Таблица 32. Классификация солености вод и группы водорослей-индикаторов хлоридов по Штермеру и Смолу (Stoermer, Smol, 1999)

Группы индикаторов солености	Классификация солености	NaCl г/дм ³
Полигалобы	Соленые воды	40 – 300
Эугалобы	Морские воды	30 – 40
Мезогалобы	Солоноватые	5 – 20
Олигогалобы	Пресноводные	0 – 5

По Е. Штермеру и Д. Смолу (Stoermer, Smol, 1999) группы составлены индикаторами, предложенные Ф. Хустедтом:

(1) Полигалобы, обитающие в гиперсоленых водах от 40‰ до 300‰,

(2) Эугалобы, обитающие в морских водах при 20‰–40‰,

(3) Мезогалобы шельфовых солоноватых песчаных эстуариев, а также водных объектов с соленостью в пределах 5‰–20‰,

(4) Олигогалобы пресноводных или слегка соленых местообитаний с соленостью от 0 до 5‰, которые, в свою очередь, делятся на 4 группы (Таблица 33): а) Галофилы, в основном пресноводные организмы, но их диапазон встречаемости расширен до организмов, живущих при слегка повышенной концентрации NaCl; б) Индифференты, типично пресноводные, встречаются, хотя и не в обильном количестве, в слегка солоноватой воде; с) Галофобы, строго пресноводные, погибающие даже при небольшом увеличении концентрации NaCl.

Таблица 33. Группы индикаторов солености (Hustedt, 1957), обозначения групп наши (Баринава и др., 2006)

Группа солености	Местообитание в отношении солености
Полигалобы (ph)	Населяют воды с соленостью большей, чем обычно в море
Эугалобы (eu)	Обитающие в морской воде
Мезогалобы (mh)	Обитают в эстуариях и устьях рек
Олигогалобы (oh)	Обитатели пресных вод с низкой соленостью
а. Галофилы (hl)	а). Как правило, обитают в пресных водах, но небольшое повышение солености стимулирует увеличение их биомассы.
б. Индифференты (i)	б). Типичные обитатели пресных вод, как правило, имеют большую биомассу. Тем не менее, они могут обитать в водах с низким уровнем солености, но при этом в небольших количествах.
в. Галофобы (hb)	в). Обитатели только пресных вод. Соленость уменьшает их количество.

Система солености включает в себя широкий диапазон концентраций, характерных для природных вод, и может быть измерена с помощью различного оборудования, однако ее показатели отражают только содержание хлоридов. Также при изучении водных объектов измеряется электропроводность и содержание растворенных твердых веществ (TDS). Таким образом, крайне важно сравнивать эти данные с концентрацией хлоридов (Таблица 34), поскольку общая насыщенность солями в природных водных объектах может определяться вовсе не хлоридами, а, например, сульфатами.

Таблица 34. Сравнительная классификация солености вод и электропроводности (Kolbe, 1927; Ehrlich, 1995)

Электропроводность (Ehrlich, 1995)		‰, г/дм ³ (Kolbe, 1927)	TDS, мг/дм ³ (Ehrlich, 1995)	Класс солености (Kolbe, 1927)	Уровень солености, ‰ (Kolbe, 1927)	Соленость мг/дм ³ , (прибл.) (Ehrlich, 1995)
Класс качества вод	mSm/cm ²					
I	<0,3	<0,1	<150	4	0–5	<50
II	0,3–1,0	0,1–0,6	150–600			50–250
III	1,0–3,0	0,6–2,0	600–2000			250–1,000

Электропроводность (Ehrlich, 1995)		‰, г/дм ³ (Kolbe, 1927)	TDS, мг/дм ³ (Ehrlich, 1995)	Класс солености (Kolbe, 1927)	Уровень солености, ‰ (Kolbe, 1927)	Соленость мг/дм ³ , (прибл.) (Ehrlich, 1995)
Класс качества вод	мSm/cm ²					
IV	3,0–10,0	2–8	2000–8000	3	5–20	1000–4000
V	10,0–30,0	8–20	8000–20000			4000–10000
VI	>30,0	20–80	20000–80000	2	20–40	10000–40000
VII		>80	>80000	1	40–300	

Виды водорослей флоры Украины, которые могут охарактеризовать режим солености в водоеме, составляют 1181 таксона из 2615 известных (Varinova, 2017b). Они сгруппированы следующим образом: галофобы (hb), галофилы (hl), индифференты (i), объединяющиеся в группу олигогалобов (oh), а также мезогалобы (mh), полигалобы (ph) и галобионты, в широком смысле, предпочитающие соленые воды, но не дифференцированные экологически на более узкие диапазоны солености (hlbt) (Таблица 35).

Таблица 35. Распределение таксонов альгофлоры Украины по экологическим группам индикаторов солености воды. Обозначения групп наши (Баринова и др., 2006)

Экологическая группа	Число таксонов	Экологическая группа	Число таксонов
hb	133	i	713
hl	164	mh	108
hl,mh	3	oh	48
hlbt	1	ph	11

6.7. Органическое загрязнение, системы сапробности

Первой системой оценки органического загрязнения водного объекта, которая была разработана уже в начале 20-го века прошлого столетия, стала система сапробности по Кольквицу и Марссону (Kolkwitz, Marsson, 1902, 1909). Затем ее усовершенствовали К. Пантле и Г. Бук (Pantle, Buck, 1955) и позднее модификацию системы сделал В. Сладечек (Sládeček, 1973). Определение сапробного значения вида-индикатора основано на выборке и идентификации видов фауны и флоры, а также сравнения с сапробиотическими характеристиками для каждого вида. Описание Сладечека (Sládeček, 1973) было адаптировано для классов качества воды, индекса сапробности S и зоны самоочищения в водных экосистемах (Таблица 36).

Целью определения сапробности является обеспечение классификации качества воды, основанной на толерантности к загрязнению присутствующих в исследуемом водоеме видов-индикаторов. Каждый вид имеет определенную зависимость от органических веществ и, таким образом, от содержания растворенного кислорода: эта толерантность выражается в виде величины сапробного значения (DePauw, Hawkes, 1993). Эти зоны толерантности к органическому загрязнению, или зоны самоочищения (Таблица 36) характеризуются индикаторными видами, некоторыми химическими условиями, а также общим характером дна водоема и самой воды. Все пять зон характеризуются индикаторными видами, которые обитают в этих зонах.

Таблица 36. Взаимосвязь классов качества воды и индексов сапробности S с зонами самоочищения в водных экосистемах (по Sládeček, 1973)

Класс качества воды	Зона самоочищения	Индекс сапробности S	Качество воды
I	Ксеносапробная	0–0,5	Очень чистая
II	Олигосапробная	0,5–1,5	Чистая
III	Бета-мезосапробная	1,5–2,5	Удовлетворительной чистоты
IV	Альфа-мезосапробная	2,5–3,5	Загрязненная
V	Полисапробная	3,5–4,0	Грязная
VI	Эусапробная	>4,0	Очень грязная

Также, для зон самоочищения по методу Пантле-Бука (Pantle, Buck, 1955); в модификации В. Сладечека (Sládeček, 1973) используются индивидуальные индексы (S) каждой из групп сапробионтов, что позволяет более детально разделить группы индикаторных организмов по классам качества вод:

- x – 0,0 – ксеносапробионты;
- x-o – 0,4 – ксено-олигосапробионты;
- o-x – 0,6 – олиго-ксеносапробионты;
- x-b – 0,8 – ксено-бета-мезосапробионты;
- o – 1,0 – олигосапробионты;
- o-b – 1,4 – олиго-бета-мезосапробионты;
- x-a – 1,55 – ксено-альфа-мезосапробионты;
- b-o – 1,6 – бета-олигосапробионты;
- o-a – 1,8 – олиго-альфа-мезосапробионты;
- b – 2,0 – бета-мезосапробионты;
- b-a – 2,4 – бета-альфа-мезосапробионты;
- a-o – 2,6 – альфа-олигосапробионты;
- b-p – 2,8 – бета-полисапробионты;
- a – 3,0 – альфа-мезосапробионты;
- a-p – 3,4 – альфа-полисапробионты;
- a-b – 3,6 – альфа-бета-мезосапробионты;
- p – 4,0 – полисапробионты;
- i > 4,0 – i-эусапробионты
- m > 4,0 – m-эусапробионты

По модели В. Сладечека (Sládeček, 1973) последние две группы индикаторов относятся к классу VI, где существование фотосинтезирующих организмов не наблюдается, то есть, виды, относящиеся к этим группам способны усваивать белок с помощью механизмов гетеротрофии.

Таким образом, сравнив список видов из конкретной станции наблюдения с перечнем видов-индикаторов для пяти зон самоочищения поверхностных вод, есть возможность проклассифицировать их по категориям качества, описанным ниже (Friedrich et al., 1996):

I – *Ксеносапробная зона* (без органического загрязнения).

II – **Олигосапробная зона** (без органического загрязнения или с незначительным органическим загрязнением): Насыщение кислородом. Минерализация заключается в формировании стабильных неорганических или органических остатков (например, гуминовые вещества). В водоемах, которые можно отнести к этой зоне встречаются такие чувствительные виды, как водные мхи, а также можно найти планарии и личинки насекомых. Эти водоемы являются прозрачными и с голубым окрасом воды, а также с высоким содержанием растворенного кислорода. Кроме того, с малым количеством бактерий. Большинство организмов, которые могут здесь обитать, чувствительны к изменениям количества растворенного кислорода, а также значения pH.

III – **Бета-мезосапробная зона** (среднее органическое загрязнение): Характерны аэробные условия, формирующиеся благодаря фотосинтетической аэрации. Вода, обычно, прозрачная или слегка мутная, без запаха, и, как правило, не окрашенная. Поверхностные воды характеризуются богатой погруженной растительностью, обильным количеством макрозообентоса (в частности, *Mollusca*, *Insecta*, *Hirudinae* и *Entomostraca*), и большими рыбами (*Cyprinidae*).

IV – **Альфа-мезосапробная зона** (сильное органическое загрязнение): Присутствуют аминокислоты и продукты их распада, в основном жирные кислоты. Свободный кислород вызывает снижение восстановительных процессов. Вода, как правило, имеет темно-серый оттенок и пахнет гнилью или имеет просто неприятный запах из-за наличия H_2S или остатков белков и углеводов, образовавшихся в результате брожения. Эта зона характеризуется "канализационным грибком", здесь обитает смесь организмов, но при этом преобладают бактерии типа *Sphaerotilus natans*. Масса организмов, образующих длинные нити, отделяется от нижней части осадка с помощью газа, образующегося в процессе дыхания и процессов разложения, а затем дрейфует в толщу воды в виде мутных серых масс. Часто эти массы формируют пленку на поверхности водного объекта. Водные грибы особенно часто встречается в водах, содержащих отходы, богатые углеводами, такие как сточные воды сахарных заводов и предприятий по переработке древесины.

V – **Полисапробная зона** (крайне тяжелое органическое загрязнение): Быстрые процессы деградации и преимущественно анаэробные условия. Отмечено присутствие белковых продуктов разложения, пептоны и пептиды, а также сероводорода (H_2S), аммиака (NH_3) и двуокиси углерода (CO_2), которые образовались в качестве конечных продуктов деградации. Полисапробные воды, как правило, облачно серого цвета с запахом гниения, и очень мутные из-за огромной массы бактерий и коллоидов. Во многих случаях донная часть водотока илистая (густая черная грязь), и кажется, будто камни окрашены в черный цвет из-за покрытия сульфидом железа (FeS). Такие воды характеризуются отсутствием обычных автотрофных организмов и преобладанием бактерий, в частности, тио-бактерий, которые приспособлены к наличию H_2S . Различные синезеленые водоросли, корненожки, зоофлагелляты и ресничные простейшие также характерны для полисапробной зоны. Несколько беспозвоночных, которые могут жить в полисапробной зоне, зачастую имеют специальный пигмент крови, гемоглобин, (например, *Tubifex*, *Chironomus thummi*) или органы для поглощения атмосферного воздуха (например, *Eristalis*). Рыбы едва выживают в водах этой зоны.

6.8. Подсчет индекса сапробности (S) сообщества

Сумма видоспецифических значений индекса сапробности для всех видов-индикаторов, определенных в точке отбора пробы (Приложение 1), деленная на

сумму всех значений частоты встречаемости (численность, Таблица 12) для видов-индикаторов позволяет рассчитать индекс сапробности (S) сообщества. Его можно вычислить по следующей формуле (где S является индексом сапробности для водорослевого сообщества; s_i – видоспецифический индекс сапробности; a_i – значение частоты встречаемости, (Формула 7):

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (s_i \cdot a_i)}{\sum_{i=1}^n (a_i)} \quad (\Phi. 7)$$

При подсчете индекса сапробности определенного водного объекта, мы можем пользоваться таблицей с индивидуальными индексами сапробности организмов. Однако следует заметить, что некоторые последние коррективы в значениях этих индексов искажают общий индекс сапробности и, таким образом, не всегда отображают реальное состояние водного объекта. Они входят в противоречие с нашим (более чем тридцатилетним) опытом использования биоиндикаторов в оценке качества вод. Например, оказалось, что, по последним данным, индивидуальный индекс сапробности для ряда видов был существенно понижен относительно рассчитанного 50 лет назад. Так, для *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Smith новый рассчитанный индекс составляет 0,7, тогда как прежний был 2,75, и, таким образом, вид превратился из индикатора загрязненных вод в индикатор природно-чистой воды. Таких видов не так много, но, главное, они широко распространены и были хорошими индикаторами. В этом случае надо обратить внимание на три аспекта. Во-первых, видовой индекс рассчитывался по обилию вида в сообществе – это результат реакции всего сообщества на среду его обитания. То есть, если среда обладает токсическим воздействием на сообщество водорослей, то обилие их будет понижено, выживут наиболее толерантные и, соответственно, произойдет перераспределение обилия видов, что скажется на расчете видовых индексов сапробности. Во-вторых, такие виды как *N. palea*, обладают способностью к гетеротрофному питанию, поэтому выживают в слаботороксичной среде лучше, чем другие виды – типичные автотрофы. И в-третьих, расчет видовых индексов проводится по сообществам из природных местообитаний в водных объектах Европы, а практически все они уже около пятидесяти лет подвергаются токсическому воздействию сбросов сточных вод промышленных предприятий, коммунального хозяйства, а также атмосферных выпадений окислов азота и серы, летящих вместе с металлами при сжигании твердого и жидкого топлива. Большинство водных объектов, где ведутся наблюдения и расчеты, находится в геологической провинции, где рН воды около 7 и где буферная емкость поверхностных вод в отношении промышленного загрязнения металлами совсем невелика по сравнению с водами "карбонатных" провинций, где рН воды щелочной. Поэтому токсическое воздействие, оказываемое ионами металлов (на что наиболее сильно реагируют водоросли), приводит к выживанию наиболее толерантных видов, перераспределению обилия видов в сообществах, и, следовательно, к изменениям в рассчитанных индивидуальных видовых индексах сапробности, что мы наблюдаем в случае коррекции индекса *N. palea*. На наш взгляд, коррекцию индексов гетеротрофных видов, проведенную через 30–40 лет активного антропогенного воздействия на альгогруппировки поверхностных вод, следует воспринимать критически. Так, опыт расчетов профессора П. Марвана (Чехия) в последние годы показал (личное сообщение Л. Опатриловой из лаборатории П. Марвана), что новые индексы сапробности, чаще всего, должны быть

откорректированы в сторону увеличения для *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz. – с 0,1 до 2,3, *Rhopalodia gibba* (Ehrenb.) O. Müller – с 0,4 до 1,4, *Nitzschia palea* – с 2,75 до 2,8. Только для некоторых видов они могут быть уменьшены: например, для *Halamphora normanii* (Rabenh.) Levkov – от 2,4 до 0,1 и *Diatoma hyemalis* (Roth) Heiberg – от 1,7 до 0,4. Это только некоторые из примеров, имеющих в нашей базе данных, однако наш опыт применения показывает адекватность подходов П. Марвана при изучении экологии сообществ.

Разработка новых индексов, все более точно отражающих процессы, происходящие в водном объекте, его трофический статус, направлена на унификацию с последующим выходом на мониторинг (Kelly, Whitton, 1995; Muscio, 2002). Однако, система, разработанная в свое время на основе международного сотрудничества и интеркалибрации в различных странах, остается до настоящего времени самой надежной, выверенной по модели Сладечека (Schiller et al., 2014). Система охватывает в своей классификации более ста параметров водной среды, биотические, продукционные и трофические показатели экосистемы (Питьева и др., 1996; Van Dam et al., 1994), а также физико-химические и продукционные показатели водного объекта (Питьева и др., 1996), которые соотносятся с индексами Пантле-Бука в модификации Сладечека (Таблица 24). Несколько этапов интеркалибрации приводят соотношение разработанных в последние десятилетия индексов, чаще всего, на основе диатомовых, где индексы по Сладечеку занимают достойное место (PEQUANN; REBECCA), входя в ведущие, наиболее адекватно оценивающие индексы.

Новым элементом, введенным нами в интегральную систему биоиндикации (Барина и др., 2006), является показатель биоразнообразия – число видов в сообществе, а также структура сообщества, сложность которой отражается, чаще всего, рассчитываемым индексом биоразнообразия Шеннона (H). Таким образом, связанные вместе в систему показатели качества воды и состояния водного сообщества, помогают не только определить статус экосистемы (Таблица 24), но и прогнозировать ее развитие (Barinova, 2017e).

Результаты экологических, продукционных и химических оценок по классам качества вод маркируются через систему цветовых кодов, принятую странами ЕС и закрепленные в Европейской водной рамочной директиве (Common..., 2003a).

Широко распространённой является характеристика органического загрязнения по методу Пантле-Бука (Pantle, Buck, 1955) в модификации В. Сладечека (Sládeček, 1973). Для альгофлоры Украины индикаторов сапробности насчитывается 2354 таксонов из 5644 известных (Baginova, 2017b). Они представлены следующими группами: ксеносапробионты (x), ксено-олигосапробионты (x-o), олиго-ксеносапробионты (o-x), ксено-бета-мезосапробионты (x-b), олигосапробионты (o), олиго-бета-мезосапробионты (o-b), ксено-альфа-мезосапробионты (x-a), бета-олигосапробионты (b-o), олиго-альфа-мезосапробионты (o-a), бета-мезосапробионты (b), бета-альфа-мезосапробионты (b-a), альфа-олигосапробионты (a-o), бета-полисапробионты (b-p), альфа-мезосапробионты (a), поли-альфа-мезосапробионты (p-a), альфа-бета-мезосапробионты (a-b), полисапробионты (p), i-эусапробионты (i) и m-эусапробионты (m) (Таблица 37). К последним двум группам индикаторов по системе классификации В. Сладечека (Sládeček, 1973) относятся жгутиковые водоросли, факультативные гетеротрофы (миксотрофы), выживающие за границами зоны фотосинтеза.

Таблица 37. Распределение таксонов альгофлоры Украины по экологическим группам органического загрязнения по В. Сладечку (Sládeček, 1973)

Экологическая группа	Число таксонов						
х	68	о-б	263	б-а	109	а-б	5
х-о	131	х-а	3	а-о	93	р	6
о-х	91	б-о	114	б-р	10	і	4
х-б	123	о-а	161	а	78	м	5
о	511	б	574	р-а	5		

Кроме индикаторов органического загрязнения по группам, в базу данных экологических предпочтений таксонов альгофлоры Украины, были включены дополненные и обновленные сведения о видовспецифических значениях индексов сапробности *s* (по Sládeček, 1973), широко используемых для расчетов индексов органического загрязнения *SI* по сообществам водорослей. К настоящему времени для альгофлоры Украины оказалось возможным найти индексы для 2354 таксонов из 5678 известных (Barinova, 2017c; Barinova, Fahima, 2017) (Таблица 38), охватывающих весь интервал значений *s* от 0,1 до 6,0.

Таблица 38. Распределение индикаторных таксонов альгофлоры Украины по значениям видовспецифических индексов органического загрязнения по В. Сладечку (Sládeček, 1973)

Индекс S	Число таксонов						
0,1	7	1,2	133	2,05	2	3,0	44
0,2	15	1,25	2	2,1	88	3,1	7
0,25	1	1,3	107	2,15	3	3,15	11
0,3	42	1,35	3	2,2	131	3,2	5
0,4	46	1,4	91	2,25	7	3,3	4
0,45	1	1,45	4	2,3	156	3,4	7
0,5	81	1,5	166	2,35	4	3,5	5
0,6	42	1,55	3	2,4	50	3,6	5
0,7	46	1,6	49	2,45	2	3,7	4
0,8	59	1,65	1	2,5	55	3,8	5
0,85	2	1,7	64	2,55	2	3,9	1
0,9	58	1,75	1	2,6	30	4,0	6
0,95	4	1,8	87	2,65	1	4,1	1
1,0	178	1,85	3	2,7	33	4,5	3
1,05	1	1,9	66	2,75	2	5,0	1
1,1	95	1,95	5	2,8	22	5,9	3
1,15	4	2,0	181	2,9	5	6,0	1

6.9. Оценка органического загрязнения по Т. Ватанабе

Помимо метода Пантле-Бука (Pantle, Buck, 1955) в модификации В. Сладечка (Sládeček, 1973), для оценки степени органического загрязнения водоемов и водотоков из тех, которые наиболее широко применяются, известны такие методы, как Т. Ватанабе (Watanabe et al., 1986) и А. Дель-Уомо (Dell'Uomo, 1996).

Система оценки органического загрязнения по Т. Ватанабе построена на основе видов диатомовых водорослей, где индикаторы распределяются по следующим группам:

- сапроксены (sx), виды, предпочитающие чистые воды;
- эврисапробы (es), виды, устойчивые к органическому загрязнению, обычно обитающие в слабо- и умеренно загрязненных водах;
- сапрофилы (sp), виды, обитающие в водах, загрязненных органическими веществами.

Для оценки органического загрязнения по Т. Ватанабе (Watanabe et al., 1986), список водорослей-индикаторов Украины состоит из 339 таксонов из 764 известных (Varinova, 2017b). Они образуют следующие группы: сапроксены (sx) – 100 таксонов, эврисапробы (es) – 196 и сапрофилы (sp) – 43.

6.10. Индикация трофического состояния водоема по Ван Даму

В основе типизации водоемов по уровню трофности лежит уровень биологической продуктивности. Трофический тип водоема – это интегральная характеристика, определяемая множеством взаимосвязанных физико-химических и биологических процессов. Определение трофического статуса включает использование комплекса признаков, дополняющих друг друга. Уровень биологической продуктивности водного объекта всегда связан с определенными характеристиками того или иного трофического типа, а также с характером бассейна водосбора, особенностями гидрографической сети, притоком тепла и другими компонентами, объединенными в единую систему как внутри водоема, так и в системе "водосбор-водный объект".

Однако возможно определение трофического типа водоема по небольшому числу показателей и даже одному – наиболее информативному – например, фосфору или величине первичной продукции как мере интенсивности процесса новообразования органического вещества (основы трофической пирамиды).

Индикация трофического состояния водоема может быть проведена по наличию определенных диатомовых водорослей, выделенных в индикаторные группы трофности (Van Dam et al., 1994). Мы собрали работы также и по другим группам (Харитонов 2010; Lenzenweger, 2003; Coesel, Meesters, 2007; <http://hydro.chmi.cz/isarrow/taxontable.php?agenda=POV&lng=eng&lng=eng>) и получили список водорослей-индикаторов трофического состояния водоема. Они (Tro) разделены на 8 групп (по Van Dam et al., 1994), обозначения групп наши (Varinova, 2017c; Varinova, Fahima, 2017):

- 1) олиготрафенты (ot);
- 2) олиго-мезотрафенты (om);
- 3) мезотрафенты (m);
- 4) мезо-эутрафенты (me);
- 5) эутрафенты (e);
- 6) от олиго- до эутрафентов (гипертрафенты) (o-e);
- 7) гиперэутрафенты (he).
- 8) А также можно добавить к этим группам индикаторных организмов еще одну – дистрофенты (dys).

В целом можно охарактеризовать основные трофические типы водоемов (OECD, 2017):

Олиготрофный водоем – содержит незначительное количество биогенных веществ, имеют высокую прозрачность воды, низкую ее цветность, большую глубину. Развитие фитопланктона слабое. Содержание кислорода лишь немного отклоняется от его нормального насыщения. В водоеме преобладают "пастбищные" трофические цепи, микроорганизмов мало и цепи разложения выражены слабо.

Эвтрофный водоем – при большей минерализации и повышенном содержании биогенных веществ происходит интенсивное развитие фитопланктона. Низкая прозрачность воды. В верхних слоях часто возникает избыток кислорода, а у дна – значительный недостаток. Все больше приобретает значение детритные и редуцентные цепи. Они становятся единственными в условиях дефицита кислорода и обилия мертвого органического вещества.

Мезотрофный тип – промежуточный тип между олиготрофным и эвтрофным.

Дистрофный водоем – низкая минерализация, незначительное количество биогенных веществ, обильное содержание гумусовых веществ. Водный гумус состоит из труднорастворимых гуминовых кислот и составляет основную массу растворенного органического вещества в водоемах. Низкое развитие фитопланктона. Растворенное органическое вещество составляет 90–98% и лишь 2–10% представлено в форме живых организмов и детрита.

В качестве индикаторов трофического состояния водоемов по Г. Ван Даму (Van Dam et al., 1994) для альгофлоры Украины к настоящему времени установлен 1301 таксон из 2440 известных (Barinova, 2017c; Barinova, Fahima, 2017), относящихся к следующим группам по классификации Г. Ван Дама: олиготрофенты (ot), олиго-мезотрофенты (o-m), мезотрофенты (m), мезо-эвтрофенты (me), эвтрофенты (e), от олиго- до эвтрофентов (o-e) и гиперэвтрофенты (he) (Таблица 39).

Таблица 39. Распределение таксонов альгофлоры Украины по экологическим группам уровня трофности водного объекта. Обозначения групп наши (Barinova, 2017c)

Экологическая группа	Число таксонов	Экологическая группа	Число таксонов
ot	256	e	145
o-m	308	he	9
m	375	o-e	25
me	183		

6.11. Тип питания организмов и их отношение к азоту по Ван Даму

Эффективность функционирования экосистемы водоема может быть охарактеризована исходя из предпочтения типа питания населяющих его водорослей. Известно, что водоросли, как экологическая группа, могут быть как строгими автотрофами, создающими белки только с помощью фотосинтеза, так и в разной степени миксотрофами, переходящими в зависимости от стрессовых факторов, с фотосинтетического механизма образования органического вещества на гетеротрофный.

Группы индикаторов типа питания были выделены для диатомовых водорослей, и составлена система индикаторов в 1994 г. Германом Ван Дамом (Van Dam et al., 1994). Позднее мы расширили списки видов индикаторов из еще нескольких монографических сводок, включающих другие группы водорослей (Van Dam et al., 1994; Coesel, Meesters,

2007; Lenzenweger, 2003 и др.) и дополнили изначальную базу данных по диатомовым. Индикаторы метаболизма потребления азота разделены на 4 группы от автотрофных видов, выживающих при очень низких концентрациях органически связанного азота, до гетеротрофных видов, нуждающихся в постоянно повышенных концентрациях органически связанного азота.

Предпочтительный тип питания (Aut-Het), обозначения групп наши (Barinova, 2017b):

- азотно-автотрофные организмы, обитающие при малых концентрациях органически связанного азота (ats);
- азотно-автотрофные организмы, выдерживающие повышенные концентрации органически связанного азота (ate);
- факультативно азотно-гетеротрофные организмы (миксотрофы), периодически нуждающихся в повышенных концентрациях органически связанного азота (hne);
- облигатно азотно-гетеротрофные организмы (миксотрофы), непрерывно нуждающиеся в повышенных концентрациях органически связанного азота (hce).

Для альгофлоры Украины к настоящему времени выявлены предпочтения типа питания для 305 таксонов из 491 известных (Barinova, 2017b). По определенным предпочтениям типа питания для водных объектов Украины выделяются группы по их принадлежности к используемым механизмам метаболизма азота и типа питания: автотрофные организмы, обитающие при малых концентрациях органически связанного азота (ats) – 152 таксона в альгофлоре Украины; автотрофные организмы, выдерживающие повышенные концентрации органически связанного азота (ate) – 129; факультативно гетеротрофные организмы (миксотрофы), периодически нуждающиеся в повышенных концентрациях органически связанного азота (hne) – 16; облигатно гетеротрофные таксоны (миксотрофы), постоянно нуждающиеся в повышенных концентрациях органически связанного азота (hce) – 8.

ГЛАВА 7. АЛЬГОИНДИКАЦИОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В УКРАИНЕ

Альгоэкологические исследования в Украине формировались наряду с альгофлористическими. Однако исходные данные параллельно с изначальными флористическими исследованиями имели разную направленность и экотопический, и водоемо-типологический характер. Прежде всего, в ранних альгофлористических работах отмечалась приуроченность видового состава водорослей к типу водоема, а со временем – к отдельным его экотопам и формированию водоемо-типологических групп этих организмов. Такая альгоэкологическая характеристика свойственна большинству флористико-гидробиологических исследований разного периода изучения альгофлоры Украины, вплоть до последнего времени (Bilous, Tsarenko, 2018). Однако в современных условиях основополагающим принципом оценки экологического состояния водных объектов является экосистемный подход, суть которого заключается в достаточно широком комплексном представлении как абиотических, так и биотических компонентов (Жукинский и др., 1976; Барина и др., 2006; Окснюк, Давыдов, 2006, 2011; Давыдов, 2009; Дідух, 2012). Такая методология, получившая наименование "экологическая индикация" (Якушин и др., 2006), иногда противопоставляется биоиндикации, понимание которой трактуется в узком смысле – использование индикаторных организмов, показательных в аспекте действий какого-либо фактора (сапробность, галобность, кислотность и т.д.). Однако при таком подходе в оценке антропогенного воздействия нередко этот метод оказывается недостаточно информативным (Семенченко, 2004; Окснюк, Давыдов, 2006). В настоящее время в методологии биоиндикации находится отклик сообществ гидробионтов в целом и альгосообществ в частности на воздействие взаимосвязанных факторов среды. Специфика современного подхода к оценке экологического состояния водных объектов состоит в приоритетном значении биоты и уровне ее изменения, что отражено в Водной Рамочной Директиве 2000/60/ЕС (Directive ..., 2000) и отмечено в "Методике..." (Романенко и др. 1998; Гриценко та ін., 2012) на национальном уровне. Именно реакция биотических компонентов (сообществ, отдельных групп или видов гидробионтов, включая водоросли) отражает совокупное воздействие природных и антропогенных факторов на эти объекты, и рассматривается как наиболее показательная при такого рода изучении. Оценка экологического состояния водных объектов и его изменение под антропогенным воздействием осуществляется на базе сравнительного анализа состава, структуры и обилия сообществ (а также их видового богатства, численности и биомассы) фитопланктона, микрофитобентоса и микрофитоперифитона как важных компонентов водных экосистем (Окснюк и др., 1993, 1994а, б, 2008; Барина и др., 2006, 2015; Дідух, 2012). В основе такой биоиндикационной оценки рассматриваются изменения состава и обилия гидробионтов (альгокомпонентов) указанных биотопов в совокупности с абиотическими показателями. Микроводоросли быстро реагируют на изменения в экологическом состоянии среды обитания, поэтому они являются очень удобным объектом биоиндикационных исследований.

Первые детальные водоемо-типологические работы по формированию таксономического состава водорослей и их характерных сообществ, а также специфических видовых комплексов прудов разного происхождения и типа водообеспечения проведены Д.О. Свиренко (1922а, б, в). В то же время, биоиндикационные работы по определению санитарно-показательного значения отдельных видов или таксономических групп водорослей осуществлены

Л.А. Шкорбатовым (1926а, б, 1928, 1936) при изучении санитарно-гидробиологического состояния р. Сиверский Донец и его бассейна (на примере рек г. Харькова и проектированного водоканала), а позже – водохранилищ Донбасса. Эти работы были направлены на формирование региональной шкалы сапробности, или критическую оптимизацию шкалы Р. Кольквитца и М. Марсона (Kolkwitz, Marsson, 1909) для условий Восточно-Европейской равнины в целом и Украины в частности. К этому периоду относятся работы Д.О. Свиренко (1926) и А.И. Прошкиной-Лавренко (1932), в которых обобщены материалы типологического характера по водотокам, в частности, и установлен отдельный тип "степных осолоненных рек" со своеобразным составом водорослей и наличием индикаторных видов диатомовых. Санитарно-индикаторные исследования проводились как дополнительные при изучении гидробиологического состояния водоемов и водотоков Украины в период формирования системы водохранилищ на р. Днепр, преобразования и изменения экосистем малых рек и развития запрудного рыбного хозяйства, определения роли водорослей в типологии водоемов со стоячей водой и в процессах биологической очистки воды.

Эколого-индикационная, флористико-типологическая направленность работ и формирование представлений о специфике видового состава водорослей отдельных типов водоемов, а также анализ полученных данных способствовали признанию ведущей роли этих организмов в диагностике водоемов и водотоков, их экологического состояния, специфики и особенностей. Г.М. Паламарь (1953) выявила своеобразие таксономического состава водорослей разного типа болот в зависимости от степени их трофности, а Н.П. Масюк (1958, 1959а, б) и Д.О. Радзимовский (1960) – озерного и прудового водорослевого комплекса в зависимости от биотических и абиотических факторов в северных регионах Украины. Кроме того, отмечена диагностическая роль водорослей в реконструкции экологических параметров в предыдущие геологические эпохи (голоцен) и характера существовавших водоемов в это время (Оксиук, 1957). Попытку выявления экотопической специфики таксономического состава водорослей к растительному субстрату осуществила Н.А. Мошкова (1953). Наряду с этим, установлена специфика распределения водорослей-макрофитов и их ресурсных показателей в сублиторальной зоне северо-западной части Черного моря от градиента солености (Еременко, 1968), а также фитосапробный состав водорослей-макрофитов Черного моря и предложены виды-индикаторы конкретных флористических районов и эвтрофированных участков акватории (Калугина-Гутник, 1975). Кроме того, определены индикаторы среди диатомовых водорослей для сильнозагрязненных морских акваторий сублиторали Одесского района Черного моря (Гусяков, 1978).

В конце 70-х начале 80-х гг. XX века обращено внимание на индикаторную роль почвенных водорослей как показателей загрязнения окружающей среды в промышленных зонах предприятий химической промышленности Донбасса, и показано, что степень развития альгофлоры в техногенно нарушенных почвах и определенный видовой состав водорослей являются показательными и характеризуют определенные зоны загрязнения (Липницкая, 1974; Хижняк, Дацун, 1982; Мальцева, 2009; Мальцева, Баранова, 2014; Шеховцева, 2016 и др.). Кроме того, обнаружена зональная специфика систематической структуры и видового состава почвенных водорослей природно-климатических зон Украины, а также отдельных типов фитоценозов и ее своеобразие в условиях мегаполиса (Костиков, 1991а, б; Демченко та ін., 1993; Романенко та ін., 1993; Molozhanova et al., 1995;

Солоненко, Костиков, 1995; Леванец, 1998; Костіков та ін., 2001; Мальцева, 2009; Щербина, 2012).

С начала 90-х годов XX века активно используются индикаторные показатели водорослей в региональных и типологических исследованиях. Сведения о качестве воды Припятского региона Украинского Полесья, а также видового состава водорослей и степени количественного развития видов-индикаторов сапробности в условиях крупномасштабной мелиорации региона привел А.Ф. Крахмальний (1990). На диагностическую значимость альгосообществ (непосредственно, альгосоюзов) и индикаторных синтаксонов с конкретизацией отдельных видов диатомовых водорослей при характеристике экологических условий некоторых рек Горного Крыма и р. Тиса Украинских Карпат указывала Л.Н. Бухтиярова (1999; Bukhtiyarova et al., 1996).

Флористико-экологические исследования водорослей водоемов Днепро-Орильского природного заповедника проведены О.В. Герасимовой (2006а), в результате которых установлено наличие 426 видов (445 ввт) индикаторов сапробности (63,6% общего видового состава). Индикаторные виды распределены между 5 основными и 10 переходными зонами сапробности (отсутствуют только бета-полисапробы). Основное количество индикаторов относится к диапазону олиго- и альфа-мезосапробной зоны (418 ввт – 93,9% показательных форм), среди которых доминирующую группу формируют бета-мезосапробы (215 – 48,3%, соответственно). Кроме того, к группе индикаторов олиго-альфа- и ксеносапробной зоны принадлежат 19 ввт, а к полисапробной – 8. Рассчитанные индексы сапробности находились в пределах 1,61 – 2,35, располагаясь в рамках бета-мезосапробной зоны и зависели от типа водоема, его проточности и сезона года. Среднее значение индекса сапробности составляло 1,89, что соответствует олиго- альфа-мезосапробной зоне, III классу качества вод – "удовлетворительно" чистая, разряда качества "достаточно чистая" (Герасимова, 2006а). Наряду с этим выявлено 286 видов (308 ввт – 42,7% общего видового состава водорослей заповедника) индикаторов солёности воды, из которых наиболее многочисленно представлена группа индифферентов – 71,3%, а менее разнообразно – галлофилов (6,8%) и галлофобов (0,8%). Обнаружены также 159 видов (178 ввт – 23,9%) индикаторов по отношению к рН среды, из которых группу индифферентов составляли 9,5% видов, алкалибионтов – 2,8%, а ацидофилов – 1,7%. По результатам проведенных исследований установлено, что видовой состав водорослей заповедника характерен для пресноводных водоемов с нейтральной и слабощелочной реакцией среды, при удовлетворительном качестве воды.

Высокий уровень зависимости между морфофункциональной организацией водорослей-макрофитов черноморского бассейна и уровнем их продукционного процесса, а также наличие эмпирических данных, характеризующих структуру бентосной растительности во всем спектре автотрофного процесса от олиготрофных условий Антарктического побережья до гипертрофного уровня плавневых экосистем устья Дуная (Украина), дал возможность предложить трофо-сапробионтную классификацию водной среды на базе параметров поверхности бентосных водорослей (Миничева, 1998). В то же время, на степень и характер изменчивости таксономических групп водорослей-макрофитов Черного моря в региональной представленности видов-индикаторов сапробности и их процентном соотношении в географическом аспекте указал И.И. Маслов (2004). Аналогичные исследования для прикарпских и Одесского альгофлористических районов, а также установление характера антропогенной трансформации их макрофитобентоса проведены Ф.П. Ткаченко (2007). Автором установлено, что преобладающей группой

водорослей-макрофитов украинской акватории Черного моря по отношению к сапробности воды являются олигосапробы (52,7%), в то время как роль мезосапробов и полисапробов менее выражена (29,2% и 18,1%, соответственно). Однако отмечена также региональная альгоспецифика – олигосапробы доминируют в более чистых прикрымских флористических районах (Каркинитская затока, Ягорлыцко-Тендровско-Джарылгачско-Перекопский) и Филлофорном поле Зернова, а мезосапробы – в районе Одесского берега и лиманных акваторий. Такая представленность и соотношение сапробионтных групп водорослей-макрофитов указывает на довольно значительную эвтрофикацию вод северо-западной части Черного моря. При этом наблюдаемая антропогенная трансформация микрофитобентоса сопровождается сокращением видового разнообразия и сменой олиго- и мезосапробов на полисапробные виды. Соотношение и представленность галобных форм водорослей исследованных регионов указывает на особенности формирования данной альгофлоры, существующие экологические условия водной среды обитания и степень опресненности / солёности, т.е. влияние поступлений пресноводных стоков. Для исследованного региона эти показатели соответствовали таким данным – морские формы (~50%), солоноватоводно-морские (~22%), солоноватоводные (>18%), пресноводные (>11%). Наряду с этим, сравнительный анализ по комплексному фактору солёности трех самых крупных лиманов юга Украины (Тилигульского, Куяльницкого и Хаджибейского) показал, что динамика изменений количества индикаторных групп среди диатомовых водорослей во многом зависит от изменения солёности и рапического фактора, особенно в закрытых и полузакрытых лиманах (Ковтун, 2012). Автором отмечено заметное преобладание морских полигалобов этой группы водорослей в Черном море, в отличие от сравниваемых лиманов с нестабильной солёностью, где доминирующий комплекс состоит из мезогалобов и олигогалинных галлофилов. Кроме того, установлено, что наиболее многочисленной в исследованных лиманах является группа бета-мезосапробов, а количество видов-индикаторов претерпело значительные колебания. В Куяльницком лимане за последние 30 лет при росте уровня солёности зарегистрировано увеличение бета-мезосапробов с 23,3% до 35,3% (и уменьшение альфа-мезосапробов – 72,1% до 55,9%). В это же время, при аналогичных условиях отмечено незначительное увеличение числа бета-мезосапробов (28,0% до 29,8%) и однопроцентное уменьшение альфа-мезосапробов, а также наличие многочисленной группы (43,7%) видовых и внутривидовых таксонов с неопределённым типом сапробности (Ковтун, 2012).

В начале 2000-х годов проведено изучение диатомовых водорослей в озерах Шацкого национального парка (Волинская область, Шацкий альгофлористический район) и оценку качества их вод по методикам, определённым Нормами и Стандартами стран ЕС согласно "Водной рамочной директиве 2000/60/ЕС" (Directive ..., 2000). В пробах перифитона исследованных озёр обнаружено 207 видов-индикаторов (Кривенда, 2008), которые использованы для оценки качества вод согласно методики диатомовых индексов (Prygiel et al., 1999). В результате проведенных работ, выявлен комплекс видов-индикаторов сапробности по индексу Сладечека, который насчитывал 133 таксона (64% от общего количества видов) с разной чувствительностью к органическому загрязнению. Наряду с этим, отмечены 130 таксонов-индикаторов (63%) трофического статуса (олиготрафенты-гипертрафенты), 123 вида-индикатора общего качества вод согласно биологического диатомового индекса и 189 видов-индикаторов уровня органического загрязнения и эвтрофирования (Кривенда, 2008). Показано, что спектр индикаторных видов

специфического загрязнения является наиболее богатым в сравнении со спектрами индикаторных таксонов для расчета других индексов и он рассматривается как наиболее точный в условиях исследованного региона. Установлено, что уровень органического загрязнения и эвтрофирования озер Шацкого национального природного парка является "слабым" или "средним", с преобладанием вод альфа-олиго – бета-мезосапробной зоны, а большинство водоемов принадлежит к мезотрофному типу и II классу ("хорошее" качество) общего качества вод (Кривенда, 2008). Проведенные исследования позволили вычленить озеро Озерце и Малое Черное как референтные, согласно требованиям Водной рамочной директивы.

В это же время, при изучении альгофлоры водоемов природного заповедника "Медоборы" выявлено 143 вида-индикатора (149 ввт) сапробности, что составляет 75,7% общего видового разнообразия заповедника (Герасимова и др., 2009). Индикаторные виды относятся к 4 основным и 10 переходным зонам сапробности. Преобладали среди них бета-мезосапробные формы – 46 таксонов, или 30,9% всех индикаторных форм. Большинство видов-индикаторов тяготеют к олигосапробным зонам (ксено – олиго-альфа-). В этом диапазоне сосредоточено 53,0% индикаторов, в то время как диапазону бета-альфа – альфа- соответствует только 16,1%. Это свидетельствует о достаточно хорошем санитарно-биологическом состоянии воды в водоемах заповедника. К видам-индикаторам сапробности относятся 75,7% видов, среди которых преобладают бета-мезосапробные формы с общим уклоном в сторону олигосапробной зоны. Полученные данные свидетельствуют об альгофлористической репрезентативности заповедника как охранной территории, показательности в сохранении видового состава водорослей Украины и о достаточно хорошем состоянии водоемов на территории заповедника "Медоборы" (Герасимова и др., 2009).

При оценке современного состояния экосистемы киевского участка Каневского водохранилища и установления приоритетных природных и антропогенных факторов, которые его определяют, на базе анализа видового, таксономического, структурного и количественного разнообразия фитопланктона, интенсивности продукционно-деструкционных процессов и их соотношения, формирования самоочистительного потенциала и качества воды выявлено, что в системе "река Десна – устье – водохранилище" наиболее низкое качество воды в верхнем участке водохранилища: составляющая видов-индикаторов ксено- и олиго-сапробности, которые развиваются в чистой воде р. Десны, составляла 36%, в водохранилище – 11%, а индикаторов альфа-мезосапробной зоны – соответственно, 14% и 33% (Щербак, Майстрова, 2001). Отмечено, что сапробиологическая ситуация реки за последний 60-летний период претерпела значительные изменения в сторону повышения уровня сапробности – увеличение количества видов-индикаторов альфа-мезосапробной зоны в 90-е годы XX века, как следствие прогрессирующего антропогенного влияния на речную экосистему и, прежде всего, возросшего органического загрязнения. В то же время, в системе "р. Лыбедь – устье – водохранилище" до 40% видов-индикаторов относились к альфа-мезосапробной зоне в водохранилище, тогда как в устье р. Лыбедь их составная не превышала 25%, а количество ксено-, олиго-сапробионтов составляло в реке и водохранилище 50% и 40%, соответственно (Щербак, Майстрова, 2001). Наряду с этим, при изучении фитопланктона р. Десны как показателя состояния речной экосистемы обнаружено, что кризисные явления, которые локализованы в пределах г. Чернигова и связаны с чрезмерным загрязнением русла Десны и ее притоков Стрижень и Белоус, сопровождались массовым развитием водорослей-индикаторов органического

загрязнения и упрощением структуры сообществ (Середа, 2008). Кроме того, при оценке качества воды и установлении трофического статуса р. Десны с использованием показателей фитопланктона в пространственно-временном аспекте состояние речной экосистемы оценено как "удовлетворительное" и река отнесена к рангу эвтрофных водотоков. Вместе с тем, проведена оценка экологического состояния водных объектов (на примере Каневского водохранилища) по сообществам микрофитобентоса, которая направлена на установление характера и степени воздействия антропогенных факторов, приводящих к ухудшению состояния водных экосистем, снижению качества окружающей человека природной среды, водных и биологических ресурсов для хозяйственного использования. В соответствии с Рамочной Директивой ЕС по водной политике (Directive ..., 2000) основная роль при оценке экологического состояния водных объектов отводится биоиндикации по степени отклонения состава и обилия сообществ от исходных эталонных в ненарушенных или очень слабо измененных условиях (Оксиук, Давыдов, 2006). При изучении микрофитобентоса, были установлены основные эколого-морфологические группы водорослей этого экотопа и представлена экологическая характеристика видов, входящих в их состав (Оксиук и др., 2008). Диагностические виды рассматривались как определяющие при формировании наименований альгоценозов микрофитобентоса, биотопической приуроченности, а некоторые из них для индикации антропогенного загрязнения, уровня сапробности и трофности водных объектов.

Наряду с этим, проведено изучение экологического состояния урбанизированных пойменных водоемов и дана оценка качества их воды в водоемах придаточной сети речного участка Каневского водохранилища в окрестностях г. Киева (Тімченко, Дубняк, 2009; Тімченко, 2011). Согласно результатам анализа фитопланктона и фитобентоса установлено, что в исследованных водоемах произрастают от 50 до 64 видов-индикаторов (конкретные водоемы отличаются по их количеству) и характеризуют загрязнение водной толщи от категории "очень чистая – чистая вода" по наличию ксено-олигосапробов до "грязная – очень грязная" по альфа-полисапробам. Показано, что виды-индикаторы в фитопланктоне залива Берковщина составляют 62% от общего количества и по всей акватории доминируют бета-мезосапробы, а качество воды соответствует категории "умеренно загрязненная" – "грязная" при значениях индекса сапробности по численности 2,01–2,54, а по биомассе – 2,05–2,58. Кроме того, установлено, что худшим качеством воды характеризуется литораль залива (Тімченко, Дубняк, 2009). Однако водная масса исследованных водоемов залива Осокорки в зимний период соответствует категории "удовлетворительно чистая" – "умеренно загрязненная" с тенденцией к ухудшению в наиболее удаленном участке от водохранилища и возрастанию индекса сапробности от 1,83 до 2,01 (Тімченко, 2011). Лотические и лентические условия верхней части Каневского водохранилища охарактеризованы также с использованием экологических характеристик водорослей: местообитания, реофильности, температурного режима, pH, солёности (Задорожна, 2016).

Вопросу экотопической приуроченности при изучении водорослей перифитона днепровских водохранилищ также была отведена важная роль. Установлено, что на распределение перифитонных водорослей в значительной степени влияет тип субстрата. На субстрате разного типа (твёрдый искусственный неорганический субстрат, высшие водные растения и зеленые нитчатые водоросли) формируются сообщества водорослей, отличающиеся по видовому составу и его богатству, флористическо-таксономическим спектрам ведущих семейств и родов, составу

доминирующих видов и интенсивности развития. Особого внимания заслуживает субстратная приуроченность отдельных таксономических групп водорослей. Так, продемонстрировано, что наиболее сильно от обрастаний других типов субстрата отличался фитозеифитон зеленых нитчатых водорослей. Несколько большее сходство установлено между видовым составом водорослей обрастаний твердого искусственного неорганического субстрата и высших водных растений. При этом наибольшим сходством характеризуется видовой состав Bacillariophyta и довольно сходный – Chlorophyta. Видовой состав Cyanophyta, Euglenophyta и Charophyta, обитающих на исследованных типах субстрата, значительно отличался. Полученные данные свидетельствуют о том, что менее избирательны к типу субстрата Bacillariophyta и, в меньшей степени, Chlorophyta. В тоже время выявлена четко выраженная приуроченность Charophyta и Euglenophyta к зарослям высших водных растений, а Cyanophyta ("класс Hormogoniophyceae") – к твердому искусственному неорганическому субстрату (Шевченко, 2011).

Экологическое состояние Киевского водохранилища, пострадавшего от интенсивного загрязнения в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции в 1986 году, оценено с помощью видовых характеристик эпифитных водорослей, которые были выявлены на высших водных растениях (Шевченко, 2006; Klochenko et al., 2014). В фитозеифитоне Киевского водохранилища обнаружено преобладание обитателей медленно текущих и умеренно теплых вод, алкалифилов, индифферентных организмов по отношению к солености воды, азот-автотрофные таксоны, переносящие повышенные концентрации органически связанного азота, бета-мезосапробы и эврисапробы (по отношению к органическому загрязнению), а также эвтрофные организмы (индикаторы трофического состояния). В результате сравнения исходных результатов с литературными данными, полученными до аварии, было установлено, что за период около 30 лет (с 1970-х по 1980-е годы и в 2010–2013 гг.), таксономическая структура фитозеифитона оставалась почти неизменной. В то же время интенсивность процессов эвтрофикации, подщелачивания и термофикации возросла.

Изучением экосистем водоемов Киева в условиях влияния факторов урбанизации довольно длительное время занимались исследователи Института гидробиологии (Романенко та ін., 2015). С помощью индикаторных параметров фитопланктона оценено экологическое состояние оз. Бабье, индекс сапробности составил 1,85, доля ксено-, олиго-сапробов – 29%, доля альфа-, поли-сапробов – 11%. Используя также другие показатели развития фитопланктона, дана характеристика экологического состояния этого озера, соответствующая уровню "хороший" (Щербак та ін., 2009). Также, используя индикаторные параметры развития фитопланктона, оценена степень сапробности оз. Кирилівське. По индексу сапробности – 1,97, охарактеризовано состояние водоема как "удовлетворительное", при этом доля альфа-, поли-сапробов – 15% указывала на "плохое" состояние озера. Обобщенная характеристика, а также и ряд других параметров, показала экологическое состояние водоема, соответствующее уровню "плохой". Кроме того, исследуя фитопланктон оз. Вербное и оз. Синее, установлено, что вода по сапробиологической характеристике принадлежала к категории мезосапробной (Щербак, 2005).

Особенности экологического состояния прудов "Голосеевского" НПП (Ореховатских, Китаевских, Дидоровских), расположенных в черте г. Киева, оценили с помощью индикаторных характеристик водорослей (Клоченко и др., 2006; Клоченко, Царенко, 2007; Клоченко, Шевченко, 2017). Результаты проведенных исследований показали, что в трех системах прудов характер распределения

индикаторов солености был сходным. Относительно индикаторов температурного режима, наибольший вклад обитателей умеренно теплых вод отмечен для Китаевских прудов с максимальной температурой воды. Распределение индикаторов рН водной среды также было неравномерным. Так, в системе Китаевских прудов при более высоких средних значениях рН воды в летний период доля алкалифилов была выше, а доля индифферентов ниже, чем в других системах прудов. Важно также отметить, что в системе Ореховатских прудов, часть эвтрофных организмов, а также автотрофов, которые развиваются при повышенных концентрациях азотсодержащих органических соединений, и эврисапробов (обитателей умеренно загрязненных вод) была выше, чем в других прудах. Проведенные исследования свидетельствуют о более интенсивном загрязнении этих водоемов биогенными элементами и органическими веществами, что также подтверждается данными прямых гидрохимических измерений (Клоченко, Шевченко, 2017).

Биоиндикационный анализ, с учетом особенностей развития фитоэпифитона разнотипных водоемов г. Киева, проведен для отображения степени загрязнения и деградации урбанизированных территорий. Показана роль эпифитных водорослей как надежных природных биоиндикаторов, в связи с их прикрепленным способом существования и способностью накапливать разнообразные загрязняющие вещества (Харченко та ін., 2008). Осуществленный анализ распределения индикаторных форм водорослей показал, что в водоемах Киева преобладают пресноводные водоросли, по отношению к активной реакции водной среды доминируют алкалифилы и нейтрофилы. Среди индикаторов температурных условий в наибольшем количестве выявлены виды –индифференты. По отношению к динамике водных масс в исследованном эпифитоне преобладали виды, которые способны обитать как в стоячих водоемах, так и в водотоках. В исследованных водоемах наибольшим количеством были представлены бета-мезосапробионты, что указывает на умеренную загрязненность этих водоемов нетоксическими органическими веществами.

Учеными также проанализирован видовой состав водорослей, обнаруженных в разных биотопах в озерах г. Киева (Клоченко и др., 2013). Авторы подчеркивают роль высокой степени адаптации водорослей к экологическим условиям в определенных биотопах, которую следует учитывать при оценке экологического состояния водоемов. Так, показано, что в толще воды, а также в обрастаниях высших водных растений постоянно встречаются водоросли из других биотопов (около 40% общего числа видов в определенной экологической группировке). Среди 113 видов (116 ввт) водорослей, обнаруженных также в планктоне и в эпифитоне, 53 вида приурочены к толще воды, 30 – к обрастаниям высших водных растений, 25 (28 ввт) редко и в большом количестве встречались в обоих биотопах, и только пять видов водорослей с одинаковой частотой и обилием отмечены в планктоне и в эпифитоне (Клоченко и др., 2013).

Индикационное значение фитопланктона и конкретных видов диатомовых водорослей и цианопрокариот отмечено в определении концентрации загрязнителей воды, содержащихся в выбросах промышленных предприятий и бытовых сточных вод водоемов урбоэкосистем, на примере г. Луганска (Комісова та ін., 2012). Наряду с этим, в методическом аспекте показано, что определение замедленной флуоресценции хлорофилла водорослей при альгоиндикации загрязненных водоемов Донбасса может рекомендоваться для экспресс-анализа как наиболее эффективный метод, который показал себя в мировой практике (Лялюк, 2012).

В последнее время предпринята попытка эколого-биологической характеристики видового состава индикаторов таксономических групп Cyanophyta, Euglenophyta, Struportophyta, Chrysophyta и Charophyta (Desmidiaceae) континентальных водоемов Украины (Горбулин, 2011, 2013, 2014 а, б; 2015). В результате проведенного обобщения литературных и оригинальных данных выделены экологические группы по отношению к температуре, галобности, рН, типологии водоемов, сапробности и географическому критерию, а также дополнены некоторые характеристики отдельных видов-индикаторов. Наряду с этим, по результатам комплексных исследований фитопланктона выростных рыбоводных прудов и проведенной оценки качества воды в них при внесении удобрений установлено, что большинство видов-индикаторов доминирующего альгокомплекса относятся к группе бета-мезосапробов (до 77,1%) (Грициняк та ін., 2014). Показатели значений индексов сапробности в опытных и контрольных прудах не выходили за пределы бета'-бета''-мезосапробной зоны, а средние значения индексов сапробности находились в пределах 1,97-2,01. По составу видов-доминантов в фитопланктоне и видов-индикаторов сапробности исследованные рыбоводные пруды отнесены к классу "умеренно загрязненных" III-го класса качества вод, а их экологическое состояние характеризуется как "относительно удовлетворительное" (Грициняк та ін., 2014).

В тоже время, при использовании метода биоиндикации для оценки состояния р. Южный Буг установлено, что в толще воды верхнего и среднего участка реки преобладают планктонные и планктонно-бентосные виды водорослей, а также индикаторы средней проточности вод, умеренного температурного режима, слабощелочных вод и индифференты по отношению к рН и уровню солености (Белоус, 2014). Речная вода исследованных участков реки по уровню органического загрязнения согласно методу Пантле-Бука (в модификации Сладечека) отнесена к III классу качества вод, а согласно системе Ватанабе – характеризовалась умеренным содержанием органических соединений. В толще воды верхнего и среднего участка этой реки преобладали индикаторы эвтрофных вод и автотрофные организмы, которые выдерживают повышенные концентрации азотсодержащих органических соединений. Согласно интегральных критериев оценки экологического состояния р. Южный Буг с использованием индексов RPI (индекс загрязнения реки) и WESI (индекс состояния водной экосистемы) отмечена высокая самоочистительная способность речной экосистемы и принадлежность воды исследованных участков, в большинстве случаев, к классу "вода удовлетворительного качества" (Белоус, 2014). Кроме того, при оценке экологического состояния нижнего участка реки на основании состава и обилия планктонных водорослей во взаимосвязи с абиотическими компонентами водной среды и значениями указанного индекса WESI установлено, что функционирование фитопланктона обеспечивает достаточный уровень самоочищения воды на исследованном участке (Белоус и др., 2016).

Наряду с этим, проведен анализ биоиндикационных особенностей фитопланктона для характеристики участков среды с одинаковыми условиями, которые сформировались под влиянием специфических внутриводоемных процессов в водохранилище Сасык (Bilous et al., 2016). В результате этих исследований данный водоем охарактеризовать как имеющий умеренный температурный режим, воду по содержанию солей близкую к пресной, низкую кислотность и низкую щелочность, стоячие или слабо подвижные водные массы, средне обогащенные кислородом, умеренно загрязненные, III класса качества, эвтрофные, в основном, с умеренной концентрацией соединений азота. Отмечено наличие видов-индикаторов

определенных групп по всей акватории водохранилища, однако их распределение оказалось неравномерным, что характеризует неоднородность некоторых абиотических условий в водоеме. Кроме того, исследования показали, что данные измерений некоторых показателей (температура, кислород, соленость) по станциям не всегда совпадают с данными биоиндикации при условии малой амплитуды изменения средовых параметров. Для получения полной и детальной картины экологической ситуации на водоеме необходимо объединять разные методы исследований – метод биоиндикации и стандартные гидрологические и гидрохимические методы натуральных исследований. Поэтому, в дальнейшем, целесообразно оценивать экологическое состояние данного водоема не по отдельным станциям, а по районам, проводя сезонные сборы.

С помощью метода биоиндикации дана характеристика экологического состояния Славянских соленых озер и установлены направления его модуляций, дополнены сведения о биоиндикационных возможностях некоторых видов водорослей, в частности, по индикаторным реакциям на количественные показатели отдельных химических элементов (Климюк, 2015). Наряду с этим, в толще воды соленых озер РЛП "Славянский курорт" установлено преобладание бентосных и планктонно-бентосных видов водорослей. Превалирование групп индикаторов свидетельствует об умеренном температурном режиме, достаточной насыщенности вод кислородом, значительном содержании хлоридов, слабо щелочной рН, незначительном уровне органического загрязнения. Воды озер относятся к II–III классу качества воды. Анализ типа питания водорослей и их отношения к количеству азотсодержащих органических соединений, а также трофическое состояние озер свидетельствуют о нетоксичности антропогенной нагрузки на исследуемые озера в настоящее время.

При изучении разнообразия водорослей водоемов Деснянского альгофлористического округа отмечено преобладание групп видов-индифферентов галобности и рН среды (50,3% и 47,7%, соответственно), что позволяет охарактеризовать состав водорослей как приуроченный к пресноводным водоемам с нейтральной реакцией среды (Жежера, 2015). Индикаторами сапробности воды оказались 59,6% видового состава, среди которых преобладали олиго- и бета-мезосапробные формы, а среднее значение индекса сапробности исследованных водоемов соответствовало бета-мезосапробной зоне, III классу качества вод – "удовлетворительно чистая".

Альгоиндикационные исследования в Украине остаются актуальным современным методом оценки не только качества воды, но и состояния водной экосистемы в целом, поскольку охватывают широкий спектр показателей и имеют в своей основе экологические предпочтения видов. В заключение следует отметить, что большинство альгологов, используют полученные ими списки водорослей для характеристики экологического состояния изучаемых ими водоемов. Однако публикации всех украинских исследователей перечислить здесь не представляется возможным, и авторы не ставили перед собой такой задачи. Ценность этого раздела в обозначении масштабности использования индикационных характеристик водорослей при разностороннем изучении водоемов. Авторы приносят свои извинения тем ученым, чьи работы не вошли в этот раздел, однако их вклад при этом крайне важен для понимания закономерностей, а также объяснения изменений, которые происходят в водных объектах Украины.

ГЛАВА 8. ПРИМЕРЫ ПРИМЕНЕНИЯ КОМПЛЕКСНОЙ БИОИНДИКАЦИИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

В течение последних нескольких лет нами разработана система комплексной оценки водных объектов биоиндикационными методами по водорослям (Барина и др., 2006). На ее основе были сделаны оценки состояния водных экосистем по разнообразию водных организмов, а также качества воды на примере различных типов водных объектов от лентических, озер и водохранилищ, до лотических, таких как быстрые и медленно текущие реки и их притоки. Это дало нам возможность охарактеризовать не только состояние водного объекта, но и проследить пространственную и временную динамику его биоиндикационных характеристик. Биоиндикационные методы использовались для анализа различных в типологическом и географическом аспектах водных объектов (Барина и др., 2006; Barinova, 2011a; Barinova, Krassilov, 2012). Работы велись коллективами авторов под руководством проф. С.С. Бариновой с применением методов биоиндикации и выполненными ею статистическими расчетами по материалам, собранным украинскими коллегами в разнообразных водных объектах Украины – Сасыкское водохранилище, река Южный Буг, водоем-охладитель ХАЭС, Славянские озера, Киевское водохранилище и др. Ниже приводятся примеры биоиндикации для водных объектов Украины.

8.1. Киевское водохранилище

В качестве одного из примеров применения комплексной биоиндикации в оценке динамики экосистемы Киевского водохранилища на основе видового богатства и численности фитопланктона, выявленного коллегами из Гидробиологического института НАНУ в порядке работ, осуществленных коллективом соавторов (Klochenko et al., 2014), можно показать возможности предлагаемого метода (Барина и др., 2015; Barinova, 2017c).

После того, как выявленный видовой состав водного объекта был совмещен с базой данных по экологическим предпочтениям видов-индикаторов, составлен список индикаторных таксонов Киевского водохранилища по 10 параметрам среды.

Основным критерием для заключения по биоиндикационному анализу является местоположение на гистограмме групп индикаторов каждой средовой переменной для выделения преобладающей в видовом отношении методом определения стандартного отклонения (STDEV) выявленного распределения. Важно при этом, чтобы экологические группы на гистограмме располагались в порядке увеличения индицируемого параметра. Таким образом, группы индикаторов предпочтений типа местообитания на рисунке 23 помещены по направлению усиления связи с субстратом справа налево. Тот же порядок использовался для гистограмм биоиндикации на рисунках 24–27.

Итак, на рисунке 23 видно, что видовое богатство фитопланктона Киевского водохранилища (Klochenko et al., 2014), как видно по линиям STDEV, уменьшается с 1970 по 2011 год в целом и по каждому отделу в частности. Полиномиальные линии тренда имеют сходную форму и похожее расположение вершин. Динамика видового богатства в течение изученного периода также демонстрировала низкую флуктуацию разнообразия фитопланктона, однако можно видеть усиление участия эвгленовых водорослей и цианобактерий в последний период.

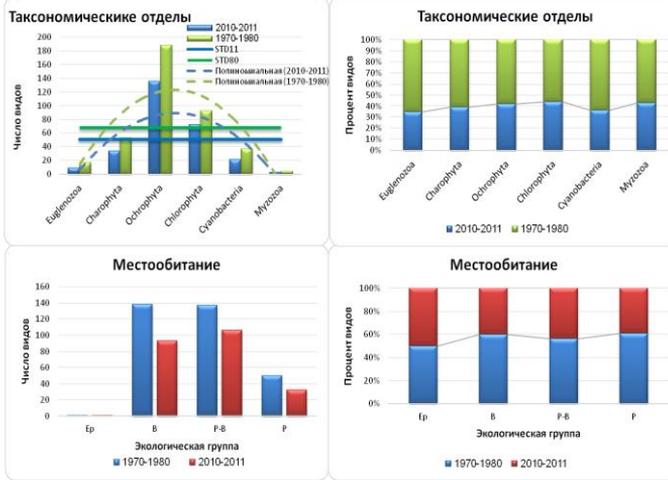


Рисунок 23. Биоиндикация динамики экосистемы Киевского водохранилища в 1970–1980 и 2010–2011 гг. по видовому богатству водорослей и предпочтению типа местообитания: Ep – эпибионты, B – бентосные виды, P-B – планктонно-бентосные виды, P – планктонные

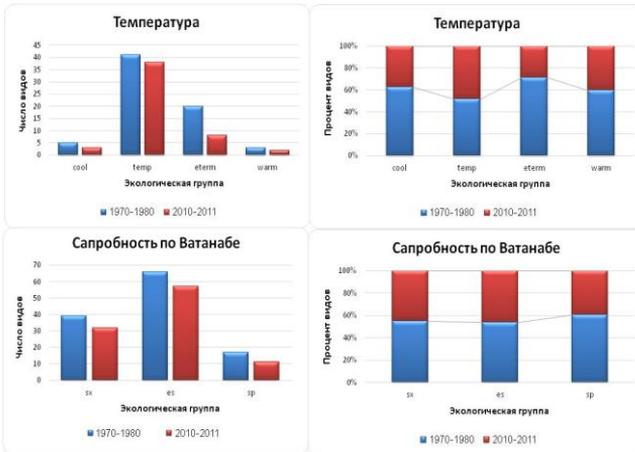


Рисунок 24. Биоиндикация индикаторов органического загрязнения по Ватанaбе и температуры воды Киевского водохранилища в 1970–1980 и 2010–2011 гг. на основе встречаемости диатомовых водорослей: sx – сапроксены, es – эврисапробы, sp – сапрофилы

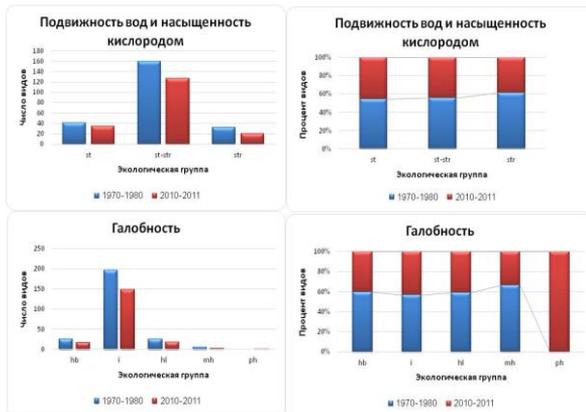


Рисунок 25. Биоиндикация динамики экосистемы Киевского водохранилища в 1970–1980 и 2010–2011 гг. по текучести вод и их обогащенности кислородом (st – виды, предпочитающие стоячие воды, str – виды, предпочитающие текущие воды, st-str – индифференты, или виды, предпочитающие воды умеренной текучести) и по солонности воды (hb – гaлoфoбы, i – индифференты, hl – гaлoфилы, mh – мезогaлoбы, ph – полигaлoбы)

Такую же тенденцию можно наблюдать и в предпочтениях связи с субстратом с незначительным увеличением доли планктонно-бентосных видов. Уменьшение видового богатства при сходном процентном соотношении в отделах означало, что антропогенное воздействие в части органического загрязнения на экосистему Киевского водохранилища уменьшилось после катастрофы на Чернобыльской АЭС 1986 года, а скорость течения вод незначительно возросла (Klochenko et al., 2014).

Результаты биоиндикации продемонстрировали уменьшение количественной представленности индикаторов температурного режима, а также индикаторов сапробности, среди диатомовых водорослей (Рис. 24). Можно видеть, что доля холодолюбивых и эвритермных видов, а также диатомовых индикаторов повышенного органического загрязнения, несколько уменьшилась во времени после катастрофы. Это отражает снижение общей антропогенной нагрузки территории водосборного бассейна, закрытой после 1986 г.

Биоиндикация доступного кислорода показывает небольшое снижение показателей хорошо насыщенных кислородом вод в период после Чернобыля. В то же время, число индикаторов повышенных категорий солёности воды несколько снижается, хотя возникает присутствие полигалобных видов, однако в целом большинство альгоиндикаторов указывает на пресноводный режим водоема (Рис. 25).

Распределение индикаторов рН воды говорит о слабощелочных условиях в водоеме, но после 1986 года количество видов в индикаторных группах повышенной щёлочности заметно увеличивается (Рис. 26). Индикаторы типа питания продемонстрировали преобладание автотрофных видов, но со временем, после Чернобыля, было увеличено количество факультативных гетеротрофов, хотя более зависимые по типу питания гетеротрофы несколько снизили свое присутствие. Такая ситуация может быть объяснена обогащением растворенной органикой водохранилища с увеличением притока грунтовых вод, причем даже увеличившаяся в последние годы концентрация органики вполне нейтрализовалась процессом фотосинтеза, что говорит о достаточном потенциале самоочищения водохранилища.

Анализ распределения по группам индикаторов трофического состояния показывает (Рис. 27), что в период исследований были представлены все индикаторные экологические группы. Временные колебания доли индикаторов этого показателя демонстрируют резкое уменьшение числа олиготрофных и олигомезотрофных видов на фоне общего преобладания эвтрофных видов, что указывает на увеличение трофического уровня экосистемы Киевского водохранилища после Чернобыльской катастрофы. Биоиндикация качества воды показала преобладание видов-индикаторов II и III классов, однако со временем проявилось некоторое увеличение индикаторов V класса, что может быть объяснено реакцией экосистемы водохранилища на несколько возросший приток органики с грунтовыми водами (Рис. 26) после катастрофы 1986 года, вызывающий также повышение трофности водохранилища.

В результате биоиндикация представляет не только характеристику состояния экосистемы водохранилища как пресноводного, слабощелочного, эвтрофного, со средними уровнями органического и кислородного насыщения его вод, но также временную динамику основных средовых параметров после Чернобыльской катастрофы в сторону уменьшения видового богатства, увеличения рН воды, солёности, растворенного органического вещества и трофического уровня. Этот результат отражает увеличение роли щелочных подземных вод с более высоким уровнем органического загрязнения, несмотря на закрытие территории речного

бассейна до Киевского водохранилища для антропогенной деятельности в период после Чернобыльской катастрофы 1986 года.

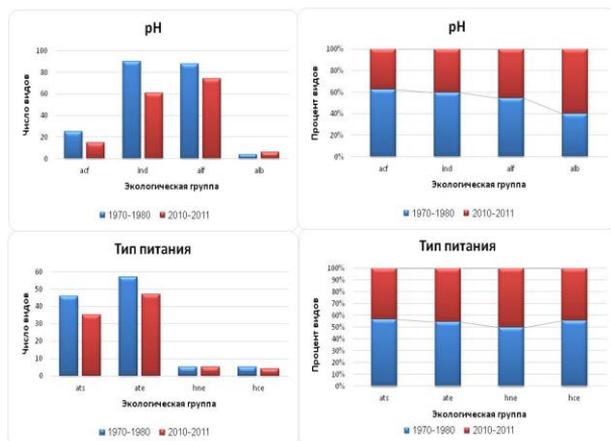


Рисунок 26. Биоиндикация динамики экосистемы Киевского водохранилища в 1970-1980 и 2010-2011 гг. по типу питания водорослей – азотно-автотрофные организмы, обитающие при малых концентрациях органически связанного азота; ate – азотно-автотрофные организмы, выдерживающие повышенные концентрации органически связанного азота; hne – факультативно азотно-гетеротрофные организмы (миксотрофы), периодически

нуждающихся в повышенных концентрациях органически связанного азота; hce – облигатно азотно-гетеротрофные организмы (миксотрофы), непрерывно нуждающиеся в повышенных концентрациях органически связанного азота) и pH (асф – ацидофилы, инд – индифференты, алф – алкалофилы, аль – алкалобионты)

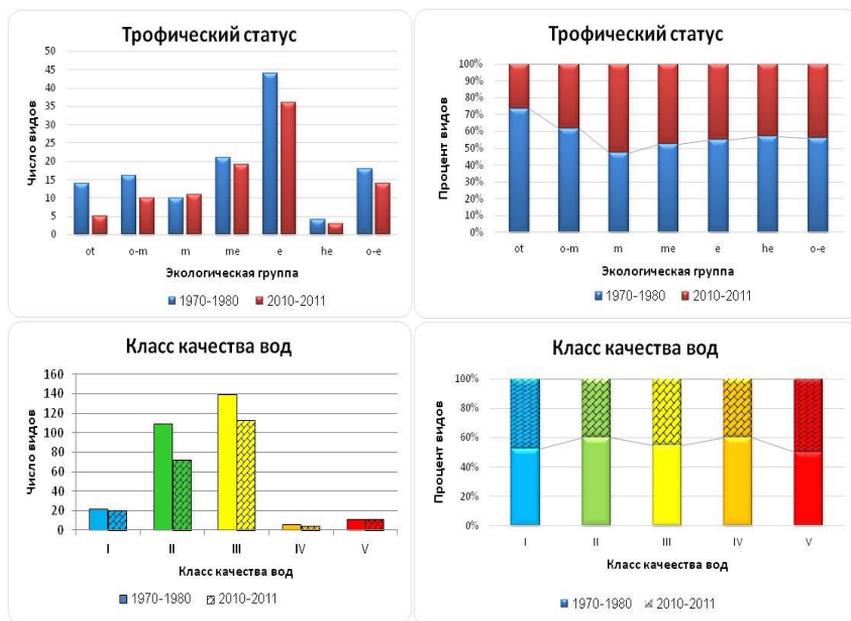


Рисунок 27. Биоиндикация динамики экосистемы Киевского водохранилища в 1970–1980 и 2010–2011 гг. по трофическому состоянию (от – олиготрафенты, о-м – олиго-мезотрафенты, м – мезотрафенты, ме – мезо-эутрафенты, е – эутрафенты, he – гиперэутрафенты, о-е – от олиго- до эутрафентов) и классам качества вод. Окраска классов в соответствии с цветовыми кодами ЕС

Этот пример (Klochenko et al., 2014) показывает чувствительность и простоту применения методов биоиндикации при характеристике водных экосистем для оценки их состояния, а также для выявления временной динамики основных индицируемых показателей среды исследуемого водного объекта.

Здесь мы приводим пример биоиндикации лентического водного тела, исследованного коллегами Гидробиологического института НАНУ, но также возможно охарактеризовать экосистему реки, проанализировав пространственную динамику индикаторных групп от верховья до устья реки (Barinova et al., 2016b). Более того, системы биоиндикации, которые были описаны выше, могут быть сопоставлены с основными классификационными системами значений гидрохимических показателей в экосистемах поверхностных вод и качеством воды (Barinova, 2017a). Таким образом, системы биоиндикации отражают основные показатели воды, основанные на организмах, встречающихся в сообществах, обитающих в водном объекте. С другой стороны, можно предположить, какие типы организмов могут сохраниться в водах определенного качества, что отражено в классификации основных параметров водных экосистем с экологической точки зрения.

8.2. Характеристика экологического состояния водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

8.2.1. Оценка биоиндикационных показателей фитопланктона

Экологический биоиндикационный анализ экосистемы водоема-охладителя (ВО) ХАЭС, как типичного представителя одного из основных элементов водных техноэкосистем тепловых и атомных электростанций (Протасов, 2011), выполнен на основе работ, планировавшихся и проводившихся коллективом соавторов в Институте гидробиологии НАНУ (Барина, Протасов, 2016; Протасов и др., 2017; Barinova et al., 2017b) как продолжение плановых исследований по динамике техноэкосистем.

Водоемы-охладители (ВО) сконструированы для охлаждения вод за счет теплообмена с атмосферой, но также представляют собой техноэкосистему, где существуют разнообразные гидробиоценозы. Обычно это открытые водные объекты с высоким внутренним водообменом и существенным температурным градиентом (Поливанная, 1991), испытывающие также разнообразные техногенные воздействия, влияющие на биоту водоема. ВО, это система, в которой термическое воздействие со стороны АЭС сочетается с воздействием, оказываемым, порой чрезмерным, развитием биотической части водоема на работу технических систем энергогенерирующих станций в виде разнообразных биологических помех (Protasov et al., 2009).

Многолетние исследования различных ВО на территории Украины показали (Протасов, 2011), что видовой состав фитопланктона в их экосистемах достаточно богат, достигая иногда нескольких сотен видов (Пидгайко, Гринь, 1970; Ярошенко, 1973; Кафтанникова, 1978; Теплоэнергетика...1981; Митрахович и др., 2008; Novoselova, Protasov, 2015). Однако для фитопланктона ВО Хмельницкой АЭС (ХАЭС) характерно более низкое таксономическое разнообразие со доминированием видов одного из отделов (Novoselova, Protasov, 2015).

Как было отмечено ранее (Протасов, 2011), принятая в Украине система экологического мониторинга на объектах тепловой и атомной энергетики базируется преимущественно на анализе гидрохимических показателей. Иногда в систему

включаются и гидробиологические показатели, в частности, биомасса фитопланктона, индекс самоочищения-самозагрязнения (A/R), а также индекс сапробности Пантле-Бука в целях экологических оценок качества среды и (Романенко та ін., 1998). Биоиндикационные оценки состояния экосистем ВО до настоящих исследований не проводились в полном объеме, но на базе имеющейся у украинских коллег информации это возможно сделать для широкого спектра показателей по выявленным видам, индицирующим различные условия среды (Баринава и др., 2006).

Целью проведенного исследования было описание экологического состояния ВО Хмельницкой АЭС на основе ряда индикационных характеристик водорослей планктона, а также его сравнение с результатами комплексной экологической оценки.

Как было представлено ранее (Протасов, 2011; Barinova et al., 2017b), ВО Хмельницкой АЭС (ХАЭС) (Рис. 28) представляет собой водоем, заполненный в 1986 году водами реки Гнилой Рог, а также рекой Горынь (верхняя часть реки Припять, экорегион Днепр–Южный Буг). Его эксплуатация в качестве охладителя выпускных вод ХАЭС началась в 1987 году. Площадь поверхности этого водоема, 20 км², объем около 150 млн. м³, средняя глубина – около 6 м, максимум – 12 м (Протасов, Силаева, 2012). На севере этот водоем перекрыт насыпной плотиной длиной 6,85 км, облицованной бетоном (глубина 7–8 м), а затем (3 км) щебнем. По результатам многолетнего мониторинга, акваторию ВО условно разделили на северный, восточный, западный, центральный и южный районы (Протасов, 2011). Объем воды в приемном канале составляет около 0,8 млн. м³. В 2004 году водоем-охладитель был спонтанно заселен двустворчатым моллюском (*Dreissena polymorpha* Pall.) (Протасов, Юришинец, 2005). Биопомехи, связанные с развитием дрейсены, в течение следующих лет увеличивались, ее продуктивность составила до 2 кг м² в бентосе и до 7 кг м² в перифитоне в 2008 году, после чего наступил период уменьшения биомассы и, соответственно, ее воздействия на гидротехнические сооружения (Протасов, Силаева, 2014).

Изучение фитопланктона ВО проводилось украинской командой в составе международного коллектива настоящего исследования в течение ряда лет (Протасов, 2011; Sinityna et al., 2001). Материал для данного исследования был собран коллегами из Гидробиологического института НАНУ в сентябре 2014 г. (Протасов, 2011). Отбор, консервацию и обработку материала осуществляли по общепринятым в гидробиологии методикам (Арсан та ін., 2006). Названия и систематическая принадлежность таксонов приведены согласно (www.algaebase.org).

Станции отбора проб для этого анализа были выбраны, исходя из направления потока горячей воды в водоеме-охладителе (Рис. 28) (Протасов и др., 2017; Barinova et al., 2017b). В таблице 40 также показано снижение температуры воды в направлении потока воды от 26,2 до 22,3 °С. Как отмечается (Баринава, Протасов, 2016; Протасов и др., 2017), условия в 2014 г. существенно не отличались от условий в 2013 и 2015 гг. Экологические параметры, кроме градиента температуры воды, изменялись в малом диапазоне, и не было определено конкретных закономерностей распределения характеристик водных масс и биоты по отношению к температурному градиенту, за исключением индекса Шеннона (рассчитанному по численности). Это позволило нам применить несколько статистических методов для анализа распределения химических и биологических параметров в водоеме ХАЭС, полученных коллегами из Института гидробиологии НАНУ (Novoselova, Protasov, 2015; Barinova et al., 2017b).

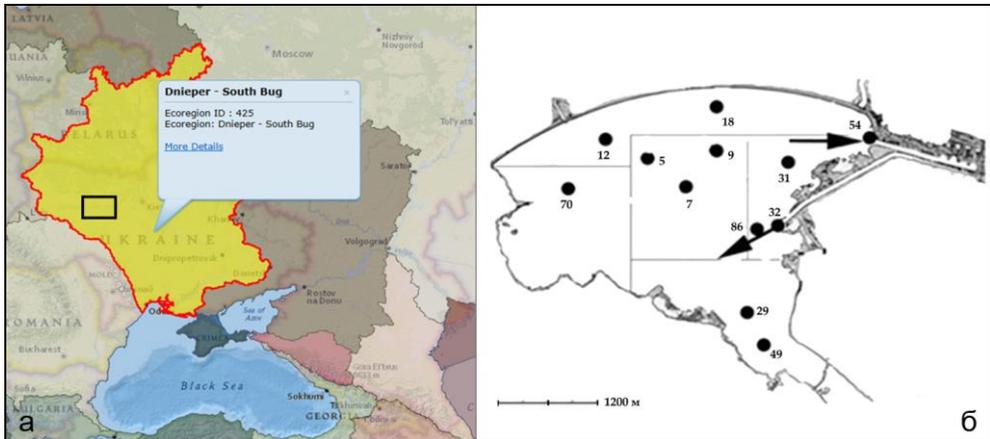


Рисунок 28. Водоем-охладитель Хмельницкой АЭС на карте экорегионов мира (черный прямоугольник) и станции отбора проб на схеме. Стрелками показано направление движения воды из отводящего канала (ст. 32) и вход в подводный канал (ст. 54)

В биоиндикационных целях оценивалась приуроченность водорослей к типу местообитания (Hab), отношению к температуре воды (Т), отношению к подвижности водных масс и обогащения их кислородом (реофильность, Reo), pH, солёности (галобность, Hal), уровню органического загрязнения по Ватанабе (D) (Watanabe, 1986; Watanabe et al., 1986). Кроме того, использовали показатели трофического статуса водоема (Tro) и типа питания (Aut-Het) (Van Dam et al, 1994). Для определения сапробности (Sap) использован индекс Пантле-Бука в модификации Сладечека (Барина и др., 2006). Для статистического анализа распределения групп индикаторных видов по станциям использована программа GRAPHS (Новаковский, 2004).

Всего в 2014 г. было обнаружено 47 видов и внутривидовых таксонов водорослей из семи отделов. Наиболее представленными были диатомовые, 20 индикаторных таксонов и зеленые (17). Суапорхита были представлены четырьмя видами, Дипорхита (Miozoa) и Скрытофита по два, Euglenophyta и Шарофита по одному.

Таблица 40. Экологические и биологические параметры на основных станциях мониторинга ХАЭС летом 2014 года. Станции в таблице размещены в направлении потока воды и градиента температуры

Станция, Параметр	32	86	49	18	70	12	7	5	9	29	54	31
Север	5017,209	5017,205	5016,286	5018,372	5017,498	5018,207	5018,080	5018,071	5017,454	5016,414	5018,109	5018,008
Восток	2636,086	2635,599	2636,010	2635,236	2633,332	2633,584	2635,302	2634,319	2635,099	2635,456	2637,326	2636,274
Температура, С°	26,2	23,7	23	22,9	22,7	22,7	22,8	22,6	22,5	22,6	22,2	22,3
Прозрачность, м	1,7	1,6	1,4	2,6	2	2	2,5	2	2,1	1,4	2	2,1

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Станция, Параметр	32	86	49	18	70	12	7	5	9	29	54	31
Число видов водорослей	12	12	24	16	16	15	10	16	11	19	11	11
Численность % Суапорфита	97	98,2	93,2	89,3	92	86,4	92,3	94,3	93,1	87,5	93,1	90,6
Численность % Динорфита	0	0	0,2	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0,1	0,2
Численность % Сгурторфита	1,9	0,6	3,7	6,7	5,8	8,5	5,6	1,4	4,3	7,2	5,9	7,6
Численность % Еугленорфита	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0,1	0	0	0	0
Численность % Хлорорфита	0,8	0,8	1,9	3,4	1,5	4,8	1,9	3,7	2,5	3,4	0,6	1,3
Численность % Вацилларорфита	0,3	0,4	1	0,7	0,5	0,2	0,2	0,5	0,01	1,8	0,3	0,3
Биомасса % Суапорфита	53,5	70,2	27,9	22,2	33,4	37,4	26,5	45,4	29	31,5	32,8	21,7
Биомасса % Динорфита	0	0	33,7	0	14,3	13,5	33,5	0	15,5	0	20,8	32,3
Биомасса % Сгурторфита	7,4	6,2	10,6	31	22,5	36	31,5	8,2	20,4	15,7	27	20,7
Биомасса % Еугленорфита	0	0	0,7	0	0,5	0	0	0,8	3,3	0,3	0	0
Биомасса % Хлорорфита	7,8	8,3	6,4	34,9	17,9	11,8	8,4	23,2	29,7	8,8	1,9	6,2
Биомасса % Вацилларорфита	31,3	15,3	20,6	12	11,5	1,3	0,1	22,4	2,1	43,7	17,5	19,1
Число видов Шарорфита	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Число видов Вацилларорфита	5	4	11	6	3	2	1	2	1	6	3	3
Число видов Хлорорфита	3	4	6	5	6	8	4	8	4	8	3	2
Число видов Сгурторфита	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Число видов Суапорфита	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	3
Число видов Динорфита	0	0	2	0	2	1	1	0	1	0	1	1
Число видов Еугленорфита	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0
Численность фитопланктона, кл./дм ³ 10 ⁶	34,3	29,0	42,8	13,7	33,5	37,4	20,6	17,9	22,6	46,2	22,5	16,0
Биомасса фитопланктона, мг/дм ³	1,93	1,23	3,36	1,02	2,34	3,45	1,30	1,11	1,66	4,11	1,55	1,93
Средний клеточный объем, мг	0,056	0,043	0,079	0,075	0,070	0,092	0,063	0,062	0,074	0,089	0,069	0,121
Индекс Шеннона H (численность)	0,604	0,566	1,376	1,642	1,299	1,379	1,475	0,947	1,334	1,049	1,267	1,117
Индекс Шеннона H (биомасса)	2,284	1,695	3,034	2,676	2,862	2,51	2,296	2,621	2,561	2,874	2,531	2,624
Индекс сапробности S	1,82	1,83	1,91	1,97	1,89	1,87	1,98	1,85	1,92	1,80	1,90	1,85
Численность зоопланктона, орг./дм ³	57912	228668	165111	334937	271416	264150	635290	397078	177769	-	702500	432291
Биомасса зоопланктона мг/дм ³	640,73	4425,45	1300,73	7350,31	5441,27	9543,63	10697,2	14486,6	4931,99	-	18965,9	7291,76
Питательная ценность зоопланктона, ккал	35,87	144,64	62,10	223,07	166,54	230,32	321,20	354,99	130,85	-	502,57	213,76

Как было показано (Протасов и др., 2017), количественные показатели фитопланктона по станциям оставались в пределах от 13,70 до 46,12 млн. кл./дм³ и от 1,02 до 4,11 мг/дм³, причем распределение их, а также таксономического богатства фитопланктона по акватории было неоднородным (Таблица 40). Все показатели были выше в южном районе (ст. 29, 49а), а наименьшая численность была в северном (ст. 18) и восточном (ст. 31). Наибольшая биомасса отмечена в районе сброса подогретых вод (ст. 32), а также на западном и северо-западном участках ВО (ст. 70, 12). Рассчитанный по фитопланктону индекс сапробности был высоким в южном и восточном районах, однако в целом по поверхности водоема он имел небольшую амплитуду. Следует отметить, что выявленное в ВО доминирование по численности

водорослей планктона оказалось выше чем по биомассе, и может быть связано с развитием цианопрокариот, причем распределение по площади водоема этих количественных показателей коррелировало с потоком вод, обусловленным техногенной циркуляцией и ветровым воздействием (Протасов, 2011; Тимченко и др., 2014). Сложность структуры сообществ фитопланктона, определяемая по индексу Шеннона (Таблица 40), возростала от места входа горячих вод к периферии водоема.

Почти все таксоны (около 95 процентов) из выявленного видового состава оказались индикаторами одного или нескольких средовых характеристик, где наибольший биоиндикационный вклад сделан диатомовыми и зелеными водорослями (Рис. 29а). Их распределение по показателям условий среды на станциях наблюдений ВО ХАЭС представлено в таблице 41 (Протасов и др., 2017).

Таблица 41. Количество видов-индикаторов фитопланктона в группах на станциях наблюдения в ВО ХАЭС в 2014 г.

Индикаторные группы водорослей по показателю	18	12	70	5	9	7	86	32	31	54	49	29
Температура (Т)												
temp, обитатели умеренно-теплых вод	3	2	2	2	1	1	2	2	0	2	4	2
etem, эвритермные	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1
warm, теплолюбивые	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Тип местообитания (Hab)												
aeg, аэрофилы	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1
Ep, эпифитные	3	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1
B, бентосные	0	0	1	1	1	0	0	2	2	1	2	2
P-B, планктонно-бентосные	10	6	4	8	3	3	4	3	3	3	11	7
P, планктонные	2	4	5	2	2	3	3	1	3	2	4	4
Гидродинамика и содержание кислорода (Reo)												
aeg, аэрофилы	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
str, обитатели текучих вод, обогащенных кислородом	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
st-str, обитатели вод с замедленным течением, умеренно насыщенных кислородом	9	6	6	9	4	2	4	3	3	3	9	8
pH среды (pH)												
alf, алкалофилы	2	1	1	0	0	1	1	3	2	1	6	2
ind, pH -индифференты	4	3	3	5	2	0	3	0	2	2	7	6
Соленость (Hal)												
hl, галофилы	3	1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1
i, индифференты	8	8	5	6	3	3	6	3	6	5	14	9
Органическое загрязнение по Ватанабе (D)												
sx, сапроксены	1	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2	0
es, эврисапробы	1	2	2	2	1	1	2	0	2	2	7	4
sp, сапрофилы	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Сапробиальность (Sap)												
α-мезосапробионты	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1
α-β-мезосапробионты	1	2	2	2	1	1	2	1	2	1	2	2
β-мезосапробионты	4	4	4	5	4	3	3	3	3	3	10	7
β-α-мезосапробионты	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
β-о-сапробионты	2	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1
о-сапробионты	2	1	2	1	0	1	1	2	0	0	3	2
о-α-мезосапробионты	2	3	2	2	1	1	2	1	2	2	2	2
о-β-мезосапробионты	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
Трофический статус (Tro)												
ot, олиготрафенты	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1
о-т, олиго-мезотрафенты	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	3	2
т, мезотрафенты	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
те, мезо-эвтрафенты	2	2	2	3	2	1	2	3	3	2	5	2
е, эвтрафенты	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2

Индикаторные группы водорослей по показателю	18	12	70	5	9	7	86	32	31	54	49	29
o-е, от олиго- до эуграфентов	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
he, гипетрафенты	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Тип питания (Aut-Het)												
ats, автотрофы, обитающие в среде с низкой концентрацией органического азота	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
ate, автотрофы, толерантные к среде с повышенной концентрацией органического азота	1	1	1	1	1	0	1	2	3	2	4	2
hne, факультативные гетеротрофы	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1

Число индикаторных таксонов коррелировало с видовым богатством фитопланктона и оказалось наибольшим в южном районе на станциях 49 и 29 (Протасов и др., 2017). Среди индикаторов приуроченности к типу местообитания преобладали планктонно-бентосные формы (Рис. 29б), по температуре большинство составляли виды с приуроченностью к умеренно теплым водам (Рис. 29в), такие как *Stephanodiscus hantzschii* Grunow и *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen, отмечен также один теплолюбивый вид. Среди индикаторов солености вод больше всего встречено индифферентов (Рис. 29г), из которых по всей площади водоема встречалась *Aphanocapsa incerta* (Lemmerm.) G. Cronberg et Komárek из мелкоклеточных цианопрокариот, но были также диатомовая *A. granulata* и *Pediastrum duplex* Meyen из зеленых. По pH преобладали алкалифилы и индифференты (Рис. 29д) с наибольшей численностью у *A. granulata*, *P. duplex*, *Trachelomonas volvocina* (Ehrenb.) Ehrenb. и *Mucidosphaerium pulchellum* (H.C. Wood) C. Bock, Pröschold et Krienitz. Отмечено преобладание индикаторов медленно текущих вод, слабонасыщенных кислородом (Рис. 29е), причем из них наиболее распространенными были *A. granulata*, *P. duplex* и *Mucidosphaerium simplex* (Meyen) Corda. Индикаторы стоячих вод также были представлены и наиболее обильными *S. hantzschii*, *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Fragilariforma virescens* (Ralfs) D.M. Williams et Round, *Halumphora perpusilla* (Grunow) Q.-M. You et J.P. Kociolek, *Pandorina morum* (O.F. Müller) Bory. Интересно отметить, что кроме типичных планктонных форм среди индикаторов присутствовали также и перифитонные, то есть, поток вод достаточно силен, чтобы отрывать обрастателей от субстрата и нести его с массой вод, что, несомненно, создает дополнительные трудности для приемника охлажденных вод на ХАЭС.

Несмотря на то, что водоем охраняемый и относительно небольшой, была проведена индикация органического загрязнения вод. Индикаторы по Ватанабе (только диатомовые) (Рис. 30а) показывали умеренный уровень органического загрязнения с преобладанием видов-эврисапробов. Сходный результат показали индикаторы сапробности по Сладечку (Таблица 41, Рис 30г) с преобладанием индикаторов III качества вод. Для оценки состояния водоема наиболее интересным всегда является заключение о его трофности. Так, для ВО ХАЭС выявлено семь групп индикаторов трофности вод, среди которых преобладали группы олиго-мезотрафентов, мезотрафентов и мезо-эуграфентов, причем на гистограмме Рис. 30б видно, что по этому показателю фитопланктон представлен двумя типами сообществ – олиго-мезотрофных и мезо-эвтрофных вод. Индикация типа питания показала, что преобладают автотрофы, хотя несколько видов водорослей также могут получать питание через миксотрофию (Рис. 30г).

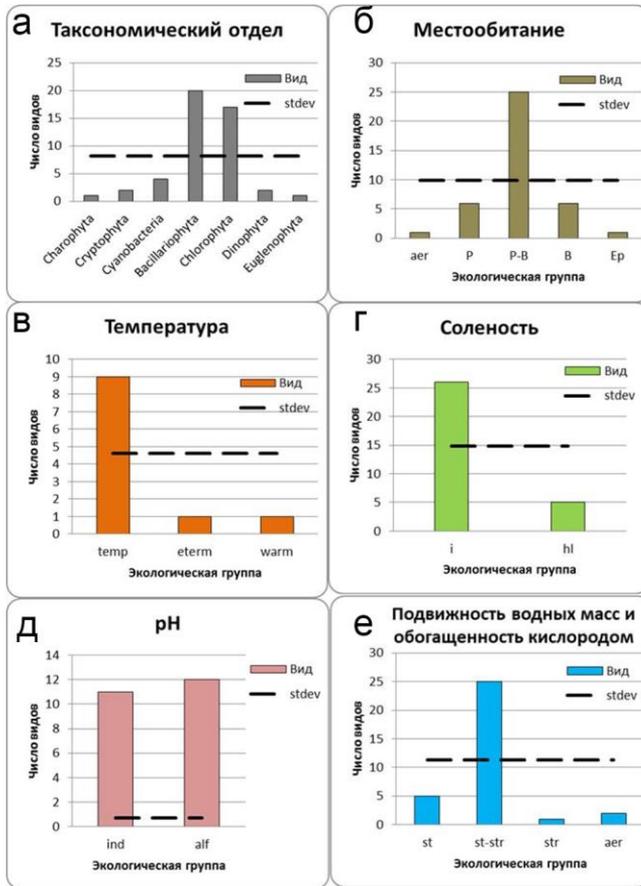


Рисунок 29. Распределение индикаторных таксонов по отделам (а), предпочтению субстрата (б), температуры (в), солености (г), pH (д), подвижности водных масс и насыщенности кислородом (е) в ВО ХАЭС. Пунктирная линия – стандартное отклонение. Обозначения групп как на таблице 41

Следующим шагом в оценке состояния экосистемы ВО ХАЭС было применение метода сравнительной флористики к составу индикаторных групп по станциям на основе количественных таксономических показателей сообществ, рассчитанных по мерам включения-пересечения по евклидовой дистанции. Так, видовой состав фитопланктона ВО сгруппировался в дендрите в трех комплексах с ядрами сообществ на ст. 5, 12 и 32 (Протасов и др., 2017) (Рис. 31), то есть, не образовывал континуума, а распался на несколько сообществ. Дендрит индикаторов температуры группировался вокруг двух ядер с центрами на ст. 32 (наибольшая температура) и ст. 70 (одна из наиболее удаленных от сброса подогретых вод и глубоководных станций) (Рис. 31). В отношении подвижности вод и кислородного режима дифференциация групп достаточно условна на два ядра с центрами на ст. 5 и 32. Индикаторы органического загрязнения по Ватанабе оказались весьма сходны по составу на всех станциях и разделились на две условных группы (Рис. 31) с центрами на ст. 49 (как уже отмечали, здесь наибольшее количество видов) и ст. 86 (станция, ближайшая к сбросу подогретых вод).

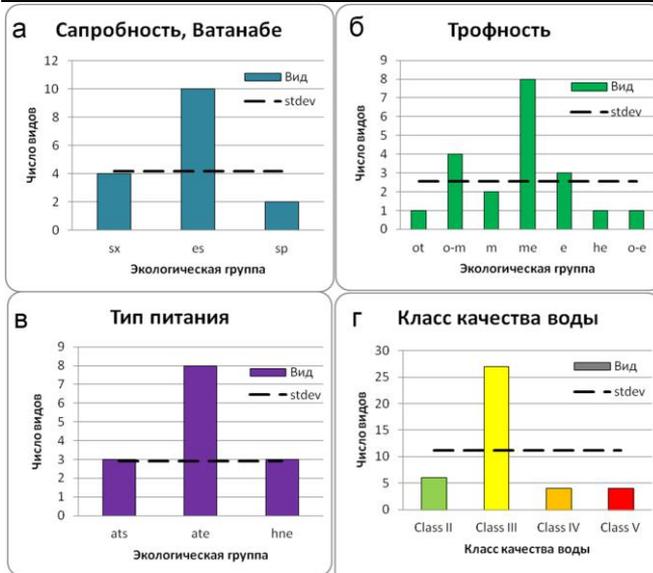


Рисунок 30. Распределение индикаторных таксонов органического загрязнения (а), по трофности (б) и типу питания (в), а также классам качества вод (г) в ВО ХАЭС. Пунктирная линия – стандартное отклонение. Обозначения групп как на таблице 41. Классы качества вод окрашены в соответствии с цветовой шкалой ЕС

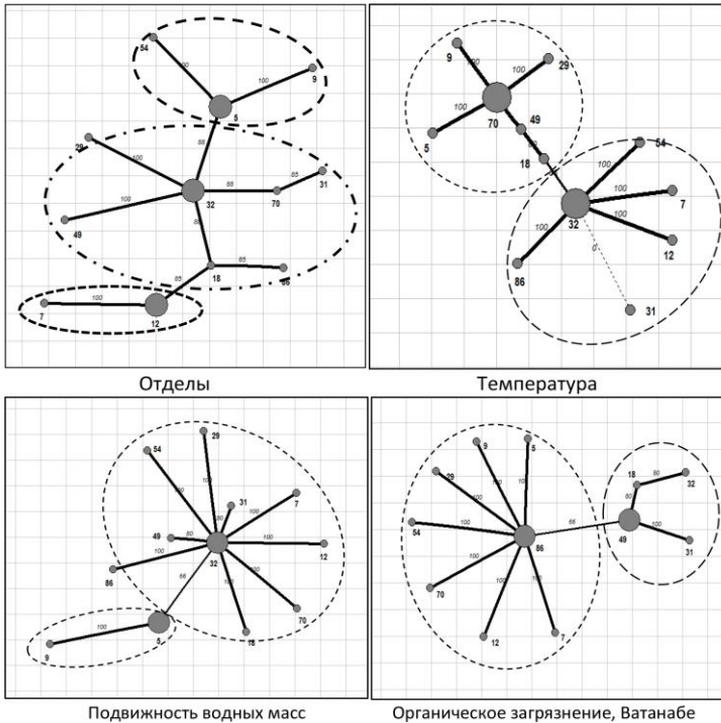


Рисунок 31. Дендриты сходства индикаторных таксонов, индикаторов температурного режима, подвижности водных масс и органического загрязнения (по Ватанабе) на станциях наблюдения ВО ХАЭС

Дендрит, построенный для индикаторов трофического статуса, показал высокое сходство между составом индикаторов с 4 ядрами на ст. 86, 49, 5 и 12 (Рис. 32). По типу питания водорослей планктона выделяются три группы с центрами на ст. 49, 32

и 9 (Рис. 32). В отношении рН-индикаторов сходство также было высоким, и они группировались вокруг трех ядер на ст. 5, 32 и 86. Поскольку среди индикаторов этого показателя полностью преобладали виды слабощелочных условий, а повышенные значения рН характерны для ВО (Протасов, 2011), то можно предположить, что выделение двух малых групп в графе на фоне одной большой группы говорит о локальном присутствии алкалифилов (Таблица 41), это еще один пример неоднородности фитопланктона в ВО. Относительно условий солености наблюдался полный континуум (Рис 32).

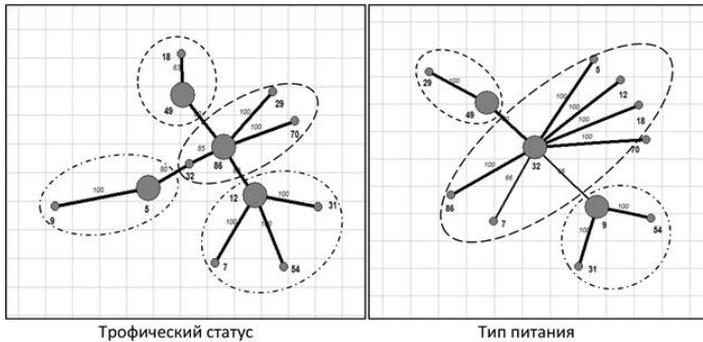


Рисунок 32. Дендриты сходства индикаторных таксонов трофического статуса, типа питания, рН и солености на станциях наблюдения ВО ХАЭС

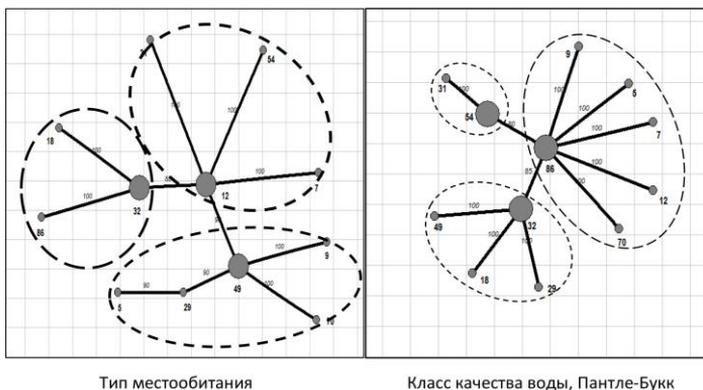
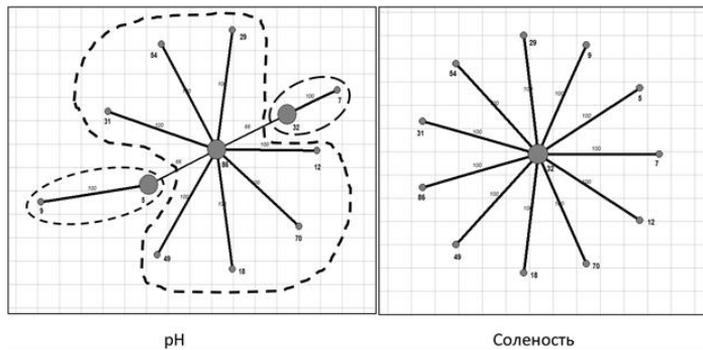


Рисунок 33. Дендриты сходства индикаторов приуроченности к типу местообитания и классу качества вод на станциях ВО ХАЭС

Интересно, что анализируемый состав индикаторов фитопланктона по приуроченности к типу местообитания разделился на три группы в дендрите с

центрами на ст. 32, 12 и 49 (Рис. 33). Выше было отмечено, что неоднородность может быть следствием высокой турбулентности вод ВО. Дендрит индикаторов класса качества вод также показал неоднородность, но выделялись станции, где состояние вод было стабильно критическим, то есть, вход горячих вод (ст. 33), резкое снижение температуры и турбулентности вод при растворении входящего потока в водной массе ВО (ст. 86) и выход холодных вод (ст. 54).

Развитие методов биоиндикации связано с тем, что химические и физические методы дают возможность установить наличие загрязнения, но не его последствия что отражается в экосистеме в целом, а более всего в ее биотической части (Винберг, 1981). За последние десятилетия методология и методы биологической оценки состояния водных экосистем получили существенное развитие (Протасов, Юришинец, 2005; Баринаева и др., 2006; Семенченко, Разлуцкий, 2010; Протасов и др., 2011; Протасов, 2011, 2012; Протасов, Силаева, 2014; Силаева и др., 2015; Протасов и др., 2017; Barinova et al., 2015c).

Так, проведенная биоиндикация ВО ХАЭС по составу групп и по их сходству на площади поверхности водоема продемонстрировала, что при сравнительно небольшом объеме и небольшой амплитуде значений, можно выделить характерные участки зеркала ВО в отношении показателей среды (Протасов и др., 2017). Например, по наиболее важному для ВО показателю – температуре, индикаторы не образовывали континуума, а распадались на несколько групп с наиболее характерными на ст. 70 (одна из наиболее удаленных от сброса подогретых вод) и ст. 32 (выход отводящего канала), что вполне отражает интенсивность воздействия температуры и водообмена в этом водоеме на фоне ветрового воздействия.

Индикация по другим, не менее важным, показателям выявила характерные станции со своими особенностями по каждому из них. Так ст. 49 в южном заливе имела собственный состав индикаторов трофического статуса вод и типа питания. Характерным составом индикаторов обладают также ст. 32 и 86 вблизи сброса подогретых вод, ст. 5 и 9 в центральном районе, ст. 12 в периферийном северо-западном районе, ст. 70, как самая глубоководная и удаленная от сброса часть водоема, и ст. 54, где расположен забор воды и вход в проводящий канал. В настоящий момент только индикаторы минерализации показали континуум для всей площади ВО, однако в этом техническом водоеме в процессе эксплуатации ВО происходит определенное повышение минерализации во времени, как это отмечено и для других водоемов-охладителей (Поливанная, 1991), что связано с повышенной температурой и более интенсивным испарением, чем в природных водоемах.

Выполненный биоиндикационный анализ (Протасов и др., 2017), как и ряд других на территории Евразии (Barinova et al., 2015c), проведен на основе представленности индикаторных таксонов в группах по типу присутствия-отсутствия, в тоже время, очевидно, что важны и количественные показатели водорослей тех или иных индикаторных групп, то есть включение в анализ численности каждого индикаторного таксона. Для характеристики сложности структуры, то есть стабильности, сообществ фитопланктона применен индекс разнообразия Шеннона по численности, значения которого для трех критических станций (ст. 32, 49 и 70) составляли, соответственно, 0,604, 1,386 и 1,299 бит (а по биомассе 2,284, 3,034 и 2,862), что подтверждает деградацию структуры сообщества в месте выхода горячих вод с последующим резким расцветом фитопланктона, пока воды еще не остыли, и затем переход к более стабильной структуре сообщества дальней глубоководной станции, причем структура сообщества на уровне организмов

реагирует на гетерогенности среды сильнее, нежели таковая на продукционном уровне.

Оценка качества вод в 2014 г. по значению среднего индекса сапробности (1,80–1,98) показала 4 ранг III класса качества, от слабо до умеренно загрязненных вод (по Романенко и др., 1990), а в 2012 г. (Протасов, Силаева, 2012) по эколого-санитарным критериям на основе методики (Романенко та ін., 1998) оказалось, что значение среднего индекса сапробности по биомассе изменялось от 3,1 до 3,4, воды относились к категории 3 ("достаточно чистые", мезо-эвтрофные), в то же время по показателям биомассы фитопланктона они соответствовали категориям 3–5 (от "достаточно чистых" до "умеренно загрязненных", мезо-эвтрофных – эу-политрофных), что показывает биомассу как более надежный показатель при разных классификациях.

Таким образом, анализ фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС по составу и количеству индикаторных таксонов показал (Протасов и др., 2017) интегральную характеристику его как гидродинамически активного с водными массами, насыщенными кислородом на среднем уровне, умеренного температурного режима, пресного, со слабощелочной реакцией, мезотрофного, средне загрязненного органическими веществами.

Таким образом, применение метода биоиндикации достаточно эффективно для определения состояния не только природных, но и техногенных водоемов (Баринава, Протасов, 2016; Barinova et al., 2017a, b, c; Protasov et al., 2018). Так, по результатам исследований международного коллектива соавторов, в фитопланктоне ВО преобладают виды с приуроченностью к умеренно теплым водам, хотя отмечены также и теплолюбивые. Очевидно, что ВО не является полностью лентическим водным объектом, и состав фитопланктона проявляет влияние гидродинамических процессов (преобладают индикаторы слабо текучих вод) на состав сообществ.

Сравнение результатов нашего исследования с ранее проведенными оценками, базирующимися на комплексной "Методике экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям" (Романенко та ін., 1998; Протасов, 2011; Силаева и др., 2015), показывает, что между ними в целом нет противоречий, хотя не все оценки сходятся, что заставляет критически подходить к применяемым системам классификации качества вод. В любом случае, оценки должны проводиться в одной и той же системе для адекватного сравнения их результатов. Так, в фитопланктоне из индикаторов органического загрязнения по Ватанабе преобладали эврисапробы, по показателям сапробности – бета-мезосапробионты, то есть, преобладали индикаторы среднего уровня трофности и органического загрязнения. Тогда как классификация трофности по биомассе водорослей и по индексам заметно отличается от ранее применяемых (Романенко и др., 1990).

Таким образом, результаты приведенного выше анализа, сделанного международной командой соавторов по биоиндикаторам, показывают, что показатели среды и биотические характеристики водного объекта должны дополнять друг друга для разносторонней и объективной оценки состояния его экосистемы. Закономерности многолетней динамики состояния изученного водоема на основе биоиндикации и прогнозирование направления его изменений может представлять перспективу таких исследований. Кроме того, визуализация результатов экологических оценок представляется одним из важных направлений исследования, в котором соединяются биоиндикационные, сравнительно-флористические и статистические методы.

8.2.2. Пространственный анализ экологических и биологических характеристик в техно-экосистеме водоема-охладителя Хмельницкой Атомной Электростанции с новым статистическим подходом

В качестве источников и накопителей воды важны озера и такие лентические объекты, как водно-болотные угодья, эстуарии и водохранилища, включая охладительные пруды. Кроме того, охладительный водоем является частью технологического цикла, эксплуатация которого заключается в утилизации горячей воды (Протасов, 2011). Экосистема каждого из этих типов водоемов открытая и участвует в переработке поступающих в нее химических веществ или таких гидрофизических характеристик, как температура воды. В любом случае важно оценить состояние экосистемы водоема, выраженное в биологических, гидрохимических и гидрофизических параметрах. Для адекватной оценки состояния экосистемы водного объекта также важно понимать взаимодействие параметров разных уровней.

Как было отмечено ранее (Протасов, 2011), обилие и видовое богатство фитопланктона и зоопланктона в водоеме-охладителе Хмельницкой атомной электростанции (ХАЭС) характеризовалось неоднородностью, поскольку основными факторами, нарушающими однородность среды, турбулентность охлаждаемых вод и градиент температуры. В таких условиях довольно проблематично управлять экосистемой и контролировать ее основные показатели.

Целью следующего этапа исследования, проведенного международным исследовательским коллективом, был поиск новых методов анализа характеристик экосистемы водоема-охладителя для выявления существенных взаимосвязей между биотическими и абиотическими показателями, которые можно было бы контролировать в будущем.

Для этого водоем-охладитель ХАЭС был изучен коллегами из Института гидробиологии НАНУ в летний сезон 2014 года во время эксплуатации первого агрегата АЭС. Материалом для применения новых методов анализа послужили наблюдения за гидрохимическими, гидрофизическими и гидробиологическими параметрами водоема-охладителя на 12 станциях. Данные об экологических параметрах определялись стандартными методами, описанными в монографии (Протасов, 2011).

Для следующего этапа анализа данных и построения биplotов использованы следующие программы: 1) программа GRAPHS (Новаковский, 2004) для определения взаимосвязи между гидрофизическими и гидрохимическими показателями и для построения сравнительно-флористических дендрограмм сходства и дендритов включения-пересечения методом Варда по Эвклидову расстоянию; 2) программа Statistica 12.0 для построения 3D-поверхностей методом взвешенного расстояния наименьших квадратов.

При анализе пространственного распределения биотических и абиотических переменных на основе ГИС координат, связанных с точками отбора проб, в программе Statistica 12.0 были построены "вафельные" пространственные карты, отражающие распределение картируемого параметра по площади поверхности водоема (Varinova et al., 2017b). Статистически построенная трехмерная графика в трех измерениях или плоскостная по двум параметрам (ГИС координатам) включает интеграцию отношений и имеет прогностические свойства.

Корреляционные и регрессионные анализы выполнены в той же программе. Связи между средовыми и биотическими показателями проанализированы в

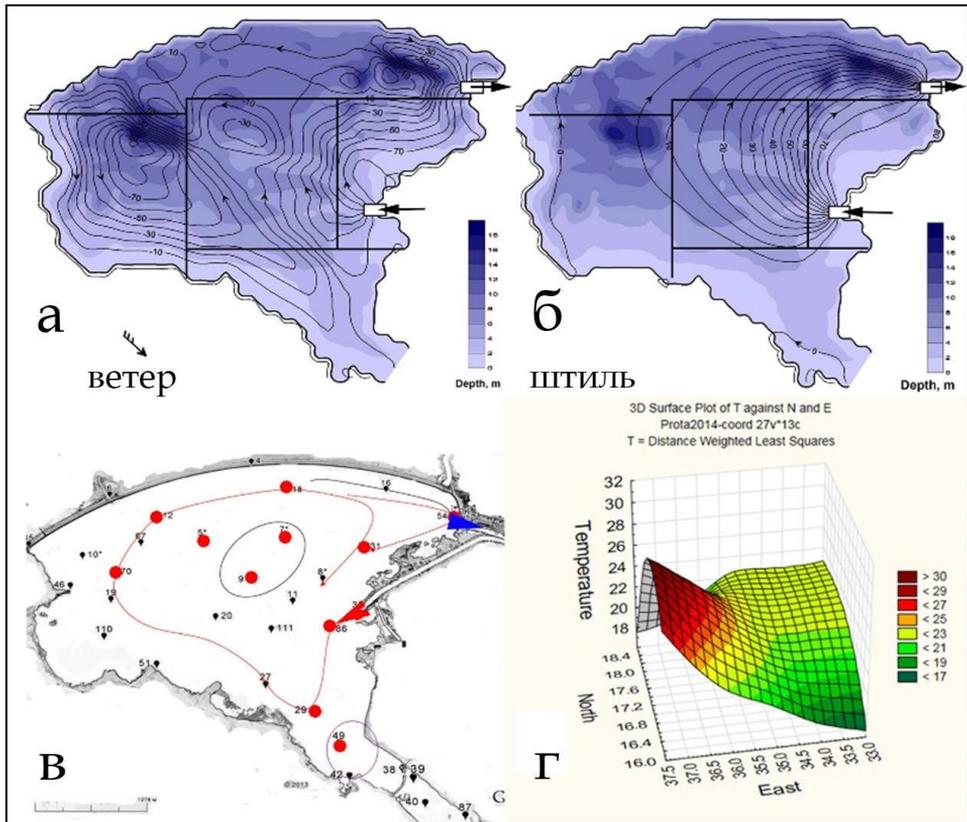


Рисунок 34. Формирование водной массы в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС в ветреную (а) и спокойную (б) погоду и карта точек отбора проб (красные точки) в августе 2014 года (в) с входом в резервуар (красная стрелка), выходом (синяя стрелка) горячей воды и направлением потока (красная линия). График распределения температуры воды по ГИС координатам станций в поверхностном слое воды ХАЭС в августе 2014 г. (г)

Станции отбора проб для этого анализа были выбраны, исходя из направления потока горячей воды в водоеме-охладителе (Протасов и др., 2017; Varinova et al., 2017b). В таблице 40 также показано снижение температуры воды в направлении потока воды от 26,2 до 22,3 °С (Рис. 34г). Экологические параметры, кроме градиента температуры воды, изменялись в малом диапазоне, и не было определено конкретных закономерностей распределения характеристик водных масс и биоты по отношению к температурному градиенту, за исключением индекса Шеннона (рассчитанному по численности). Это позволило нам применить несколько статистических методов для анализа распределения химических и биологических параметров в водоеме ХАЭС, полученных коллегами из Института гидробиологии НАНУ (Novoselova, Protasov, 2015; Varinova et al., 2017b).

В экосистеме виды фитопланктона и зоопланктона зависят друг от друга, как уровни трофической пирамиды, но для первого уровня этой пирамиды (фитопланктона) очень важны концентрации основных питательных веществ, таких как нитраты и фосфаты (Протасов, Силаева, 2012; Силаева и др., 2015). Для текущего анализа был построен график (Vaginova et al., 2017b) распределения численности фитопланктона ХАЭС по концентрации нитратов и фосфатов в воде в тот же период (Протасов и др., 2017). Как видно на Рисунке 35, фосфаты не являются ограничивающим фактором для данного автотрофного сообщества, но обилие водорослей заметно стимулировалось нитратами, растворенными в воде.

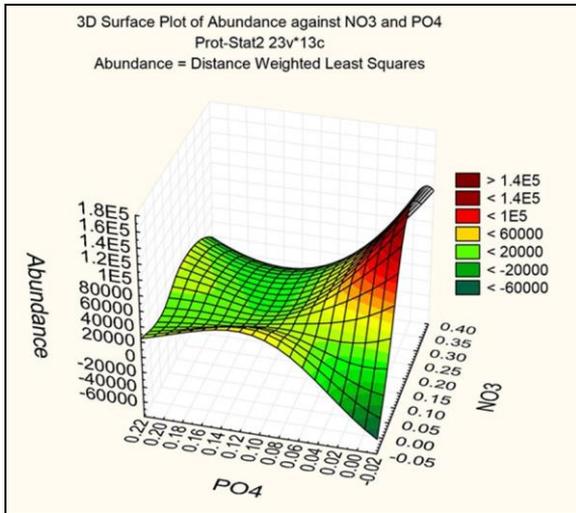


Рисунок 35. Трехмерная поверхность, построенная методом наименьших квадратов для численности фитопланктона в градиенте нитратов и фосфатов, растворенных в воде (август 2014 г.)

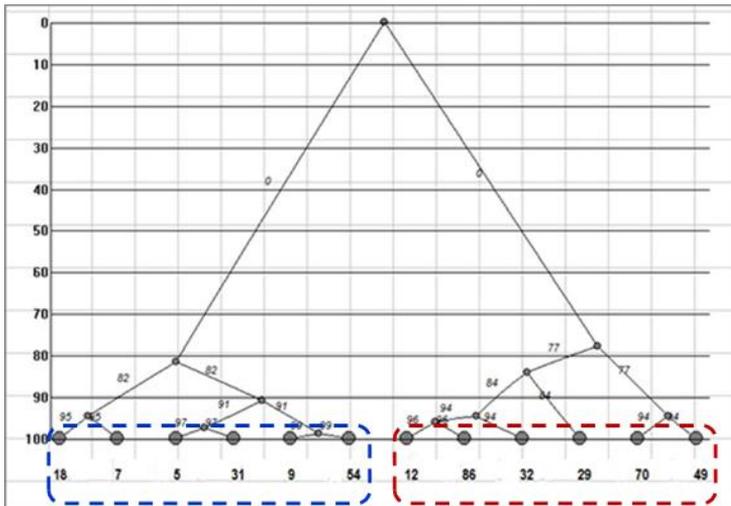


Рисунок 36. Дендрограмма сходства сообществ водоема-охладителя ХАЭС, август 2014

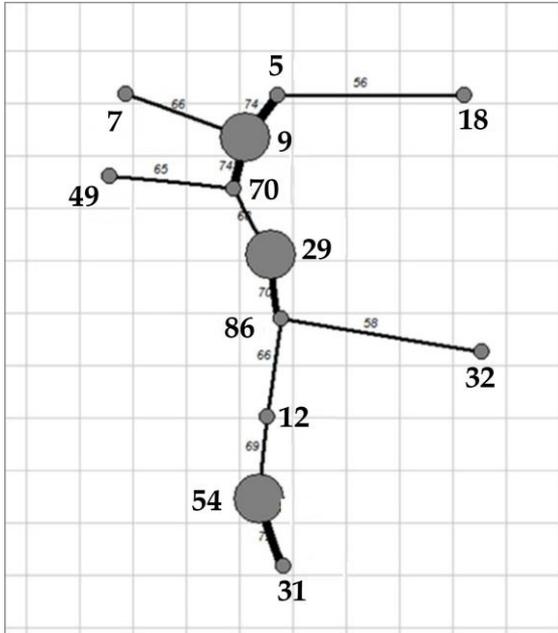


Рисунок 37.

Дендрит включения-пересечения видового состава сообществ фитопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС, август 2014

Вторым этапом анализа особенностей распределения сообществ было выявление сходства видов в программе GRAPHS. На рисунке 36 показано, что сообщества фитопланктона разделены, в общем, на два различных кластера для станций с горячей и умеренной температурой воды в водоеме. Но можно видеть, что второй кластер частично включает станции из умеренной зоны. Соответственно, можно сделать вывод, что не только температура воды является регулирующим фактором в распределении сообществ фитопланктона по поверхности водоема ХАЭС.

Дендрит сходства видового состава фитопланктона на станциях (Рис. 37) показывает, что фитопланктон был представлен 3 ядрами с центрами на станциях 9 (центр пруда), 29 (южный залив) и 54 (охлажденная вода). Поэтому можно заключить, что не только температурный градиент играет определяющую роль для сообществ, но и факторы дифференциации водных масс в разных частях водоема.

8.2.3. Статистический анализ

На следующем этапе анализа был построен ряд статистически сгенерированных карт для каждого из биотических и экологических параметров охлаждающего водоема ХАЭС (Баринава, Протасов, 2016; Barinova et al., 2017b). Статистически отображаемые параметры по поверхности водоема в 2014 году показали, что температура воды (Рис. 38а) была высокой во входной части. Прозрачность воды (Рис. 38б) была самой высокой в северной части водоема, тогда как численность фитопланктона (Рис. 38в) и биомасса (Рис. 38г) – на юге. В северной части водоема, где температура воды уменьшалась, наибольшее распределение численности (Рис. 38д), биомассы (Рис. 38е) и энергии зоопланктона (Рис. 38ж), а также среднего объема клеток водорослей (Рис. 38з) были самыми высокими.

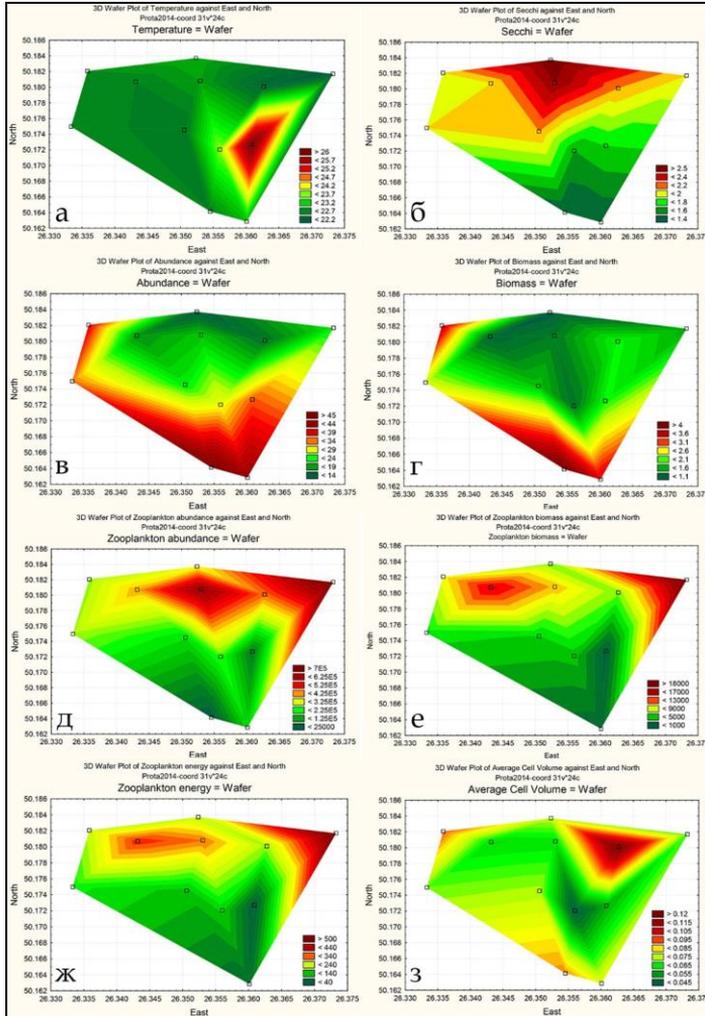


Рисунок 38. Статистические карты распределения параметров на поверхности водоема-охладителя ХАЭС в 2014 году: температура воды (а), прозрачность (б), численность водорослей (в), биомасса водорослей (г), численность зоопланктона (д), биомасса зоопланктона (е), питательная ценность зоопланктона (ж), средний объем клеток водорослей (з)

С целью выявления основных факторов, влияющих на сообщество фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС, были рассчитаны коэффициенты корреляции Пирсона для основных параметров (Таблица 42) (Varinova et al., 2017b). В таблице можно видеть, что рН воды и прозрачность подавляли продуктивность сообщества водорослей при выходе в ВО горячей воды, что также подтверждается сравнением статистических карт (Рис. 34; 38 а, д, е; 39 в, г, д, ж, з; 40 в, д, е), но их стимулировало наличие нитратов (Рис 35). Структура сообществ (индекс Шеннона) и продуктивность зеленых водорослей отрицательно коррелировали с фосфатами. Диатомовые водоросли и биомасса зоопланктона отрицательно коррелировали с рН воды и нитратами, соответственно. Хорошо насыщенные кислородом воды стимулировали усложнение сообществ, но влияли на продуктивность синезеленых водорослей (Рис. 39 а, б; 40 в, г). Температура воды отрицательно коррелировала с индексом Шеннона и продуктивностью зоопланктона (Рис. 38 а, д, е; 39 а, б).

Прозрачность воды дает наилучшую среду для не цианобактериальной части сообществ водоема-охладителя, хотя отрицательно коррелирует с общими количественными параметрами и индексом Шеннона.

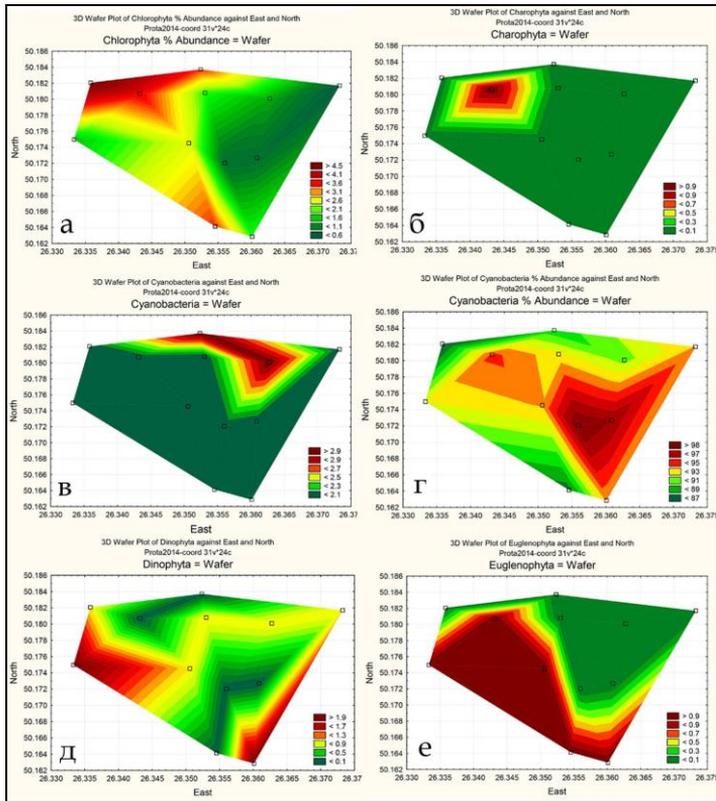


Рисунок 40. Статистическое картографирование параметров по поверхности водоема-охладителя ХАЭС в 2014 году: Chlorophyta, % численности (а); Charophyta, число видов (б); Cyanophyta, число видов (в); Cyanophyta, % численности (г); Dinophyta, число видов (д); Euglenophyta, число видов (е)

Однородность структуры сообществ фитопланктона оценивали по индексу Шеннона. Рисунок 39 а, б показывает площадь зеркала водоема, где самые низкие значения индекса были вблизи выхода горячей воды из АЭС. Это означает, что горячие и высокоскоростные воды влияют на сообщества фитопланктона в водоеме-охладителе, понижая их разнообразие. Рисунок 38в показывает, что сообщества водоема хорошо себя чувствуют в южной бухте, и преимущественно представлены диатомовыми водорослями (Рис. 39г, д, е; 40а). Зеленые водоросли хорошо развиты в противоположной части бассейна, где температура воды ниже.

Видовое богатство Charophyta и Суанophyta было большим в средне прогретых водах (Рис. 40 б, в). Однако численность Суанophyta (Рис. 40 г) свидетельствует, что предпочтительнее для этой группы более прогретые воды. Динофитовые и эвгленофитовые водоросли избегали вод с сильным перемешиванием, и сконцентрированы в периферийных частях мало подвижных водных масс с умеренным прогреванием (Рис. 40 д, е). Это означает, что не только температура воды, но и подвижность водных масс являются факторами, влияющими на формирование сообществ водорослей в водоеме-охладителе ХАЭС.

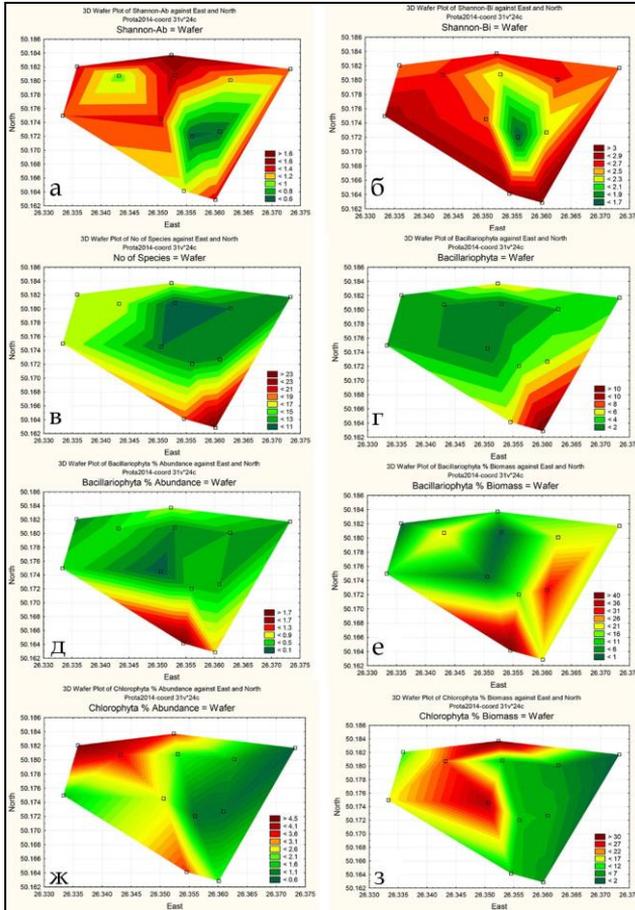


Рисунок 39. Статистические карты распределения параметров на поверхности водоема-охладителя ХАЭС в 2014 году: индекс Шеннона по численности (а); Индекс Шеннона по биомассе (б); Число видов водорослей (в); Bacillariophyta, число видов (г); Bacillariophyta, % от общего числа видов (д); Bacillariophyta, % биомассы (е); Chlorophyta, число видов (ж); Chlorophyta, % биомассы (з)

Таблица 42. Коэффициенты корреляции Пирсона для экологических и биологических параметров в водоеме-охладителе Хмельницкой электростанции в 2014 году. N – численность; B – биомасса; H – Индекс Шеннона. Отрицательно коррелирующие параметры выделены жирным шрифтом. Статистическая значимость, *p*-значение: <0,05 = *; <0,01 = **; <0,001 = ***; – нет значимой корреляции

Параметр	pH	SO ₄	N-NO ₃	P-PO ₄	Кислород	Температура	Прозрачность
Численность	-0,70*	–	0,73*	–	–	–	-0,90**
Биомасса	-0,71*	–	0,74*	–	–	–	-0,91**
Индекс Шеннона по N	–	–	–	-0,80*	0,93*	-0,80*	-0,80*
Индекс Шеннона по B	–	–	–	–	0,82*	–	-0,64*
Индекс S	–	0,65*	–	-0,87*	0,83*	–	–
Bacillariophyta	–	–	0,76**	–	–	–	–
Chlorophyta	–	–	0,76**	–	–	–	–

Параметр	pH	SO ₄	N-NO ₃	P-PO ₄	Кислород	Температура	Прозрачность
Суанophyta	–	–	–	–	–	–	0,69*
N–Суанophyta	–	–	–	–	-0,71*	0,82*	-0,71*
N–Chlorophyta	–	–	–	-0,89**	–	–	–
N–Зоопланктона	–	–	–	–	–	-0,72**	–
B–Суанophyta	–	–	–	–	–	0,92***	–
B–Chlorophyta	–	–	–	–	–	–	0,78*
B–Bacillariophyta	-0,85*	–	–	–	–	0,76*	–
B–Зоопланктона	0,78*	–	-0,77*	–	–	-0,71*	0,86*
Питательная ценность зоопланктона	–	–	–	–	–	–	0,85*

Отношения между параметрами окружающей среды и численностью видов фитопланктона на уровне отделов водоема-охладителя ХАЭС представлены на графике ССА (Рис. 41). Можно видеть, что основные параметры окружающей среды формируются двумя парами показателей с влиянием в противоположных направлениях. Кислород и сульфаты были стимулирующими факторами для продуктивности эвгленовитовых, тогда как фосфаты имели противоположное влияние. Численность эвгленовитовых и диатомовых водорослей была выше при повышенных нитратах, но прозрачность воды влияла отрицательно. Температура воды стимулировала численность синезеленых водорослей (Barinova et al., 2017b).

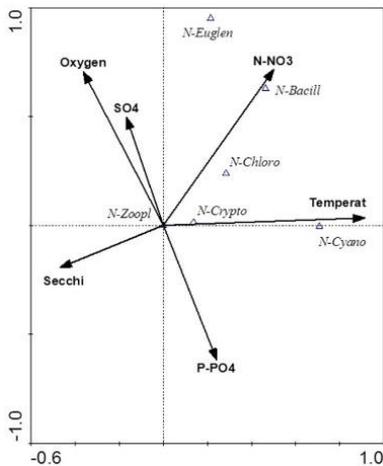


Рисунок 41. ССА для видов фитопланктона по отделам и основным параметрам воды в водоеме-охладителе ХАЭС, август 2014

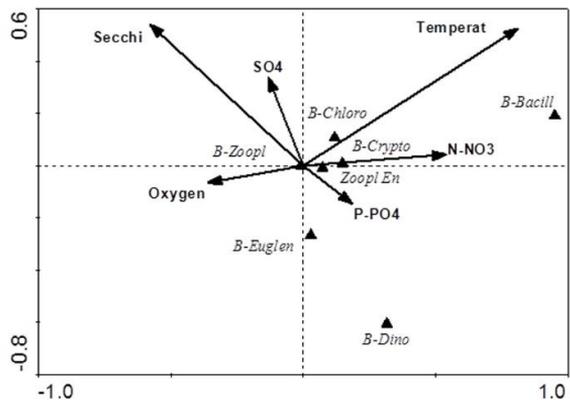


Рисунок 42. ССА для биомассы фитопланктона по отделам и основным параметрам воды водоема-охладителя ХАЭС, август 2014

Аналогичный анализ для биомассы показывает, что температура воды и нитраты были стимулирующими факторами для биомассы диатомовых водорослей, в то время

как связи температуры с другими отделами не наблюдалось, хотя динофитовые предпочитали пониженную прозрачность воды (Рис. 42).

Последний этап анализа представлен в таблице 43, где была рассчитана пошаговая ступенчатая регрессия для биотических параметров ХАЭС летом 2014 года в качестве зависимых переменных в программе Statistica 12.0 (Barinova et al., 2017b). Зависимые параметры (которые находятся в первом столбце таблицы) показали значимую корреляцию с параметрами окружающей среды. Результаты расчетов свидетельствуют, что видовое богатство и индекс сапробности S связаны с прозрачностью воды и биомассой водорослей. В то же время, численность водорослей и биомасса коррелируют друг с другом, а также, со средней клеточной массой в сообществе. Численность водорослей имеет негативную корреляцию с прозрачностью воды и индексом Шеннона. Доступное содержание питательных веществ, которое отражается в индексе сапробности S, имеет положительную корреляцию с индексом структуры сообщества Шеннона. Численность синезеленых водорослей положительно коррелировала с общей численностью водорослей, средним объемом клетки, индексом сапробности S и биомассой зоопланктона, но другие параметры, такие как общая биомасса, прозрачность воды и питательная ценность зоопланктона, имели с ней негативную корреляцию. Биомасса диатомовых водорослей стимулировалась только доступным органическим веществом, которое отражалось в индексе сапробности S.

Таблица 43. Результаты обратного пошагового регрессионного анализа для ХАЭС летом 2014 года. Отрицательно коррелирующие параметры выделены жирным шрифтом. Сокращения: Aver cell – средний объем клетки фитопланктона; Secchi – прозрачность воды; T – температура воды; Ab – численность фитопланктона; Bi – биомасса фитопланктона; S – индекс сапробности S; Ze – Питательная ценность зоопланктона; Zb – биомасса зоопланктона; Za – численность зоопланктона; Sp – Число видов в сообществе фитопланктона. Статистическая значимость, p-значение: <0,05 = *; <0,01 = **; <0,001 = ***

Зависимая переменная	Шаг 1	Шаг 2	Шаг 3	Шаг 4	Шаг 5	Шаг 6	Шаг 7	Шаг 8	Шаг 9	Шаг 10
Индекс S (S)	Secchi 0,57**	Secchi 0,51**	-	-	-	-	-	-	-	-
Число видов	Bi 0,33*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Численность (Ab)	Bi 0,74***	Bi, Aver cell 0,96***	Bi, Aver cell, T 0,98***	Bi, Aver cell 0,98***	-	-	-	-	-	-
Биомасса (Bi)	Ab, Aver cell 0,97***	Ab, Aver cell 0,97***	Ab, Aver cell 0,98***	Ab, Aver cell 0,98***	Ab, Aver cell 0,99***	Ab, Aver cell 0,99***	Ab, Aver cell 0,98**	Ab, Aver cell 0,98*	-	-
Средний объем клетки (Aver cell)	Bi, Ab 0,88***	Bi, Ab 0,59***	Bi, Ab 0,90***	Bi, Ab 0,89**	Bi, Ab 0,98**	-	-	-	-	-
Прозрачность (Secchi)	Ab 0,62**	S, Ab 0,77***	S 0,77**	S 0,78**	S 0,70*	S 0,79*	-	-	-	-
Индекс Шеннона (Ab)	Bi, S, Ab 0,94***	S, Bi 0,84***	S, Bi, Aver cell 0,90***	S, Bi 0,91***	S, Ze, Za, Bi, Aver cell 0,96***	S, Ze, Za, Bi, Aver cell 0,96***	S, Bi 0,97***	S, Bi 0,99**	S, Bi 0,87*	-
Численность Суапорфута	Ze, Zb, Bi, Ab, Za,	Ze, Zb, Bi, Ab, Secchi	-	-	-	-	-	-	-	-

Зависимая переменная	Шар 1	Шар 2	Шар 3	Шар 4	Шар 5	Шар 6	Шар 7	Шар 8	Шар 9	Шар 10
	Aver cell, Secchi , S 0,98**	0,98*								
Биомасса Суанопhyта	Bi, Ab, S 0,81***	Bi, Ab, S 0,80**	Bi, Ab, S 0,78**	Bi, Ab 0,71*	Bi, Ab 0,69*	-	-	-	-	-
Численность Bacillariophyta	Sp 0,49**	Bi 0,32*	-	-	-	-	-	-	Zb, Ze, Bi, Ab, Aver cell, S, Sp 0,82*	Zb, Bi, Ze, Ab, Aver cell 0,80*
Биомасса Bacillariophyta	S 0,44*	S 0,41*	S 0,36*	-	-	-	-	-	-	-

Таким образом, представленная характеристика водоема помогает сделать вывод о том, что экологические и биотические параметры в водоеме-охладителе ХАЭС распределяются по акватории неравномерно, а также изменяются в небольшом диапазоне. Это создает проблему для определения контрольных точек и параметров, также, как, например, в Сасыкском водохранилище в Украине (Varinova et al., 2016a). Метод статистически построенных карт оказался достаточно информативным, как в аналогичной ситуации для Сасыкского водохранилища в Украине, или Шардаринского водохранилища на юге Казахстана (Krupa et al., 2017).

Анализ основных биотических и экологических параметров экосистемы водоема-охладителя ХАЭС позволил выявить такое явление, как деление потоком горячей воды тела водоема на три разные части (Баринава, Протасов, 2016; Протасов и др., 2017; Varinova et al., 2017b). Сообщества этих водных участков образовали три флористических ядра с центрами на станциях северной части, стоячей водой южной бухты и основным участком водоема. Статистический подход к анализу сложных взаимосвязей в экосистеме водного объекта помог нам установить, что не только температура воды играет главную роль в структуре и производительности водного сообщества, но также и поток воды, и концентрация питательных веществ. Реакция экосистемы на подобный градиент параметров позволяет выделить только три станции 9, 29 и 54 для мониторинга (во время спокойного периода), когда сообщество охлаждающего водоема выражает свою реакцию на неоднородность среды. Распределение параметров по поверхности водоема зависит от направления ветра и, следовательно, может контролироваться на большем количестве станций, которые могут быть обнаружены в течение периода ветрового воздействия после дальнейшего анализа.

Таким образом, опыт поверхностного экологического картографирования во внутренних водоемах (Баринава, Протасов, 2016; Varinova et al., 2016a, 2017b; Krupa et al., 2017) демонстрирует простой механизм визуального выявления распределения химических и биологических параметров по поверхности водоема, которые коррелируют между собой положительно или отрицательно. Этот подход является новым, но при этом не нуждается в какой-либо специальной картографической программе, а только тривиальной и широко распространенной программе Statistica 12.0, выполняющей экологическое картографирование, которое может быть использовано в целях эффективного инструмента мониторинга, поскольку обладает

визуальной доступностью для административных служащих системы принятия решений.

8.3. Биоиндикация внутриводоемных процессов по фитопланктону на водохранилище Сасык

8.3.1. Общий биоиндикационный и альгофлористический анализ

Первым звеном в пищевой цепи, которое быстро реагирует на изменения условий окружающей среды и обуславливает высокую информативность исследований в области экологического мониторинга водных объектов, является фитопланктон. Фитопланктон, как надежный биологический индикатор экологического состояния водоема, в то же время подвержен влиянию гидрологических факторов, так как быстро реагирует на крупномасштабные и локальные изменения среды обитания.

Современное экологическое состояние водохранилища Сасык обусловлено интенсивным антропогенным воздействием. Значительные изменения характеристик водоема наблюдаются с момента его образования. В этот период на Сасыке были проведены основательные гидробиологические исследования, результаты которых изложены в монографии (Харченко и др., 1990). Относительно недавно также опубликованы работы, посвященные изучению современного состояния водоема на основе сапробиологической характеристики и исследований макрозообентоса и бактериобентоса (Олейник и др., 1996; Ляшенко и др, 2010; Meteletskaaya, 1999).

Целью исследования водохранилища Сасык, спланированных коллегами из Гидробиологического института НАНУ и проводившихся международным коллективом соавторов (Vilous et al., 2016), являлся сбор проб и определение видового состава, численности и биомассы фитопланктона с последующим анализом биоиндикационных характеристик для выделения участков водоема со сходными условиями, которые сформировались под влиянием специфических внутриводоемных процессов. При этом следует учесть, что для водохранилища, как и для остальных причерноморских лиманов, значительное ветровое воздействие на водную поверхность определяет их характер и интенсивность. Но в отличие от других, менее антропогенно измененных водоемов, водный режим Сасыка зависит в значительной степени от искусственного регулирования поступления воды по каналу Дунай-Сасык и сброса ее в море через шлюз-водосброс.

Сасыкское водохранилище является одним из крупнейших водоемов на северо-западном побережье Черного моря. Оно находится на крайнем юго-западе Дунайско-Днестровского междуречья неподалеку от Килийской дельты реки Дунай. Акватория водоема имеет неправильно-овальную форму и растянута с севера на юг на 35 км. Ширина водоема в разных частях составляет от 3 до 12 км, а максимальная глубина – 3,2–3,6 м (Швебс, 1988; Шуйский, Выхованец, 2011). Площадь поверхности – около 210–215 км², а объем воды в среднем не превышает 500 млн. м³

В естественном состоянии Сасык был соленым водоемом, который сформировался в результате трансгрессии вод Черноморского бассейна на участке соединения (впадения) рек Когильник и Сарата (Шуйский, Выхованец, 2011). По происхождению этот водный объект относится к группе закрытых лиманов (Тимченко, 1990), так как до 1978 г. был отделен от Черного моря песчаной пересыпью (косой) длиной 10,1 км, высота которой достигала 2,2 – 3,4 м (Шуйский, Выхованец, 2011). Но, в отличие от других закрытых лиманов, особенностью водоема была его непостоянная связь с морем, которая осуществлялась через промоины и прорвы. В основном, действующей была Кундукская прорва шириной

100–200 м, которая находилась в центральной части пересыпи. После особо сильных северных ветров могла дополнительно образоваться Малая Кундукская прорва, и тогда водообмен моря с лиманом был весьма интенсивен. В 1978 году лиман отделили от моря искусственной дамбой (длина – 14,5 км, высота – 6 м) и соединили его с Дунаем каналом Дунай-Сасык (длина – 13,5 км, пропускная способность до 250 м³/с). Таким образом, лиман должен был превратиться в пресноводное водохранилище Дунай-Днестровской оросительной системы и стать первым транзитным звеном в проекте переброски воды водно-хозяйственного комплекса Дунай-Днепр, строительство которого так и не было закончено. За 1979–1984 годы из водоема откачали 4 млрд. м³ воды. Ее минерализация уменьшилась почти в десять раз, но водоем так и не стал пресным, поэтому остался непригодным для орошения (Тимченко, 1990; Харченко и др., 1990; Иванова, Гуляева, 2014). Такая антропогенная трансформация и использование воды Сасыкского водохранилища сказались на структуре водного баланса, который стал причиной трансформации абиотических условий среды водной экосистемы, и, как следствие, биотического звена экосистемы.

Указанные преобразования, и их влияние на функционирование водной экосистемы, определяют актуальность проведенного в 2013 г. исследования.

Распределение фитопланктона нами оценивалось по численности, биомассе и видовому составу, анализ которого стал основой для биологической индикации. Пробы фитопланктона отбирали с помощью планктонной сети Апштейна, а также батометром Рутнера (Арсан та ін., 2006). В общей сложности, отобраны 51 проба на 17 станциях по акватории водохранилища (Рис. 43).



Рисунок 43. Карта водохранилища Сасык и станции исследований

Выбор и распределение станций основаны на рекомендациях исследователей похожих водоемов (Kupa et al., 2014), а также согласно проведенным ранее исследованиям на этом водоеме (Харченко и др., 1990) для возможного

сопоставления с ретроспективными данными. Анализ полученных данных проводился как по отдельным станциям, так и по районам: южный, или низовье (станции 1–7); центральный (станции 8–10 и 15–17) и северный, или верховье (станции 11–14). Такое районирование обусловлено разнородностью абиотических условий функционирования экосистемы водоема и обосновано в ранее опубликованных работах (Харченко и др., 1990; Тимченко, 1990; Иванова, 2014). Густота сетки станций в южном районе больше, так как мы хотели оценить возможное влияние дунайской воды на формирование экосистемы этой части водоема.

Сетные альгологические пробы были исследованы с помощью микроскопов Zeiss и PZO в живом состоянии, а также зафиксированном в нейтральном 3% растворе формальдегида. Количественный подсчет клеток фитопланктона проводился в камере Нажотта (0,2 см³) из проб, отобранных батометром.

Наблюдения проводились в период летнего максимума фитопланктона (конец июля – начало августа) в 2013 году. Эти сборы позволяют охарактеризовать распределение фитопланктона по всей акватории водохранилища в период наименьшего перемешивания и наибольшей температуры воды. Аналогичные работы были проведены на Рыбинском водохранилище (Поддубный, 1993). Параллельно отбору проб фитопланктона измерялись температура воды, количество растворенного в воде кислорода, а также определялись оптические свойства воды.

Пробы были отобраны в разные дни в южном и северном районе водохранилища из-за значительной площади акватории водоема, а также сильного волнения в первый день. Во время отбора проб в южном районе водохранилища (станции 1–7) вначале наблюдалась солнечная погода, сменившаяся значительной облачностью. На поверхность водоема воздействовал северо-западный ветер со скоростью 3–4 м/с, создавая штормовые условия (высота волн – до 70 см) и обуславливая постоянное присутствие ветровых полос Ленгмюра. Температура поверхностного полуметрового слоя воды составляла около 23 °С. Во время съемки в северной и центральной части водохранилища (станции 8–17) ясная погода также сменилась облачностью. Легкий ветер (1–2 м/с), дующий с северо-запада, вначале сменился штилем, а в конце съемки – южным ветром. Слабо выраженные ветровые полосы наблюдались только в центральной части водохранилища, а пятна "цветения" – на станции 14. Температура воды на поверхности колебалась от 23,9 до 24,8 °С. Необходимо отметить, что длительное время до и после съемки канал Дунай–Сасык, по которому в водохранилище поступает дунайская вода, не работал (с 10.06 по 27.08.2013 г.), а морской шлюз-водосброс в это время был открыт. Эту особенность работы гидротехнических сооружений в данный период нужно учитывать, так как внешний водообмен – это важный фактор формирования условий для развития экосистемы, и влияет на перенос водных масс вместе с фитопланктоном.

Анализ видового состава фитопланктона выявил наличие в водохранилище групп видов-индикаторов некоторых показателей экологического состояния водоема (температуры, рН среды, сапробности и др.) согласно данным (Барина и др., 2006). Это виды, которые предсказуемо реагируют на изменение среды, а потому значимы для биоиндикации. Индексы сапробности (Sládeček, 1973, 1986) были рассчитаны на основе выявленных видов и их обилия для каждого сообщества планктона по общепринятой формуле расчета сапробности по Сладечку. Кроме того, рассчитан индекс разнообразия Шеннона (Odum, 1969). Статистические подходы использовались в методах сравнительной флористики (Новаковский, 2004) для расчета сходства водорослевых сообществ на станциях отбора.

Кроме того, в работе использовано программу Statistica 12.0 для построения карт распределения гидробиологических и химических данных по акватории водохранилища из наших предыдущих исследований (Bilous et al., 2016). Основным требованием для отображения данных были ГИС-координаты точек отбора проб, которые измерялись в 2013 году. Построение типа 3D поверхности для создания экологической карты не требовал каких-либо дополнительных данных, чем те, что были использованы в программе Statistica 12.0, то есть, восточные и северные координаты точек отбора проб и сам картируемый параметр. Теперь, с помощью современной версии этой программы ученые могут легко строить экологические карты по площади водного объекта (Barinova et al., 2015c).

Учитывая малую глубину водохранилища, которая составляет до 3 метров, и при этом достаточно большую поверхность водного зеркала водохранилища, наблюдалась однородность измеренных значений. В этом случае, осуществлена найти какие-то инструменты для выявления изменений в показателях, значимых при анализе состояния экосистемы в дальнейшем мониторинге водохранилища Сасык. Изначально нами было осуществлено картографирование на основе некоторых показательных биоиндикаторов, а также видового разнообразия, численности, биомассы и средней величины клетки (Bilous et al., 2016). Далее использована современная версия программы Statistica для применения нового статистического метода при картографировании данных по поверхности водного объекта. Следует отметить, что биоиндикационные методы довольно информативны при анализе и других больших региональных водных объектов (Barinova et al., 2015c). Таким образом, выполненная работа была важной не только с точки зрения мониторинга, а также и для поиска экономически эффективных методов оценки состояния экосистемы и визуализации распределения ее параметров.

Анализ экологического состояния Сасыкского водохранилища был проведен на основе альгологических проб фитопланктона, отобранных в летний период 2013 года украинской командой в составе международного коллектива исследователей. В результате исследования было определено 130 видов водорослей (136 видовых и внутривидовых таксонов), как и в других подобных водных объектах (Barinova et al., 2011c; Barinova, Sivaci, 2013; Klymiuk et al., 2015). Количество видов от станции к станции изменялось в пределах 36–64 таксонов. Примечательно, что видовое богатство в вышеупомянутых озерах уменьшается с увеличением солености, как было продемонстрировано в группах озер с высоким содержанием солености (Barinova et al., 2009a; Klymiuk et al., 2015). Разнообразию водорослей водохранилища Сасык с относительно большим количеством видов подтверждает свою пресноводную устойчивость в настоящее время в масштабе изученных озер региона. А доминирующие виды Chlorophyta в фитопланктоне Сасыкского водохранилища (Bilous et al., 2016) характеризуют его экосистему как эффективную, наподобие субтропических озер Индии (Ghosh et al., 2012; Barinova et al., 2012) или летних сообществ в Неот Хакикиар в Израиле (Barinova, Romanov, 2015). В то же время, для различных, более северных, водных объектов Украины, характерно преобладание в фитопланктоне диатомовых водорослей (Klochenko et al., 2014; Klymiuk et al., 2015).

Следует отметить, что большинство выявленных видов водорослей планктона (90%) оказались индикаторами экологического состояния водоема, что представлено в таблице 44.

Таблица 44. Биоиндикационные характеристики фитопланктона на станциях отбора проб Сасыкского водохранилища в летний период 2013 года

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Категории	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Температура																	
temp	5	4	9	7	6	6	6	6	4	6	4	3	3	6	3	5	3
eterm	–	1	1	2	1	1	1	1	1	1	–	2	3	1	1	1	–
warm	–	–	1	1	–	1	–	1	1	–	–	1	–	–	1	–	–
Соленость																	
hb	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1
i	23	22	31	22	24	23	23	28	22	24	25	23	15	28	16	14	22
hl	5	6	8	7	8	5	8	6	7	5	7	7	5	4	5	5	7
mh	–	–	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
pH																	
acf	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
ind	9	8	11	9	8	7	10	8	9	7	7	9	7	10	4	4	6
neu	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
alb	–	1	1	1	1	–	–	–	–	1	1	2	–	–	–	–	–
alf	6	9	15	8	11	11	8	10	7	9	8	8	4	8	6	5	7
Реофильность																	
st	5	5	6	6	8	4	2	6	4	4	4	8	4	5	5	2	4
st-str	30	32	39	28	30	32	34	35	32	33	32	26	22	36	24	26	26
str	–	1	1	1	1	2	–	–	–	1	1	2	–	–	1	–	1
Сапробность, Sládeček																	
a	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–
a-b	3	2	2	2	3	1	1	1	1	1	2	2	1	3	2	–	2
b	21	17	22	18	20	18	18	21	19	20	20	19	13	22	16	16	16
b-a	1	4	1	2	3	3	2	3	2	1	2	2	2	2	–	3	1
b-o	3	2	3	3	2	4	2	3	3	3	2	3	1	3	2	1	2
b-p	1	1	1	–	1	1	1	1	1	1	–	–	–	–	1	–	–
o	–	1	2	–	1	–	2	1	1	3	1	–	1	3	1	–	1
o-a	6	7	12	10	9	8	11	11	9	8	8	7	9	8	5	6	9
o-b	3	4	5	3	2	2	2	5	3	5	5	3	3	5	3	2	2
o-x	1	–	1	1	1	1	1	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–
x	–	–	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
x-b	–	1	1	–	1	1	–	1	–	–	1	2	1	1	–	–	1
x-o	–	1	2	1	2	1	–	–	–	1	1	–	–	–	1	–	1
Сапробность, Watanabe																	
sx	2	2	4	1	1	1	3	2	1	2	1	1	–	3	–	–	1
es	3	7	10	8	9	10	5	7	5	6	6	4	3	3	5	4	5
sp	2	1	2	2	3	1	2	1	1	1	1	3	1	2	1	2	1
Класс качества вод по индексу S																	
I	–	1	2	1	2	2	1	–	–	1	1	–	–	–	1	–	1
II	4	6	9	4	5	4	5	7	4	8	7	6	5	9	4	3	4
III	31	30	38	33	34	33	33	38	33	32	32	31	25	35	23	26	28
IV	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	–	–	–	–	1	1	–
V	3	2	2	2	3	1	1	1	1	1	2	2	1	3	2	–	2
Трофность																	
o-m	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Категории	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
m	1	1	–	1	1	–	–	–	1	–	1	1	–	–	1	–	1
me	–	2	3	1	1	2	1	1	1	3	1	1	–	1	1	–	1
e	4	6	10	3	7	7	5	5	4	5	6	4	3	6	3	3	4
he	2	1	2	2	2	1	1	2	–	1	1	2	–	1	1	1	1
o-e	–	1	1	3	1	2	1	1	1	1	–	–	1	–	1	2	–
Тип питания																	
ats	–	–	2	1	1	1	2	2	–	1	–	2	–	1	–	–	–
ate	4	9	11	6	8	7	5	5	6	7	7	4	3	4	5	4	5
hne	2	2	2	2	2	3	1	2	1	2	2	2	1	2	2	1	2
hce	1	–	1	1	1	1	1	–	–	–	–	1	–	1	–	1	–
Индекс сапробности																	
	2,15	1,99	1,99	2,15	2,02	2,05	2,04	2,00	2,03	1,93	1,94	2,00	2,17	200	2,29	2,19	1,97
Численность (10⁶ кл./дм³)																	
	56,2	24,0	30,8	86,3	36,3	14,9	24,2	21,9	22,6	25,5	32,4	22,5	35,3	18,1	48,7	^{126,} ₁	24,2
Биомасса (мг/дм³)																	
	6,55	3,96	5,45	4,95	4,43	3,77	3,40	3,47	2,56	3,83	4,51	3,64	1,95	2,98	8,20	4,79	4,07
Число видов																	
	50	48	64	49	53	50	53	59	48	51	50	46	36	54	40	36	47
Индекс Шеннона																	
	2,38	2,55	2,58	2,03	2,56	2,63	2,61	2,67	2,31	2,50	2,32	2,53	2,00	2,53	2,68	1,86	2,62
Средняя масса клетки (Ч/Б, 10⁻⁶ мг/кл.)																	
	012	016	018	006	012	025	014	016	011	015	014	016	006	016	017	004	017

В результате анализа данных из таблицы, были определены особенности распределения фитопланктона по площади водохранилища, а, соответственно, и некоторые характеристики водных масс. Однако, в целом можно заключить, что распределение водорослей-индикаторов условий среды в водохранилище равномерны, так как, несмотря на описанную выше разницу встречаемости некоторых видов по станциям, доминанты указанных групп индикаторов характерны для всей акватории водоема. Следовательно, по этой причине, для наглядности, на карту водоема (Рис. 44) были нанесены не все представленные группы индикаторов, а наиболее показательные (встречаемость видов определенной группы; значения показателей больше или меньше среднего). Также было проанализировано распределение переменных водорослевых сообществ по всему водохранилищу.

Температура. В общей сложности 19 таксонов оказались индикаторами температурного режима. Как видно из таблицы 44, на всех станциях преобладают индикаторы умеренного температурного режима (50–100%). Теплолюбивые виды встречались лишь на 7 станциях в малом количестве (до 20%), но именно они, даже их присутствие, наиболее показательны при анализе распределения водных масс.

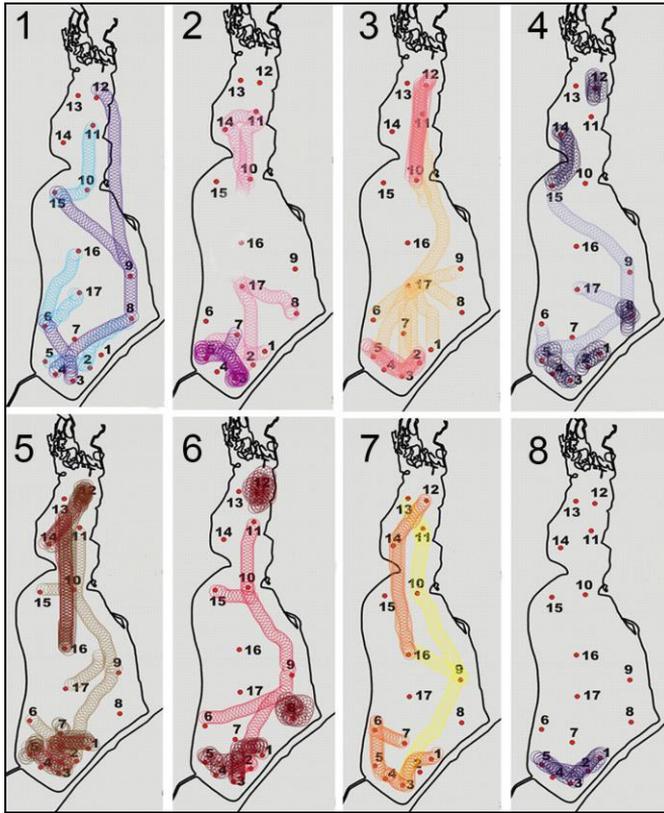


Рисунок 44. Распределение наиболее показательных групп индикаторов и сообществ водорослей по акватории водохранилища Сасык. 1 – индикаторы температуры воды, теплолюбивые (фиолетовые), умеренной температуры (голубые), 2 – индикаторы солености, галофилы (розовые) и мезогалофы (бордовые), 3 – индикаторы pH, алкалофилы (оранжевые) и алкалобионты (розовые), 4 – индикаторы реофильности, стоячие, 5 – индикаторы органического загрязнения по Ватанабе, сапрофилы (коричневые), эврисапрофы (бежевые), 6 – индикаторы трофности, олиго-эвтрофы (красные), гипер-эвтрофы (бордовые), 7 – индикаторы типа питания, факультативные гетеротрофы (желтые), гетеротрофы (оранжевые), 8 – индикаторы класса 5 качества вод

На карте 1 рисунка 44 показано распределение этих видов, которые обитают на крайней северной части водохранилища у места впадения реки Сараты, ближе к восточному берегу центрального района около шлюза-водосброса, за Ископотской косой, у западного и южного берега южного района водохранилища. Неудивительно, что наиболее теплолюбивые виды фитопланктона были отмечены на прибрежных станциях, так как здесь вода на меньших глубинах может прогреваться сильнее. Параллельные исследования температурного режима с помощью водного термометра показали, что наибольшая температура в этот период ($24,8^{\circ}\text{C}$) наблюдалась в центральном районе водохранилища (станции 16 и 17), где вся водная масса имела температуру выше 24°C , южная часть водохранилища была прогрета меньше – $23 - 24^{\circ}\text{C}$, вся северная часть – $23,9 - 24^{\circ}\text{C}$. Действительно, натурные измерения и литературные данные (Харченко и др., 1990) показывают, что в летний период при меридиональных ветрах наибольшая температура наблюдается в центре водоема. Такое распределение температуры связано с влиянием систем циркуляционных круговоротов, дрейфовых течений и работой гидротехнических сооружений. Реакция фитопланктона при этом может несколько запаздывать, что и подтверждается сравнением данных биоиндикации, дающих интегральную оценку по видам, и натурных наблюдений по измерениям показателей воды. Таков был первый этап в

анализе распределения показателей экосистемы водохранилища Сасык с созданием ручных карт. На следующем этапе были сконструированы электронные статистические карты, обладающие не только континуальностью представления данных распределения, но и прогностическими свойствами (Barinova et al., 2015c).

8.3.2. Визуализация данных биоиндикации

Для визуализации распределений в программе Statistica 12.0 на основе ГИС координат точек отбора проб, собранных и обработанных сотрудниками Гидробиологического института НАНУ, построены карты по поверхности водоема (Barinova et al., 2016a), в первую очередь, температуры воды. Нами отмечена высокая однородность значений температуры воды и распределения фитопланктона (Bilous et al., 2016). Оценка экосистемы водоема с помощью экологических карт (Рис. 45) на основе распределения биоиндикаторных групп температурного режима показала их высокую гетерогенность, градиент которой можно видеть на карте даже в случае небольшой амплитуды данных (Рис. 45а).

Температура воды, несмотря на малую амплитуду данных, показала участок возле дамбы с пониженными показателями, что свидетельствует о проникновении внутрь водоема более прохладных вод через дамбу в летний период 2013 г. Биоиндикация температуры воды позволила выявить два участка, в которых доля эвритермных видов увеличивалась возле места впадения реки Когильник, а также на участке впадения канала Дунай–Сасык (Рис. 45б). Число индикаторов умеренной температуры было немного выше в южной части водоема, куда попадает дунайская вода (Рис. 45в). Тем не менее, распределение показателей теплолюбивых видов (Рис. 45г) показывает, что акватория вблизи береговой линии водохранилища Сасык является самой теплой.

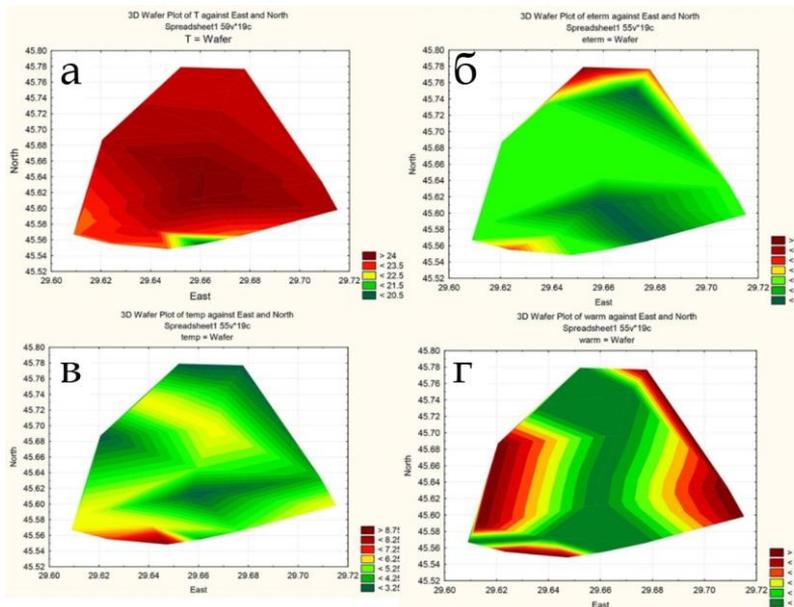


Рисунок 45. Статистические карты распределения температуры воды (а) и индикаторных видов в фитопланктоне водохранилища Сасык: Эвритермные виды (б), Индикаторы умеренного температурного режима (в), и Теплолюбивые виды (г)

Если сравнить распределение индикаторных групп температурного режима графическим способом, нанося затемнение на карту вручную, и программным нанесением индикаторов, то в целом можно отметить схожее распределение. При этом, прогностическое распределение легче увидеть, имея программный компонент Statistica 12.0. Более того, статистически построенные карты близких температурных показателей, таких как эвритермные виды и индикаторы умеренной температуры воды, позволили выявить постепенное потепление поверхности воды для районов водохранилища (Рис. 45б, в).

Соленость. Всего индикаторов солености, которые выявлены в планктоне водохранилища, 77. В их составе есть как олигогалобы (галофилы, индифференты и галофобы), так и мезогалобы (Hustedt, 1938–1939). Виды-олигогалобы существуют при уровне солености 0–5‰, а мезогалобы при 5–20‰ (Барина и др., 2006; Климяк та ін., 2014).

Для Сасыка проблема уровня минерализации воды до сих пор актуальна, так как достичь необходимого показателя так и не удалось. В начале существования водоема в качестве водохранилища, здесь преобладали индифферентные виды. Меньше развивались галофилы, на всех станциях в малом количестве встречались галофобы, а вот мезогалобы – лишь на двух станциях в южном районе Сасыка. Ранее уже отмечалось (Харченко и др., 1990) это неравномерное распределение, и указывалось, что основными источниками поступления высокоминерализованных вод являются реки Когильник и Сарата. Однако современные натурные измерения (середина июля 2013 г.) поста в с. Борисовка свидетельствуют об общей минерализации в пределах 2,12 г/дм³ или 2,12‰. Это доказывает, что на момент проведения наших исследований вода в водохранилище была солоноватой. Следует также учитывать, что индикация в системе галобности оценивает присутствие только хлоридов, а минерализация, то есть общий ионный состав, также включает другие катионы и анионы. Слабое засоление вод Сасыка подтверждается доминированием по всей акватории видов-олигогалобов. В то же время, на станциях 3 и 5 (Рис. 44, 2) было отмечено присутствие мезогалобов, что характеризует воду на этих станциях как более соленую, несмотря на то, что южный район водохранилища находится под влиянием работы канала, по которому поступает пресная дунайская вода (Харченко и др., 1990). Похожее расхождение в результатах были получены в исследованиях (Климяк та ін., 2014). Авторы объясняют это влиянием на состав фитопланктона частичного пересыхания мелководной заросшей литорали, что, возможно, способствует развитию мезогалобов в небольшого размера мелководных озерах. Минерализация Славянских соленых озер зависит также от направления потока подземных притоков палеорек, которые часто невидимы в ландшафте, но которые могут быть идентифицированы либо с помощью биоиндикаторов из водорослевых сообществ, либо через химический состав воды (Klymiuk et al., 2015).

Визуализация общего количества растворенных солей (TDS – Total Dissolved Solids) в программе Statistica 12.0 показала (Рис. 46а) высокую однородность поверхности водохранилища на основе этого показателя, то есть относительно ровное распределение индикаторных видов растительного планктона. Однако в южной части водохранилища можно отметить увеличение TDS на участке, где впадает канал из Дуная. Появление галофилов на рисунке 46б представляет как бы продолжение течения впадающих в водохранилище с севера рек, что наблюдалось также для малых озер Славянского курорта (Klymiuk et al., 2015). Слабое увеличение мезогалобов отражала карта Рис. 46в, где видно, что индикаторы слабосоленых вод произрастают выше и ниже впадающего канала из Дуная.

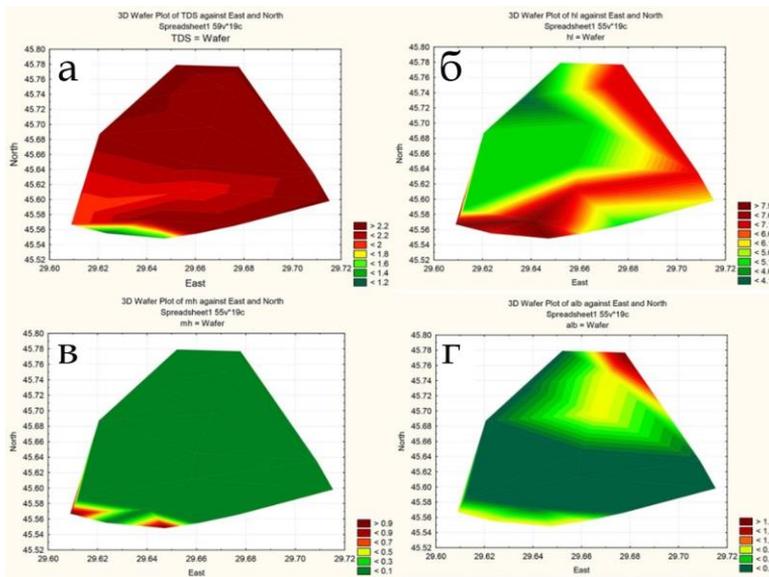


Рисунок 46. Статистические карты распределения индикаторных групп в фитопланктоне водохранилища Сасык: Соленость (ТДС) (а), Галофилы (б), Мезогалобы (в), Алкалибионты (г)

Следует также отметить, что гидрохимические исследования, проведенные в другие сезоны 2014 г., подтвердили, что общая минерализация на этих станциях отличалась от остальных районов и составляла в мае 2014 года $2,21 \text{ г/дм}^3$ (среднее по акватории – $2,19 \text{ г/дм}^3$), а в августе – $1,19\text{--}1,42 \text{ г/дм}^3$ (среднее – $2,07 \text{ г/дм}^3$), то есть, изменялась в зависимости от гидрологической ситуации и времени года. Интересно, что виды-мезогалобы найдены в участках возле впадения канала Дунай-Сасык, но след от поступления его пресных вод отчетливо прорисован на карте (Рис. 46в). Учитывая их низкую количественную представленность, они не имели решающего значения в общем анализе, но карты показали не только их присутствие, но и зону влияния пресных вод. Таким образом, распределение видового разнообразия индикаторных видов солености вод в общем подтверждается гидрохимическими исследованиями минерализации вод.

Сравнение выявленных экологических особенностей с другими водными объектами показало значительную амплитуду колебания минерализации. Как видим из недавних исследований, соленость озер и водохранилищ южнобореальных провинций имела широкую амплитуду от $0,5 \text{ г/дм}^3$ (озеро Большая Лота в Турции (Barinova et al., 2013)) до $0,9\text{--}30 \text{ г/дм}^3$ (северные озера Казахстана (Barinova et al., 2009b)). Воды озера Балхаш, даже в западной части (которая более опреснена), солоноватые (Кгура et al., 2014), однако Кольсайские озера – пресноводные (Кгура, Barinova, 2016). Водоёмы в южной субтропической провинции Индии имеют как пресные воды, где, например, в озере Сантрагачи (Ghosh et al., 2012) соленость $0,3 \text{ г/дм}^3$, так и солоноватые, как озеро Шибпукур с соленостью около 4 г/дм^3 (Barinova et al., 2012). В Израиле, в аридной зоне, соленость вод варьирует так же, как и в северном Казахстане, от $0,9$ до 30 г/дм^3 (Barinova et al., 2009b, 2012). Сравнение этих данных помогает нам понять, что водохранилище Сасык, или как его еще называют озеро, занимает среднее положение по солености – $2,2 \text{ г/дм}^3$.

pH. Из исследованного видового состава водорослевого планктона водоема Сасык выявлено 49 индикаторов pH среды. Среди них были алкалибионты (pH больше 8), алкалофилы (pH 7–8), индифференты (pH 6–7), нейтрофилы (pH около 7,

группа входит в состав рН-индифферентов), и ацидофилы (рН 5–6) (Hustedt, 1957). По всем станциям доминировали алкалифилы и индифференты. То есть, по результатам биоиндикации рН воды мог колебаться в пределах 6–8. Доминирование алкалифилов и индифферентов указывает на слабощелочные воды. Наличие алкалибионтов, которые могут выживать при рН = 8 и даже более, а особенно их увеличение, свидетельствует о поступлении вод из других источников.

Согласно данным поста в с. Борисовка в летний период 2013 г. зафиксировано значение рН 8,0 (зимой – 8,45, весной – 8,15, осенью – 8,10), а по литературным данным (Харченко и др., 1990) указано, что в первые годы существования водохранилища рН находился на уровне 8,0–8,2. Поэтому характерным для водохранилища должно быть наличие, в основном, видов характерных для слабощелочных вод. Чтобы проследить возможное влияние антропогенного загрязнения, которое может проявляться в ацидификации (закислении) вод, были обозначены на карте (Рис. 44, 3) станции, где более 50% видового состава видов-индикаторов рН воды являлись индифферентами. На рисунке 46г показана гетерогенность распределения индикаторов рН. Высокие значения рН, обозначенные алкалибионтами, показаны в северном районе (верхняя часть водохранилища), куда впадают реки Когильник и Сарата. Обычно подземный сток рек несет более щелочные воды, поскольку они протекают по осадочным породам, что и видно на карте рисунка 46г. На защелачивание влияет также сток с полей и огородов сел Борисовка и Глубокое, фермы и кирпичного завода, расположенных вдоль пологого западного берега. Также напротив станции 12 расположено с. Траповка. То есть, вполне вероятно, что здесь основным может быть антропогенный фактор. Также индифференты отмечаются на большинстве станций южного района.

Реофильность. В фитопланктоне водохранилища выявлено 88 индикаторов динамики (подвижности) водных масс и кислородного режима. Обычно эту группу образуют виды-индикаторы стоячих (с низким содержанием кислорода), текучих (хорошо обогащенные кислородом) и медленно текучих (среднее содержание кислорода) водных масс. В водохранилище Сасык преобладают индикаторы средне-насыщенных кислородом вод (72–95%), что, в принципе, характерно для мелководного, подверженного ветровому перемешиванию водоема. Согласно нашим данным, содержание растворенного кислорода на станциях отбора проб изменялось в пределах 6,14 – 8,45 мг О₂/дм³ (Иванова, 2013), по данным поста в с. Борисовка этот показатель равен 7,01 мг О₂/дм³.

На карте (Рис. 47а) обозначено распределение вод по обогащенности кислородом. По данным натурных исследований наглядно выделились наиболее насыщенные кислородом воды – у дамбы и в центральном районе водохранилища. Также на рисунке 47г видно, что индикаторы подвижных вод найдены в местах впадения рек и канала. То есть, в данном случае, индикаторы показали не только кислородный режим, но и степень турбулентности водных масс водохранилища.

Данные гидрохимического анализа и биоиндикации не везде совпали. Так, в верховье (северный район), согласно гидрохимическому анализу, в поверхностном слое больше растворенного кислорода содержится в воде вдоль западного берега, а согласно биоиндикации – вдоль восточного. А вот содержание кислорода в придонном слое совпадает с показаниями биоиндикации. Такая разница, возможно, обусловлена мелководностью водоема и ветровым воздействием на его поверхность.

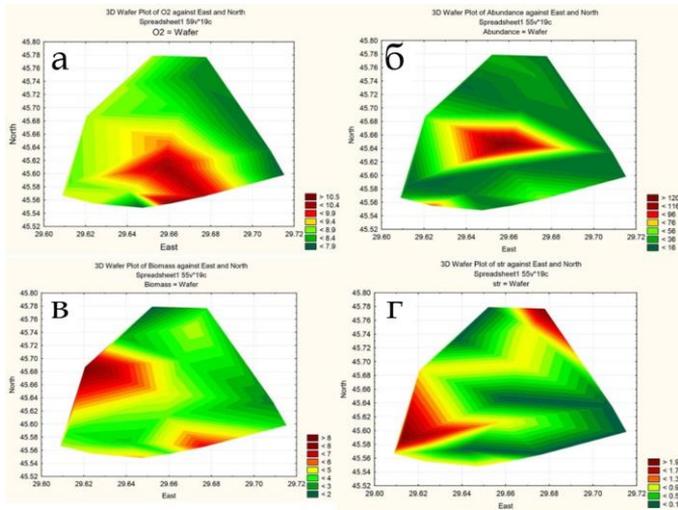


Рисунок 47. Статистические карты распределения кислорода (а) и индикаторных групп в фитопланктоне водохранилища Сасык: Численность фитопланктона (б), Биомасса фитопланктона (в) и Индикаторы насыщенных кислородом быстро текущих вод (г)

По данным нашего моделирования, а также по (Тимченко и др., 1988), при меридиональных (северном и южном) ветрах между районами осуществляется заметный водообмен, а вот при широтных ветрах такого явления не отмечено. Во время проведения съемки, в основном, отмечалось влияние северо-западного ветра. То есть, перемещение поверхностного слоя воды (до 0,5 м) вместе с фитопланктоном происходило с северо-запада на юго-восток (это подтверждается увеличением биомассы на соответствующих станциях в северном районе). Поэтому, возможно, и виды, которые развивались в более насыщенных кислородом водах вдоль западного берега, были перенесены к восточному берегу. Согласно гидрохимическому анализу, наибольшее количество кислорода – на станциях 17 и 2. Здесь же встречаются и виды-индикаторы хорошо обогащенных кислородом вод. Их присутствие также отмечено почти на многих станциях южного района, что подтверждает данные гидрохимического анализа об относительно высоком уровне содержания в воде растворенного кислорода. В целом статистические карты проявили связь насыщенности кислородом вод и численности водорослей планктона более, чем их биомассы.

Численность. Численность клеток фитопланктона на станциях водохранилища Сасык варьировала от 14955 тыс. кл./дм³ до 126075 тыс. кл./дм³. Наибольшая численность фитопланктона зафиксирована в центре (максимальная) и в южном районе – вдоль плотины и около впадения канала. При визуализации полученных значений численности с помощью статистических карт, стало заметным как общее распределение, так и то, что наибольшие величины характерны для центра водоема (Рис. 47б).

Биомасса. Значение показателя биомассы фитопланктона водохранилища колебалось в диапазоне 1,95–8,2 мг/дм³. При этом, станции, для которых характерна самая высокая численность, не совпали со станциями, для которых характерна высокая биомасса. То есть, наибольшие значения биомассы отмечены вдоль западного побережья водохранилища (Рис. 47в). При анализе биологических особенностей развития фитопланктона проведено сравнение их с литературными данными (Харченко и др., 1990). Увеличение численности и биомассы в местах,

обозначенных на карте, объясняется подходящими условиями для развития фитопланктона, большим органическим загрязнением, а также перемещением водных масс по акватории (наибольшая биомасса – по краям антициклональных циркуляций и в зоне “размытого поля” в южном районе).

Трофическое состояние (Van Dam et al., 1994). В водохранилище Сасык в планктоне отмечено 29 индикаторов трофического состояния. Очень важно знать, насколько органическое загрязнение стимулирует трофическую устойчивость в водохранилище, и какие из таксонов являются наиболее показательными. Индикаторы трофического состояния были представлены: олиго-мезоэутрафентами, мезотрафентами, мезо-эутрафентами, эутрафентами, гиперэутрафентами и видами широкого диапазона от олиго- до эутрафентов (гиперэутрафентами). Виды эутрафентны преобладали по всему водохранилищу (в среднем 56%), то есть, воды исследуемого водоема являются эвтрофными с высоким уровнем первичной продукции. Но интересно проследить за распространением гиперэутрафентных видов, которые также встречались почти по всей акватории водохранилища (Таблица 44), но в разном количестве. На ручной карте (Рис. 44, 8) отмечены станции, где виды-гиперэутрафенты составили более 15% общего количества (среднее значение). Это прибрежная часть низовья водохранилища и место впадения реки Сараты. В центральной части на станции 16 также отмечается большое количество гиперэутрафентов, и можно отметить, что эта же станция выделяется органическим загрязнением по Ватанабе, а также максимальными значениями численности фитопланктона.

С помощью статистического картографирования значений индикаторов трофического состояния проанализировано распределение именно этих двух, наиболее показательных в отношении трофности вод групп (Рис. 48а, б). Отчетливо видна эвтрофикация у юго-западного побережья (Рис. 48а), где индикаторы гипертрофного состояния, в основном, распределены у дамбы и в южной части водоема возле канала Дунай–Сасык, а также в северной части, где впадают реки (Рис. 48б).

Тип питания или Отношение водорослей к азотным соединениям (Van Dam et al., 1994). В планктоне Сасыка выявлено 30 индикаторов отношения водорослей к азотным соединениям, растворенным в воде. Среди них: азот-автотрофные виды, которые могут существовать при очень малых концентрациях органически связанного азота (ats), азот-автотрофные виды, которые выдерживают повышенные концентрации органически связанного азота (ate), факультативно азот-гетеротрофные таксоны, которые нуждаются в периодически повышенных концентрациях органически связанного азота (hne), и облигатно азот-гетеротрофные виды, для которых необходимы непрерывно-повышенные концентрации органически связанного азота (hce). Также распределение некоторых групп гетеротрофных таксонов помогает выявить станции, где загрязнение подавляло фотосинтетический процесс. Обычно причиной этой ситуации могут быть токсиканты, которые могут находиться в водохранилище. Таким образом, можно выделить на поверхности водоема районы, которые имеют вещества, являющиеся токсичными для первого уровня трофической пирамиды.

В водохранилище преобладали азот-автотрофные таксоны, которые могут выносить повышенные концентрации органически связанного азота (ate) (в среднем – 66%). При этом, виды-гетеротрофы (hce) отмечены на почти всей площади южного района, одной станции в центральном и двух станциях в северном районе (у западного берега напротив с. Борисовка и у места впадения р. Сарата). В свою

очередь, азот-гетеротрофы (hne) встречались, в основном, в южном районе водохранилища. Гетеротрофы могут быть также индикаторами загрязнения из-за подавления токсическими веществами интенсивности фотосинтеза некоторых видов фитопланктона. На этот факт следует обратить внимание при последующем мониторинге. Статистические карты были построены для всех групп индикаторов типа питания, но более наглядно распределения именно двух групп факультативных гетеротрофов показывают отношение водорослей планктона к загрязнениям в водоеме (Рис. 48в, г).

В это же время, следует отметить, что индикаторы автотрофного питания в водоеме существенно преобладают (по аналогии с озерами Славянского курорта (Климюк та ін., 2014). Также, согласно гидрохимическому анализу воды на посту с. Борисовка, в летний период 2013 г., содержание аммонийного азота в воде составило 0,16 мг/дм³, нитритного – 0,005 мг/дм³, нитратного – 0,10 мг/дм³, что значительно меньше установленных предельно-допустимых значений. Обобщая результаты этих методов, необходимо признать, что сообщества водоема активно перерабатывают поступающее загрязнение за счет активности фотосинтеза.

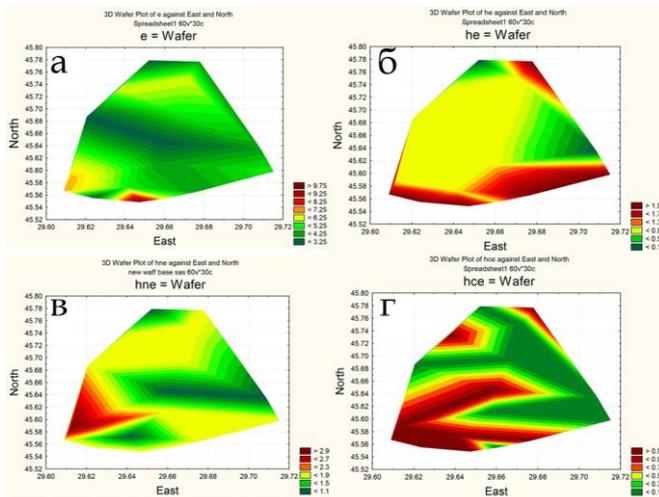


Рисунок 48. Статистические карты распределения индикаторных групп трофности в фитопланктоне водохранилища Сасык: эутрафенты (е) (а), гиперэутрафенты (he) (б), и индикаторов типа питания: факультативно гетеротрофные организмы (миксотрофы), периодически нуждающиеся в повышенных концентрациях органически связанного азота (hne) (в), облигатно гетеротрофные таксоны (миксотрофы), постоянно нуждающиеся в повышенных концентрациях органически связанного азота (hce) (г)

Органическое загрязнение по Пантле-Буку в модификации Сладечека (Sládeček 1973; 1986). Была изучена интенсивность, с которой происходит разложение органического материала в водохранилище. Из 109 видов-сапробионтов из планктона Сасыка выявлены: ксеносапробы, ксено-олигосапробы, олиго-ксеносапробы, ксено-бета-мезосапробы, олигосапробы, олиго-бета-мезосапробы, бета-олигосапробы, олиго-альфа-мезосапробы, бета-мезосапробы, бета-альфа-мезосапробы, бета-полисапробы, альфа-мезосапробы и альфа-бета-мезосапробы. Согласно данной классификации и обилия каждого из видов в комплексах фитопланктона, можно определить индекс сапробности (Барина и др., 2006; Климюк та ін., 2014), а после сопоставить значения индекса с классом качества воды. Необходимо отметить, что доминирующими в Сасыке были виды-индикаторы бета-мезосапробной зоны (42–54%), что сходно с литературными данными (Харченко и др., 1990). Средняя величина рассчитанного нами индекса сапробности варьировала в относительно небольших пределах от 1,93 до 2,29. Все значения индекса S были

разделены нами на две группы – до 2,0 и выше 2,0 для карт ручного картирования. Воды с индексом сапробности более 2,0 обозначены на рисованной карте (Рис. 44, 6). Но распределение индикаторов по группам самоочищения было более показательным. На ручную карту (Рис. 44, 7) вынесены станции, где группа индикаторов V класса составила более 5% от общего количества (среднее значение видов-индикаторов этого класса). Кроме того, индикаторы IV класса качества воды (Рис. 50а) и индекс сапробности на статистических картах (Рис. 50б), свидетельствуют, что органическое загрязнение поступает в основном с западной прибрежной части, где расположены сельхозугодья. Однако, в целом, по преобладанию индексов сапробности и индикаторов III класса качества вод, можно видеть, что водохранилище справляется с поступающим загрязнением.

Класс качества воды (по Индексу сапробности S). Класс качества воды определяется в соответствии с индексами сапробности (по Пантле-Буку в модификации Сладечека), которые соотнесены с классами. Рассчитанные нами индексы (1,93–2,29) относились только к III классу по всей акватории, что также подтверждено литературными данными (Харченко и др., 1990) и анализом содержания кислорода (для III класса – 6–8 мг О₂/дм³).

Индекс Шеннона. Индекс Шеннона изменялся в пределах 1,86–2,68 (Таблица 44). На ручной карте выделена его величина с помощью значений индекса меньше среднего, как показатель упрощения структуры сообщества фитопланктона. Наименьшие значения индекса наблюдались на двух станциях в южном районе, на двух станциях в центральном районе, ближе к восточному берегу, а также в верховье, возле восточного берега и устья реки Когильник. Статистические карты показывают упрощение сообществ на станциях возле устья Когильник, в центре водохранилища, где отмечено "цветение", и возле места входа канала из Дуная (Рис. 50в)

Количество видов. Количество видов фитопланктона в летний период 2013 года на станциях варьировало в пределах 36–64 (в среднем – 49). Наибольшие значения характерны для южного района водохранилища, а также южной части северного района вместе с перешейком. Следует отметить также, что минимальное значение количества видов фитопланктона было отмечено на станциях 13, 15, 16, то есть, у впадения реки Когильник, за Ископотской косой и в центральной части (станция, для которой характерно органическое загрязнение, высокий трофический статус, а также показатели биомассы и численности фитопланктона выше среднего) (Рис. 50е).

Сообщества водорослей. Сходство видового состава в сообществах на станциях было рассчитано с помощью Эвклидовой дистанции методом Варда и построения дендрита включения-пересечения (Рис. 49). По дендриту установлено присутствие, по крайней мере, двух типов сообществ. Первый – это центральная часть водохранилища и устье реки Когильник, а второй представляет сообщества на мелководьях по всему водохранилищу. Таким образом, можно предположить, что сложность сообществ сократилась в зонах пересечения влияний, которые приводят к разрушительным структурным изменениям. В отмеченных местах на карте можно это наблюдать (Рис. 50е).

Средняя масса клетки. Средняя масса клеток фитопланктона на разных станциях колебалась в диапазоне 0,04–0,25 × 10⁻⁶ мг/кл. Наименьшие значения отмечены на трех станциях южного района (возле впадения канала), в центральном районе (возле НС) и в центре, а также возле впадения реки Когильник. Крупноклеточные организмы отмечены на станциях 3 и 6. Нет сомнений, что условия окружающей среды, в которой развивается фитопланктон, значительно влияют на

размерные характеристики клеток, составляющих его видов (Stole, Riegman, 1995; Finkel et al., 2010). Таким образом, по средней массе клетки в сообществе (B/N) можно оценить экологическое состояние водоема (Zhang et al., 2012). В водохранилище Сасык средняя масса клетки свидетельствует об активном развитии мелкоклеточных видов. В этом случае, преобладание мелкоклеточных форм связано с ухудшением качества воды и упрощением структуры сообщества. На отмеченных местах на статистической карте (Рис. 50г) было выявлено ухудшение экологических условий водоема и, как результат, качества воды. Интересно отметить, что средняя масса клетки и индекс Шеннона, полученные нами при анализе фитопланктона, почти совпали (Рис. 50в, г). Это свидетельствует как о синхронности этих показателей, так и о том, что экосистема водохранилища, в целом, стабильна, а флуктуации структуры сообществ носят локальный характер и более связаны с аномальным развитием мелкоклеточного фитопланктона в летний период.

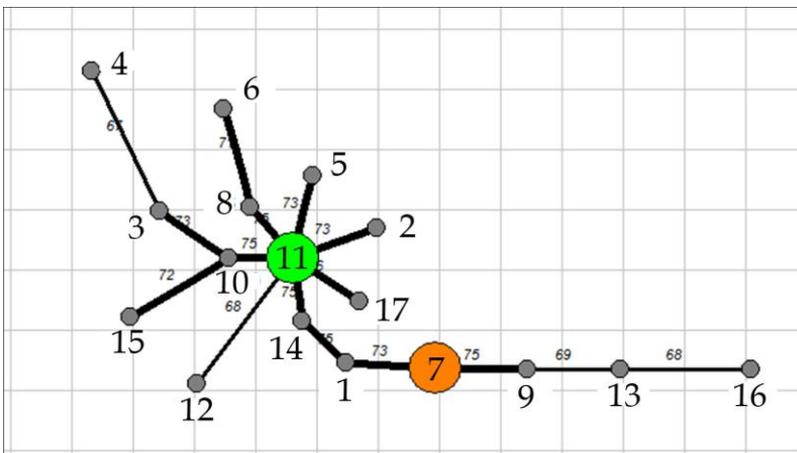


Рисунок 49. Дендрит сходства видового состава водохранилища Сасык. Толщина линий связи коррелирует со значениями коэффициентов на них. Кружками обозначены станции на площади водохранилища, цветные крупные кружки представляют флористические ядра для сообществ, отграниченные перепадом значений индекса сходства.

Видовое богатство было высоким в районах, для которых характерно влияние генетически разных вод – это, в основном, весь южный район, граничащий с морем, и часть северного у перешейка, через который происходит водообмен между разнородными частями водоема. В результате оценки устойчивости экосистемы с помощью статистического картирования видно, что выделяются те же районы (Рис. 50е).

Органическое загрязнение по Ватанабе (Watanabe et al., 1986, 1988a, b). В фитопланктоне Сасыкского водохранилища нами обнаружено 32 индикатора органического загрязнения по диатомовым водорослям в системе Ватанабе. Они представлены: сапроксенами (чистые воды), эврисапробами (умеренно загрязненные) и сапрофилами (загрязненные воды). Эврисапробы составляли в среднем 66% от общего количества индикаторов, а сапрофилы – 19%. Сапрофилы встречаются по всей акватории водохранилища, но на ручной карте (Рис. 44, 5) отмечены станции,

где их общее количество среди индикаторов больше среднего значения, то есть, более 20%.

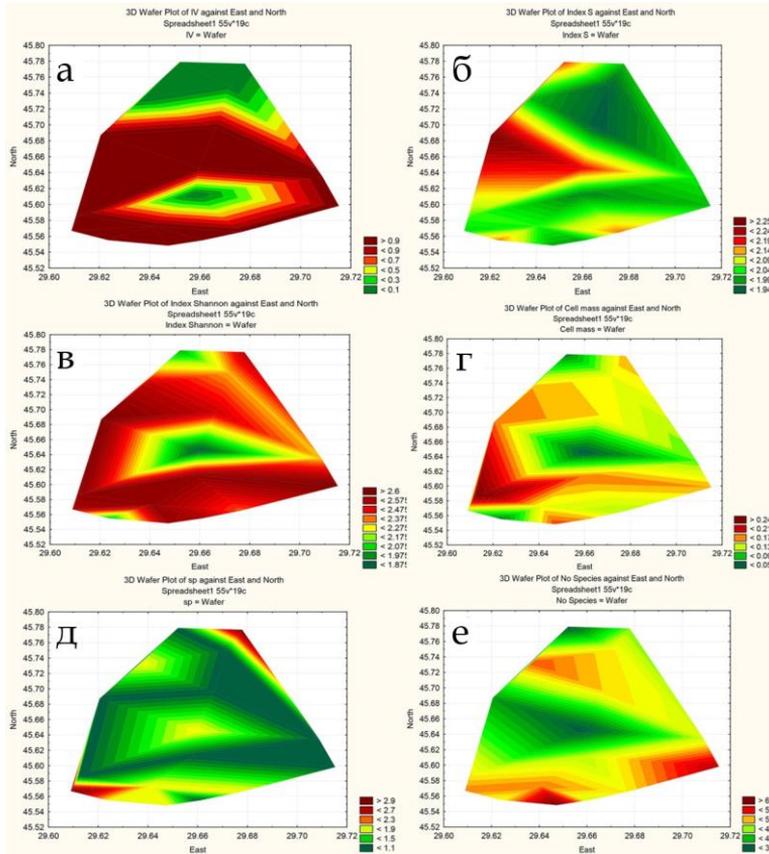


Рисунок 50. Статистические карты распределения индикаторных групп в фитопланктоне водохранилища Сасык: Индикаторы 4-го класса качества вод (а), Индекс сапробности (б), Индекс Шеннона (в), Средняя масса клетки (г), Сапрофилы (по Ватанабе) (д), Количество видов в сообществе планктона (е)

Это почти весь северный район водохранилища, у места впадения реки Сарата, соответственно, можно предположить там влияние стока подземных вод, а также нестолько станций южного района в месте впадения канала Дунай–Сасык. Статистическая карта демонстрирует распределение наиболее важных для оценки сапрофитов (Рис. 50д), где наибольшее их число видно у впадения Когильника и канала. Учитывая преобладание эврисапробных видов, в основном, воды Сасыка, характеризуются как умеренно загрязненные.

Методы биоиндикации были применены впервые в полном объеме для анализа качества воды водохранилища Сасык, как и других озер этой широты (Varinova et al., 2009b; Varinova, Sivaci, 2013; Krupa, Varinova, 2016). По сравнению с другими озерами этой широты, биоиндикация экологического состояния водохранилища Сасык сходную ситуацию, особенно по отношению к солености, которая выступает регулирующим фактором в районе Северного Казахстана и Кольсайских озер (Varinova et al., 2011c; Krupa, Varinova, 2016), а также Турции (Varinova, Sivaci, 2013) и Израиля (Varinova et al., 2009b). В то же время, результаты данных биоиндикации Сасыка отличались от данных индикации озер индийских субтропиков, где температура воды является основным регулирующим фактором (Ghosh et al., 2012;

В результате нашего исследования можно охарактеризовать водохранилище Сасык как имеющее умеренный температурный режим, воду по содержанию солей близкую к пресной, низкую щелочность, стоячие или слабо подвижные водные массы, средне обогатенные кислородом, умеренно загрязненные, III класса качества, эвтрофные, в основном, с умеренной концентрацией азота и преимущественно автотрофным типом питания водорослевого населения. Очень важным фактором, влияющим на экосистему водохранилища, являются водные массы рек Сарата и Когильник, которые имеют существенное значение при изменении рН и поступления органического загрязнения; а также влияние канала Дунай-Сасык.

В заключении можно сказать, что первым шагом для визуализации результатов биоиндикации, было построение карт. Для ручных карт было определено, какие значения или группы индикаторов являлись показательными (Bilous et al., 2016), они были выбраны, в основном, интуитивно. Так, например, индикаторы теплой воды и алкалибионты были выбраны для отображения температуры воды и рН. Но затем были вычислены стандартные отклонения для выявленного диапазона индикаторов и остальные индикационные группы выделялись уже в соответствии со значением стандартного отклонения. Наибольшие трудности при таком способе картографирования были для видового богатства, поскольку необходимо вычислить стандартное отклонение, разграничить данные, которые выше и ниже отклонения, и только после этого стало возможным нанести это на карту. Однако, решение этой ситуации пришлось несколько позже – это создание карт с помощью статистического картографирования. Удачным примером является отображение тесно связанных биологических параметров, таких как численность фитопланктона и его биомасса с реакцией сообщества на насыщение кислородом. Эти карты достаточно хорошо проявили экологические особенности исследованного водного объекта.

Соединение картирования "от руки" (Bilous et al., 2016) и статистического (с помощью программы Statistica 12.0) (Barinova et al., 2016a), параллельно с методами биоиндикации, на основе исследований фитопланктона, спланированных украинскими коллегами, а также натурных измерений физико-химических показателей, позволило международному коллективу соавторов детально и в широком спектре охарактеризовать экологическое состояние водоема Сасык.

Пространственный анализ взаимоотношений биотической части экосистемы и параметров окружающей среды может быть улучшен с помощью экологических карт. Очень важным свойством этих карт является предположительное континуальное распределение параметров, что может быть использовано для дальнейшего анализа и прогнозирования состояния экосистемы. Во всяком случае, интуитивные карты (рисунок нанесен вручную) похожи на статистическое картографирование в отношении численности фитопланктона и биомассы. Та же ситуация с анализом распределения индикаторов солености водных масс и оценки параметров, которые крайне важны при будущем использовании вод Сасыкского водохранилища. Однако при статистическом картографировании нет необходимости выбирать отдельные данные, и это дает нам общее пространственное представление о распределении всего массива данных показателя, с указанием градиентов между частями изучаемого водоема. Сравнение статистического картографирования и нанесенного рисунка вручную лишь значимых в нашем понимании величин индикаторов показывает, что статистические карты являются более показательными по отношению распределения показателей как биотических, так и средовых. В результате можно заключить, что метод картографирования любых данных по поверхности можно рекомендовать для

оценки экологического состояния водоема, не только для отдельных станций, а для всего водохранилища в целом. Хорошим примером в Сасыкском водохранилище может служить соотношение температуры воды и общего содержания растворенных солей, которое тесно связано с концентрацией хлоридов.

В водохранилище Сасык виды-индикаторы определенных групп распространялись по всей акватории, однако от станции к станции их значения отличались, выявляя неоднородность некоторых абиотических условий. Кроме того, наши исследования показали, что данные измерений некоторых показателей (температура, кислород, соленость) по станциям не всегда совпадают с данными биоиндикации. Возможно, это обусловлено активной реакцией водоема на ветровое воздействие и значительным влиянием внутриводоемных процессов на распределение фитопланктона по акватории водохранилища, тогда как экология населяющих водную толщу автотрофов дает интегрированный результат всех условий, в которых этот вид произрастал в данном водоеме.

Таким образом, международный коллектив соавторов данного исследования считает, что для получения полной и детальной экологической информации о ситуации на водоеме важно объединять оба подхода в исследованиях состояния экосистем охраняемых озер – метод биоиндикации и стандартные гидрологические и гидрохимические методы натуральных исследований. По указанным выше наблюдениям, изменение экологического состояния происходит с севера на юг, что подтверждено также и другими исследователями (Meteletskaia, 1999), а также с востока на юго-запад. Поэтому, в дальнейшем, целесообразно оценивать экологическое состояние данного водоема не по отдельным станциям, а по районам. Однако, чем больше станций для отбора проб, тем точнее статистическое картографирование показателей биоиндикации и химических данных, то есть, карты могут стать простым инструментом визуализации при мониторинге состояния экосистемы водохранилища Сасык и разработки рекомендаций по его регулированию и охране.

8.4. Биоиндикационный анализ соленых озер РЛП "Славянский курорт" по фитопланктону

Региональный ландшафтный парк (РЛП) "Славянский курорт" создан в 2006 году. Целью его создания было сохранение и рациональное использование уникальных природных комплексов и искусственных насаждений парковой зоны, а также развитие рекреационной сферы. Парк расположен в северо-восточной части города Славянск. Его площадь составляет 431 га. В состав РЛП вошли 3 санатория, парк, сезонный орнитологический заказник "Приозерный" и памятники природы государственного значения – озера Репное и Слепное, которые являются охраняемыми водно-болотными угодьями и источниками уникальных лечебных грязей и рапы (отмеченных в 1907 премией Гран-при в Бельгии) (Куруленко, Третьяков, 2008).

Всего на территории парка расположено 7 непересыхающих полностью озер (Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное, Левадное, Червоное и озеро без названия, дальше – Озеро) и большое количество временных водоемов (Рис. 51). На основе общности видового состава водорослей озер РЛП нами выделены 2 группы озер: северная группа непересыхающих озер (Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное) и южная группа частично пересыхающих озер (Левадное, Червоное и Озеро) (Klymiuk et al., 2014).

Озера имеют карстовое происхождение и характеризуются значительным содержанием солей. Электропроводность вод озер следующая: Репное – $9,5 \pm 1,6$ мСм/см, Вейсовое – $10,8 \pm 0,2$ мСм/см, Горячее – $9,3 \pm 2,1$ мСм/см, Слепное – $6,6 \pm 1,1$ мСм/см, Левадное – $8,0 \pm 3,1$ мСм/см, Червоное – $6,7 \pm 3,6$ мСм/см, Озеро – $11,0 \pm 0,2$ мСм/см. В них формируются уникальные сообщества организмов, в том числе, водорослей, которые являются основой образования лечебных грязей. В озере Репное ведется промышленная добыча грязей и рапы для грязелечебниц Славянского курорта – одного из старейших бальнеогрязевых курортов Украины. Водоемы подвергаются интенсивной рекреационной нагрузке, поскольку по берегам большинства из них расположены оборудованные места для купания и отдыха. Таким образом, изучение озер РЛП "Славянский курорт" имеет также важное практическое значение.

Начало исследования разнообразия водорослей в Региональном ландшафтном парке "Славянский курорт" датируется второй половиной XVII века, но, относительно общего уровня альгологических исследований в стране, флора этой территории пока что мало изучена (Tsarenko et al., 2006; 2009). С 2007 года украинскими коллегами начаты планомерные мониторинговые исследования по оценке климатических и антропогенных воздействий на разнообразие видов и экологические характеристики фитопланктона упомянутых выше озер (Лялюк, Климяк, 2011). В этот период изучался видовой состав фитопланктона, размерные характеристики водорослей и особенности температурной приуроченности (Лялюк, Климяк, 2011; Климяк, 2012; Климяк, Лялюк, 2014; Klymiuk et al., 2014).

На первом этапе был составлен аннотированный список видов, который здесь используется в качестве основы для межозерных флористических сравнений, биоиндикации показателей окружающей среды и анализа тенденций изменения разнообразия в ответ на климатические воздействия и уровни антропогенного загрязнения (Климяк та ін., 2014). Для анализа применялись статистические подходы, связывающие структурные и функциональные аспекты озерных сообществ (Heuwood, 2004).

Исторически, исследования видового состава водорослей озер проводились спорадически со второй половины XVII века многими учеными (Тимченко и др., 1973; Tsarenko et al., 2006; 2009). С середины 20-го века исследователи обратили свое внимание на определение роли микроорганизмов, участвующих в образовании лечебных грязей в озерах и в циркуляции веществ в них в целом (Тимченко и др., 1973; Tsarenko et al., 2006; 2009). Современный систематический список планктонных водорослей представлен Н.М. Лялюк и В.Н. Климяк (Лялюк, Климяк, 2011), включающий как результаты собственных исследований, так и литературные данные.

Целью данной работы была оценка последствий антропогенной нагрузки на озеро РЛП в целом и влияние на каждое озеро, в частности, методами биоиндикации и статистики.

Материалом для этой работы служили пробы, собранные украинскими коллегами ежемесячно в течение 2007–2013 гг. В озерах Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное, Левадное, Червоное и Озеро. Образцы фитопланктона были отобраны в литоральных и профундальных зонах озер. Объем пробы составлял 2 л и концентрировался путем накопления на мембранных фильтрах "Vladipor" № 7 или 10–20 л образца, концентрированных с использованием планктонной сети № 77 с диаметром пор 20 мкм. Проводимость (кондуктивность) анализировали с помощью ионометрического метода (Глобан, 1987). Водоросли изучали в живом и

фиксированном состоянии (4% раствор формальдегида) с использованием микроскопов МВИ-3 и Micros MC 50 (Австрия) при увеличении 40х–90х (с иммерсией). Постоянные препараты были приготовлены для изучения диатомовых водорослей (Эльяшев, 1957). Определение видов водорослей проводилось с использованием международных определителей для морских и пресноводных водорослей. Систематический список основан на системе, принятой в серии книг "Algae of Ukraine..." (Tsarenko et al., 2006, 2009) и Cyanophyta (Komárek, Anagnostidis, 2005). Виды, не найденные в "Algae of Ukraine..." были добавлены в соответствии с algaebase.org (Guiry, Guiry, 2018).

Экологические характеристики видов водорослей получены из базы данных, составленной для пресноводных водорослей мира из многочисленных источников по С.С. Бариновой и др. (Баринова и др., 2006; Barinova, Fahima, 2017), с дополнением Г. ван Дама (Van Dam et al., 1994). Виды, которые предсказуемо отвечают на изменения условий среды обитания, использовались в качестве биоиндикаторов для конкретных показателей водных экосистем, динамика которых связана с изменениями окружающей среды. В этой работе использованы статистические методы, рекомендованные В. Хейвудом (Heuwood, 2004) для флористических и таксономических исследований. Полиномиальные линии тренда – это функции, которые описывают общие тенденции в распределении. Линия стандартного отклонения отсекала группы с большинством видов-индикаторов. Программа GRAPHS (Новаковский, 2004) использована для сравнительно-флористического анализа при расчете сходства сообществ водорослей в изученных озерах. Программа Statistica 12.0 использовалась для построения 3D поверхностей по методу наименьших квадратов. Программа CANOCO применялась для построения плотов связей параметров среды и водорослевого сообщества.

Среди выявленных видов водорослей были индикаторы приуроченности к типу местообитания, температурного режима, скорости течения вод и насыщенности их кислородом, условий солености и рН среды, органического загрязнения по системе Ватанабе и системе Пантле-Бука (в модификации Сладечека), типа питания по отношению к количеству азотсодержащих органических соединений и уровня трофности (Kłumiuk et al., 2014).

В этом материале, исходя из предпочтений типа местообитания выделяли: Р – планктонные, Р–В – планктон-бентосные, В – бентосные виды и Ер – эпифиты. Индикаторами температурных условий были: cool – холодолюбивые, temp – умеренного диапазона, eitem – эвритермные, warm – теплолюбивые. По приуроченности к условиям реофильности выявлены следующие группы индикаторов: st – стоячих вод слабо насыщенным кислородом, st-str – медленнотекучих вод со средним уровнем кислорода, str – быстротекучих вод с высоким содержанием кислорода, ae – аерофилы. По отношению к условиям солености выявленные водоросли-индикаторы относились к олигогалолам (соленость 0–5‰), мезогалолам – mh (5–20‰), эугалолам – e (20–40‰) и полигалолам – ph (40–300‰). Группу олигогалолам составляли галофобы – hb (пресноводные, погибают при увеличении содержания NaCl), индифференты – i (пресноводные, однако могут иногда встречаться в солоноватых водах) и галофилы – hl (пресноводные, однако выдерживают некоторое увеличение концентрации NaCl). По отношению к рН среды обнаружены ацидобионты (acb) – рН 5 и менее, ацидофилы (acf) – рН 5–6, индифференты (ind) – рН 6–7, алкалофилы (alf) – рН 7–8, алкалобионты (alb) – рН 8 и более. При индикации органического загрязнения по Ватанабе выявленные водоросли-индикаторы относились к группам: sx – сапроксены (индикаторы чистых

вод), es – эврисапробы (умеренно загрязненные воды), sp – сапрофилы (загрязненные воды).

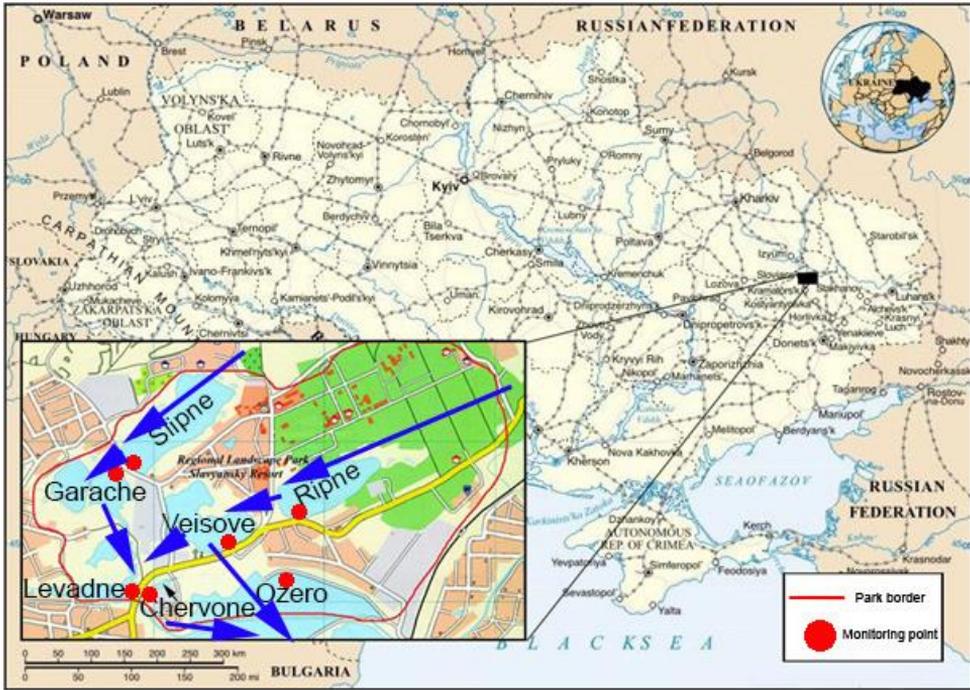


Рисунок 51. Исследуемая территория в Региональном ландшафтном парке "Славянский курорт". Синие стрелки отображают потоки грунтовых вод в соответствии с морфогенетическим рельефом палеореки

В основе системы Пантле-Бука в модификации Сладечека лежит понятие зон самоочищения (ксеносапробная – индекс сапробности $S = 0-0,5$, олигосапробная – $S = 0,5-1,5$, бета-мезосапробная – $S = 1,5-2,5$, альфа-мезосапробная – $S = 2,5-3,5$, полисапробная – $S = 3,5-4$). Рассчитанные величины индексов сапробности S были сопоставлены с этими интервалами и, таким образом, с классами качества воды, соответственно указанным интервалам, от 1 до 5.

По типу питания и отношения к количеству азотсодержащих органических соединений установлены 4 группы индикаторов: ats – автотрофы развивающиеся при низкой концентрации азотсодержащих органических соединений, ate – автотрофы, выдерживающие повышенные концентрации азотсодержащих органических соединений, hne – факультативные гетеротрофы, которые развиваются в условиях периодических повышений концентрации азотсодержащих органических соединений и hse – облигатные гетеротрофы развивающиеся в условиях повышенных концентраций азотсодержащих органических соединений. Уровень трофности озер определялся по 5 группам индикаторов: олиготрафенты (ot), олиго-мезотрафенты (o-m), мезотрафенты (m), мезо-эутрафенты (me), эутрафенты (e), гиперэутрафенты (he) и широкой амплитуды трофности от олиготрафентов до эутрафентов (o-e).

Более детальное описание биоиндикационных экологических групп и их применение при характеристике водоемов Украины было дано в литературе (Барина и др., 2006; Білоус та ін., 2014; Varinova, 2017c) и в вышерасположенных главах.

Полученные международным коллективом соавторов результаты распределения видов по индикаторным группам на гистограммах были расположены в порядке увеличения индикаторного значения групп одного и того же показателя, что указано на графиках с помощью стрелок. Такое нормирование показателя индикаторного значения позволило построить линии трендов, которые указывают на оптимум распределения видов-индикаторов, что свидетельствует о характерных для анализируемого сообщества водорослей условиях существования. Также была построена линия стандартного отклонения, которая отсекает более половины множества индикаторных видов, то есть выделяются группы большинства, являющегося статистически значимым.

8.4.1. Общий биоиндикационный и альгофлористический анализ озер

При проведении исследований озер РЛП "Славянский курорт" изучена 121 проба фитопланктона, отобранного ежемесячно из семи озер в мае–ноябре 2007 г., марте–ноябре 2008 г. и апреле 2012 г. – июне 2013 г. (Klymiuk et al., 2014).

Флора водорослей исследуемых озер в целом составляла 334 вида водорослей (352 ввт) из девяти таксономических отделов (Cyanophyta, Euglenophyta, Chrysophyta, Dinophyta, Xanthophyta, Cryptophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta и Charophyta), 38 порядков, 71 семейства и 137 родов. В анализ был включен наш список из 238 видов и внутривидовых таксонов (Лялюк, Климяк, 2011; Klymiuk et al., 2014), а также данные из рабочих книг Славянской гидрогеологически–оперативной станции (134 вида) и литературные данные (47 видов, из которых 40 видов опубликованы в недавнее время (Tsarenko et al., 2006, 2009).

В планктоне доминировали виды отделов Bacillariophyta (49,43%), Cyanophyta (18,47%) и Chlorophyta (17,9%), составляющие значимую часть видов, отрезанных линией стандартного отклонения (Рис. 52а). Именно важность этих трех таксономических отделов для флоры Украины является ее особенностью (Tsarenko et al., 2006; 2009; Bilous et al., 2012), отражающей общую региональную специфику альгофлоры.

Экологический анализ, проведенный международным коллективом соавторов, показал, что идентифицированные виды состояли, в основном, из обитателей бентоса, хотя среди доминирующих групп были также планктонно-бентосные обитатели, обе эти группы отрезаны линией стандартного отклонения (Таблица 45, Рис. 52b). Несмотря на то, что пробы планктонные, из-за их отбора в мелководных озерах, подверженных антропогенному и ветровому перемешиванию, турбулентность воды приводит к отрыву перифитонных и бентических форм, в отличие от глубоководных объектов, где бентосные виды редки в планктоне (Bilous et al., 2012).

Индикаторы солености представлены 228 видами, относящимися к пяти экологическим группам (Рис. 53). Олигогалобы-индифференты доминируют и отсекаются линией стандартного отклонения, однако слегка смещенная вершина линии тренда указывает на важность также группы галофилов. Наличие групп индикаторных видов, предпочитающих соленую воду (олигогалобов-галофилов, и даже мезогалобов и полигалобов), отражает разнообразие минерализации от озера к озеру и на протяжении всего сезона.

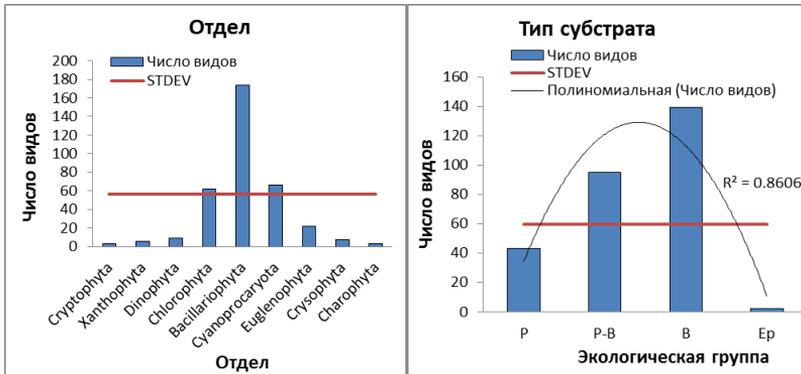


Рисунок 52. Распределение видов по таксономическому спектру и экологическим группам биотопической приуроченности и в изученных озерах РЛП

Пересыхание, как один из основных факторов повышения солености в озерах (Barinova et al., 2009a, 2011a), приводит к изменению разнообразия водорослей и, следовательно, является одним из климатических факторов, участвующих в формировании водорослевой флоры (Barinova et al., 2010a). Тем не менее, воздействие климата на водные объекты обычно выравнивает сообщества с преобладанием пресноводных видов.

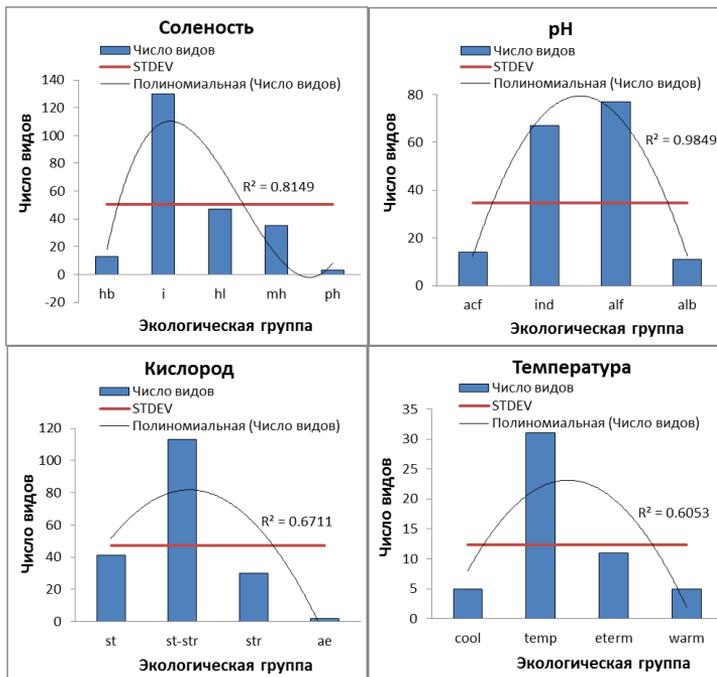


Рисунок 53. Распределение видов-индикаторов по экологическим группам солености, pH, кислородного режима и температурным предпочтениям в сообществах изученных озер РЛП

В сообществах изученных озер, среди индикаторов pH преобладали группы алкалофилов и видов-индифферентов, на которые указывают стандартное отклонение и линия тренда (Рис. 53). Они составили более 85% от общего числа показателей pH среды. Таким образом, можно сделать вывод, что сообщества водорослей изученных озер не подвергаются атмосферному загрязнению, которое

может приводить к подкислению. Более того, антропогенное воздействие приводит к подщелачиванию воды в озерах, тем самым противодействуя возможному негативному воздействию подкисления.

Биоиндикационный анализ показал, что по отношению к насыщению кислородом вод и подвижности водных масс, преобладали индикаторы слабо перемешиваемых и средне обогатенных кислородом вод (Рис. 53). Этот результат согласуется с биотопической приуроченностью – мелководными озерами с ветровым перемешиванием.

Среди индикаторов температурного режима наиболее значимой была группа индикаторов умеренной температуры воды, что подтверждено линиями стандартного отклонения и тренда (Рис. 53). Система биоиндикации температуры воды еще недостаточно развита (Барина и др., 2006), однако другие оценки этого фактора в регионе (Bilous et al., 2012) также показывают умеренный температурный интервал как региональную климатическую норму в естественных поверхностных водах.

При определении класса качества воды линия стандартного отклонения отсекала только группы показателей II и III класса (Рис. 54). Таким образом, биоиндикация органического загрязнения, которое связано преимущественно с антропогенными воздействиями, показывает, что, несмотря на высокую рекреационную нагрузку, воды в озерах имеют вполне удовлетворительное качество.

Среди индикаторов типа питания и относительного количества доступных азотсодержащих органических соединений преобладали автотрофы. Они развиваются при низких концентрациях азотсодержащих органических соединений и/или выдерживают увеличение концентрации азотсодержащих органических соединений и отсекались линией стандартного отклонения (Таблица 45, Рис. 54). Автотрофы составляли около 90 процентов от общего числа выявленных в исследуемых озерах индикаторов типа питания. Это показывает, что антропогенная нагрузка существует, но не имеет существенного токсического влияния, поэтому у водорослей есть возможность получать необходимые для своей жизнедеятельности вещества непосредственно через фотосинтез, а не по гетеротрофному пути.

Нами был оценен трофический уровень озер, а также интенсивность антропогенного воздействия на их экосистемы методами биоиндикации (Kłumiuk et al., 2014). В результате для оценки трофического статуса выделено семь групп индикаторов. Группа видов эуфрантов была отделена линией стандартного отклонения (Таблица 45, Рис. 54), а также обозначена вершиной линии тренда. Таким образом, относительно высокий трофический уровень (эвтрофный) не противоречит оценке класса качества вод, и, наряду с типом водорослевого питания приводит к выводу о нетоксичном антропогенном загрязнении изученных озер.

Индикаторы чистых и умеренно загрязненных вод, которые отсекаются линией стандартного отклонения, отображены на рисунке 54 при определении уровня органического загрязнения по Ватанабе (Watanabe et al., 1986). На долю сапрофилов приходится лишь около 13% от общего числа индикаторов органического загрязнения в этой системе. В целом, можно сделать вывод, что вода в изученных озерах является достаточно чистой или умеренно загрязненной.

Для идентификации групп озер, сходных по разнообразию сообществ водорослей, дендрограмма сходства построена методом Варда на основе индексов Серенсена–Чекановского (Рис. 55). Видно, что при сходстве более 40% альгофлоры озер делятся на два основных кластера. В первый входят сообщества озер Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное, относящихся к северной части парка. Второй объединяет сообщества озер Левадное, Червоное и Озеро в южной части парка.

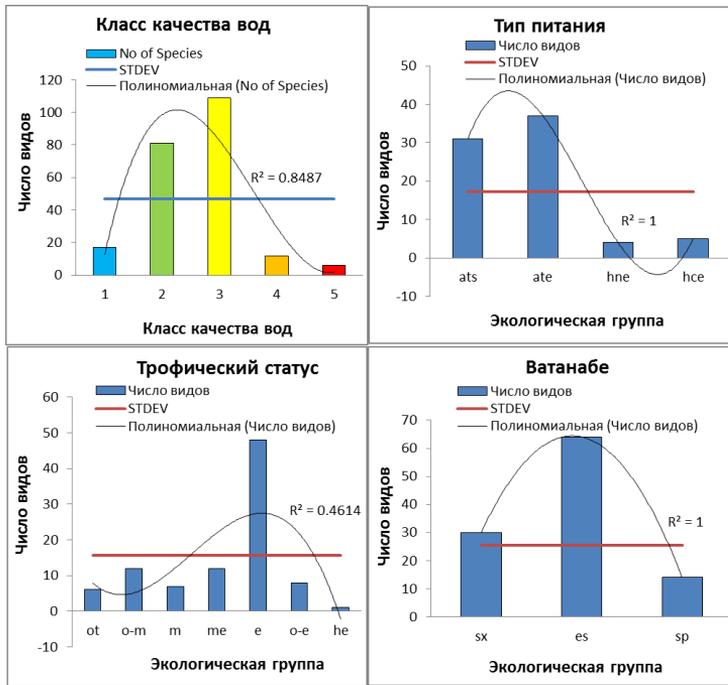


Рисунок 54. Распределение индикаторных видов в сообществах изученных озер РЛП по Классам качества вод (окраска в соответствии с цветовой шкалой стандарта ЕС), экологическим группам типа питания, трофического статуса и органического загрязнения по Ватанабе (Klymuk et al., 2014)

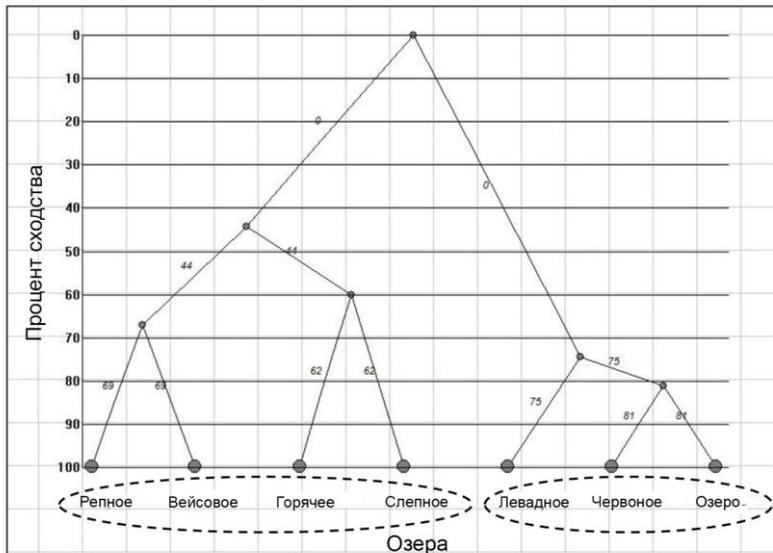


Рисунок 55. Дендрограмма сходства видового состава водорослей изученных озер

История формирования альгофлоры изученных озер накладывает свой отпечаток на их флористический состав. Водные сообщества озер, особенно тех, которые расположены близко друг к другу, имеют свои особенности, так называемое флористическое лицо, то есть, видовой состав водорослей, сформированных под влиянием трофической базы, морфометрии, химии и истории формирования и

использования каждого из озер. Для выявления исторической связи флор всех озер в парке был построен дендрит, который показывает меру перекрытия флористических списков озер. На рисунке 56 можно увидеть, что процент пересечения флор достаточно высок. Тем не менее, сообщества водорослей в изученных озерах можно разделить на два флористических ядра, отделенных на рисунке пунктирной линией. Толщина соединительных линий пропорциональна сходству видового состава. Видно, что первое ядро группируется вокруг озера Вейсовое (северная группа озер), а второе – вокруг озера Червоное (группа южных озер). Расположение озер на карте Ландшафтного парка показывает, что первая группа представлена озерами Вейсовое, Горячее, Репное и Слепное – более глубокими, многолетними, а во вторую группу вошли озера Червоное, Левадное и Озеро – небольшие, частично пересыхающие в течение года, расположенные в относительной близости друг к другу. Во второй группе озер из-за частичного пересыхания в течение года наблюдаются значительные колебания солености, что отражается в видовом составе.



Рисунок 56. Дендрит сходства изученных сообществ озер. Толщина соединительных линий пропорциональна уровню сходства, 1 – ядро глубоких северных озер, 2 – ядро мелководных южных озер

В целом, озера характеризуются значительным разбросом показателей по минерализации. Средняя электропроводность воды в озерах северной группы была следующей: Репное – $9,5 \pm 1,6$ мСм/см, Вейсовое – $10,8 \pm 0,2$ мСм/см, Горячее – $9,3 \pm 2,1$ мСм/см, Слепное – $6,6 \pm 1,1$ мСм/см. В озерах южной группы: Левадное – $8,0 \pm 3,1$ мСм/см, Червоное – $6,7 \pm 3,6$ мСм/см, Озеро – $11,0 \pm 0,2$ мСм/см. В отдельных исследуемых озерах преобладали сульфиды, сульфаты и хлориды, влияющие на состав озерного ила, который относится к типу среднеминерализованного сульфидного, сульфатно-хлоридного, натриево-озерного илов по классификации Института центральных исследований курортологии и физиотерапии (Синельников и др., 1979).

При сравнении Славянских озер и озер в Казахстане с аналогичной амплитудой значений электропроводности наблюдалось закономерное уменьшение количества видов в озерах с ее увеличением (Рис. 57) (Barinova et al., 2011c). Так, в исследованных озерах за период с февраля по июнь 2013 года в большинстве слабоминерализованных озер, в том числе, в озере Слепное, определено 75 таксонов водорослей, тогда как в самом соленом озере – Озере за тот же период – всего 31 таксон.

В результате этого исследования, показано, что число пресноводных видов в целом в видовом составе было выше, чем солоноватоводных обитателей, то есть, это свидетельствует о преобладании пресных вод в течение периода исследования для

изученных озер. В связи с этим отметим, что для озер и в Славянском парке, и в Казахстане, наблюдается сходное распределение доминирующих групп индикаторных видов с олигогалолами-индифферентами, как доминирующей группой, и существенно представленными олигогалолами-галофилами и мезогалолами (Barinova et al., 2011c). Поэтому во флорогенетическом процессе два флористических ядра озер выявили историческое значение роли химизма воды, что, в свою очередь, является результатом периодического пересыхания (Barinova et al., 2009a; 2010a; 2011a).

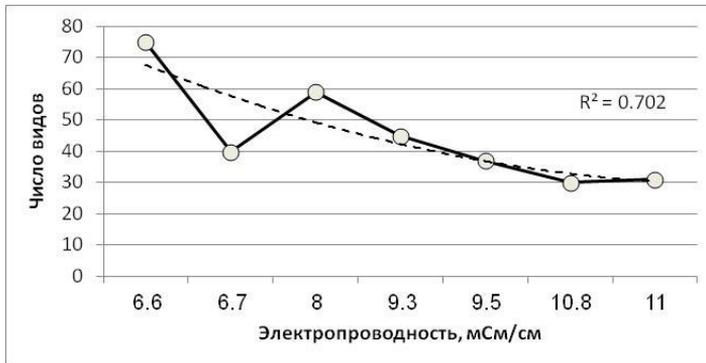


Рисунок 57.
Взаимосвязь количества видов в сообществе водорослей и проводимости воды в озерах Славянского парка

8.4.2. Детальный анализ распределения индикаторных групп по озерам

Для детализации результатов биоиндикации составлен аннотированный список водорослей фитопланктона по оригинальным ежемесячным исследованиям за период 2007–2017 гг. (238 видовых и внутривидовых таксонов) (Лялюк, Климяк, 2011; Климяк та ін., 2014; Klymiuk et al., 2014) и литературным данным (Tsarenko et al., 2006, 2009). Всего в фитопланктоне озер РЛП "Славянский курорт" выявлено 334 вида водорослей (352 ввт), принадлежащих к девяти отделам.

В фитопланктоне всех исследованных озер, кроме озера Слепное, преобладали диатомовые водоросли. В озере Слепное, кроме диатомовых, важную роль играли зеленые и синезеленые водоросли.

Индикаторами местообитания оказались 279 таксонов водорослей. Как видно из рисунка 58а, обнаруженные виды наиболее приурочены к существованию в бентосе, кроме них, среди преобладающих групп были планктонно-бентосные организмы (что показывает линия тренда), и обе эти группы отсекаются линией стандартного отклонения. Видовой состав водорослей обогащен прикрепленными и донными формами, несмотря на то, что, как было указано выше, пробы были планктонные и отобраны в мелководных озерах, подверженных ветровому перемешиванию, а также турбулентности при отборе, что приводит к отрыву бентосных и перифитонных форм в противоположность глубоководным объектам, где в планктоне бентосных видов мало.

Самыми распространенными бентосными видами были: *Achnanthes brevipes* C. Agardh var. *brevipes*, *Halamphora coffeaeformis* (C. Agardh) Levkov var. *coffeaeformis*, *Campylodiscus clypeus* Ehrenb., *Craticula halophila* (Grunow) D.G. Mann, Crawford, Mann, *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reimer et F.W. Lewis, *Cymbella tumidula* Grunow, *Entomoneis paludosa* (W. Sm.) Reimer var. *subsalina* (Cleve) Krammer, *Navicula gregaria* Donkin, *Tabularia fasciculata* (C. Agardh) D.M. Williams et Round. Среди

планктонно-бентосных видов чаще других встречались, *Leptolyngbya woronichinii* (Anisimova) Anagn. et Komarek, *Merismopedia punctata* Meyen, *Euglena oxyuris* Schmarda f. *oxyuris*, *Chaetoceros muelleri* Lemmerm., *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Monoraphidium contortum* (Thur.) Komárk.-Legn., *M. minutum* (Nägeli) Komárk.-Legn., *Oocystis lacustris* Chodat и *Pseudoschroederia robusta* (Korschikov) E. Hegew. et Schnepf.

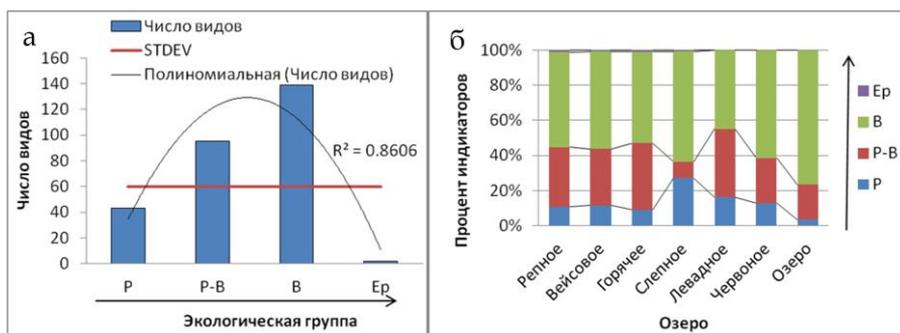


Рисунок 58. Распределение числа видов водорослей-индикаторов приуроченности к типу местообитания (а), доля индикаторов разных экологических групп (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

При сравнении данных, полученных для разных озер, выделялись следующие тенденции: в сообществах водорослей озер северной группы (Репное, Вейсовое, Горьчее и Слепное) преобладают бентосные и планктонно-бентосные виды водорослей, а в сообществах водорослей озер южной группы (Левадное, Червоное и Озеро) – только бентосные. Это объясняется, в первую очередь, фактом частичного пересыхания озер южной группы из-за испарения летом, в результате чего для достаточного развития планктонных и планктонно-бентосных видов складываются не очень благоприятные условия. Относительно озера Слепное обнаружено, что при экологическом анализе на основе видового состава водорослей, определенного на протяжении всех лет исследования, включая литературные данные, начиная со второй половины XVII века, проявляется тенденция преобладания бентосных видов (что представлено на рисунке 58б). Однако, при экологическом анализе на основе только авторских данных за период 2007–2013 годы, видим преобладание планктонно-бентосных и бентосных форм, и, таким образом, это подтверждает тенденции, которые были выявлены для озер северной группы (Климюк та ін., 2014).

Среди общего количества определенных видов озер РЛП только 52 вида водорослей (14,8%) были индикаторами температурных условий. Это объясняется тем, что биоиндикационная оценка данного фактора среды находится еще на стадии разработки и дополнения, и, таким образом, индикаторных видов по этому показателю пока выявлено мало. В сообществах водорослей озер были представлены все группы индикаторов температурного режима, но наиболее значимыми оказались индикаторы умеренного температурного режима (Рис. 59а), их отсекает линия стандартного отклонения. Однако вершина линии тренда указывает на важность также и группы эвритермных видов. Следует отметить, что и другие биоиндикационные оценки этого фактора в регионе (Білоус, 2014; Bilous et al., 2012)

также показывают интервал умеренных температур, как региональную климатическую норму.

Среди индикаторов умеренного температурного режима следует отметить следующие наиболее массовые: *Campylodiscus clypeus*, *Chaetoceros muelleri*, *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. var. *palea*, *Sellaphora pupula* (Kütz.) Mereschk. var. *rostrata* (Hust.) P. Tsarenko. Среди эвритермов чаще встречались *Phormidium ambiguum* Gomont ex Gomont, *Euglena acus* Ehrenb. var. *acus*, *E. gracilis* G.A. Klebs f. *gracilis*, *E. texta* (Dujard.) Hubner var. *texta*.

Как видно из рисунка 59б, во всех озерах наблюдается преобладание индикаторов умеренного температурного режима. Присутствие теплолюбивых и холодолюбивых видов в озерах северной группы связано с их большей глубиной (по сравнению с озерами южной группы) и неравномерностью прогрева. В то же время, отсутствие этих индикаторов в Левадном, Червонном и Озере можно объяснить также сравнительно небольшим количеством определенных видов из-за относительно небольшого периода исследования, поскольку какие-либо данные о водорослях этих озер в литературе отсутствуют.

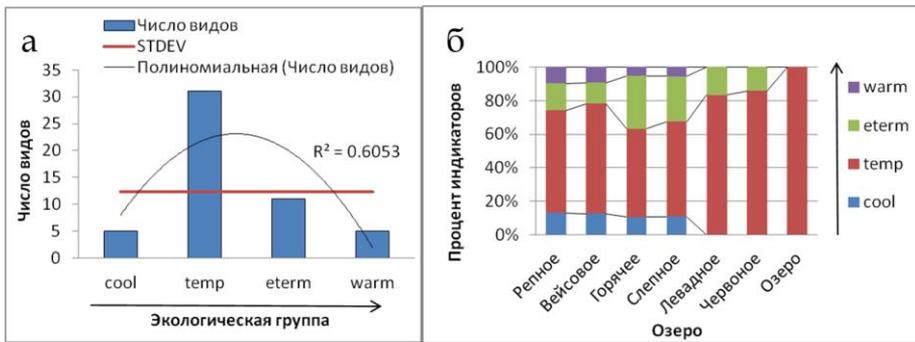


Рисунок 59. Распределение числа видов водорослей-индикаторов температурных условий (а), доля индикаторов разных экологических групп (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

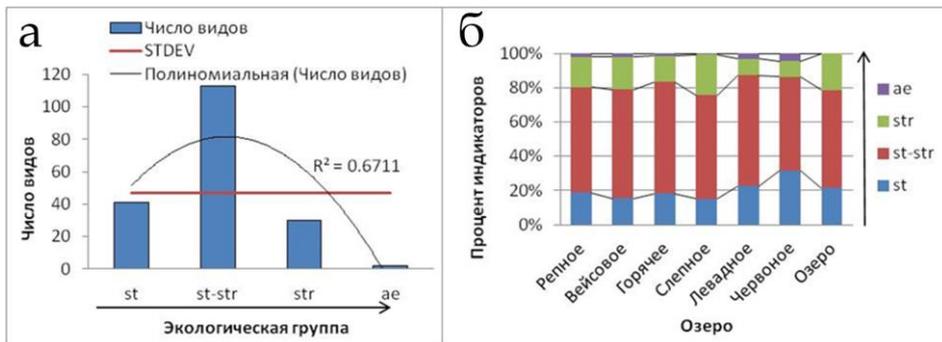


Рисунок 60. Распределение числа видов водорослей, которые являются индикаторами текучести вод и их насыщенности кислородом (а), доля индикаторов разных экологических групп (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

Экологический анализ условий подвижности вод и их насыщенности кислородом был выполнен на основе 186 индикаторных таксонов. Следует отметить, что в случае исследования альгофлоры озер, данный анализ касается преимущественно условий насыщенности вод кислородом, а не подвижности вод. Так, было обнаружено, что преобладают виды-индикаторы мало подвижных вод, средне-обогащенных кислородом (это подтверждается линиями стандартного отклонения и тренда), несмотря на заметную представленность групп, приуроченных к существованию в водах с низким и, наоборот, высоким уровнем кислорода (Рис. 60а). Этот результат соответствует среде обитания – достаточно мелководные озера с ветровым перемешиванием.

Среди индикаторов этого показателя чаще всего активно развивались виды с оптимумом в водах умеренного насыщения кислородом: *Leptolyngbya woronichinii*, *Euglena texta* var. *texta*, *Peridinium bipes* F. Stein, *Chaetoceros muelleri*, *Navicula capitatoradiata* H. Germ., *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew. var. *communis*, *Monoraphidium contortum*, *M. minutum*, *Oocystis lacustris*, *Pseudoschroederia robusta*.

На рисунке 60б можно видеть, что все исследованные озера характеризуются достаточным уровнем насыщения воды кислородом. Хотя в озерах южной группы (Левадное, Червоное и Озеро) наблюдается некоторое уменьшение процента участия индикаторов значительного насыщения вод кислородом и наоборот, увеличивается вклад индикаторов малого количества растворенного кислорода, то есть, в этих озерах количество кислорода несколько ниже количества кислорода в не пересыхающих озерах северной группы. Наличие нескольких аэрофилов в озерах Левадное и Червоное подтверждает влияние пересыхания, когда вода медленно отступает, оставляя увлажненные субстраты.

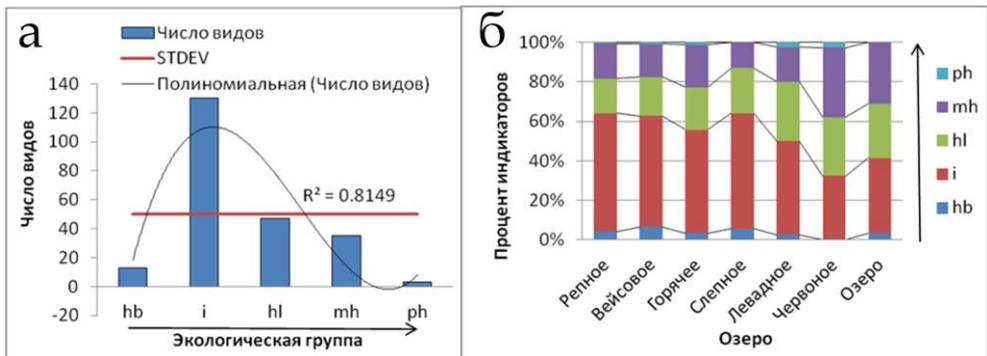


Рисунок 61. Распределение числа видов водорослей-индикаторов солёности вод (а), процент индикаторов разных экологических групп солёности (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

Относительно солёности вод индикаторными оказались 228 видов, относящихся к 5 экологическим группам: олигогалобы-галофобы, олигогалобы-индифференты, олигогалобы-галофилы, мезогалобы и полигалобы. Преобладали олигогалобы-индифференты (их отсекает линия стандартного отклонения), однако группа олигогалобов-галофилов также должна быть включена в оценки, так как вершина линии тренда оказалась несколько смещенной в сторону галофилов (Рис. 61а). Присутствие групп солёнолюбивых видов-индикаторов (олигогалобов-галофилов, мезогалобов и даже полигалобов) отражает разнообразие минерализации как от озера

к озеру, так и в течение года. Осушение, как один из главных факторов повышения минерализации в озерах, приводит к изменению разнообразия водорослей и является одним из климатических факторов, который принимает участие в формировании альгофлоры. Однако, климатическое воздействие на водные объекты в целом, учитывая сезонные колебания, дожди и снеготаяние, выравнивает среду обитания и дает возможность развиваться сообществам пресных вод.

Анализ условий солёности вод для различных озёр дал интересные результаты: для озёр южной группы (Левадное, Червоное и Озеро) отмечено увеличение вклада солелюбивых видов до 60%, в то время как в северной группе озёр наоборот, вклад типичных пресноводных составляет до 60% (Рис. 61б). На первый взгляд кажется, что вода в южной группе озёр существенно солёнее, чем вода озёр северной группы, однако данные химического анализа минерализации озёр опровергают это предположение. В данном случае полученные результаты объясняются частичным пересыханием озёр южной группы, из-за чего значительные изменения в солёности вод происходят в относительно короткий сезонный промежуток времени. То есть, типично пресноводные виды водорослей не выдерживают условий пересыхания.

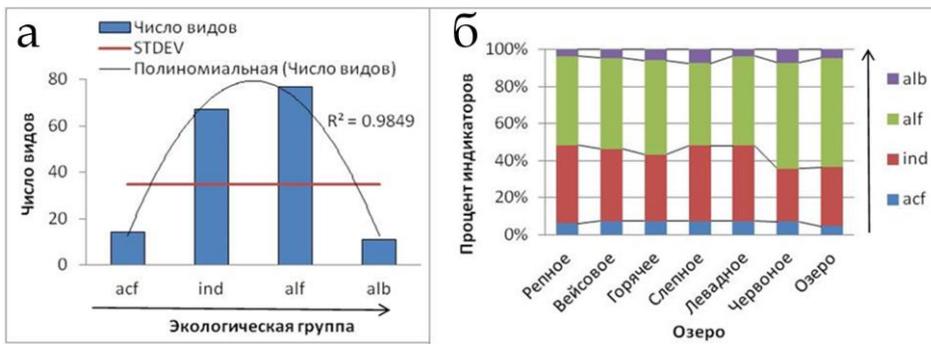


Рисунок 62. Распределение числа видов водорослей-индикаторов pH воды (а), доля индикаторов разных экологических групп pH (б) в сообществах озёр РПП "Славянский курорт"

Среди олигогалобов-индифферентов чаще других встречались: *Merismopedia punctata*, *Caloneis molaris* (Grunow) Krammer, *Navicula capitatoradiata*, *Desmodesmus communis* var. *communis*, *Pseudoschroederia robusta*. Наиболее важными олигогалобами-галофилами были *Achnanthes brevipes* var. *brevipes*, *Chaetoceros muelleri*, *Cyclotella meneghiniana*, *Entomoneis paludosa* var. *subsalina*, *Oocystis lacustris*.

По приуроченности к pH среды было обнаружено 169 видов индикаторов. Как видно из Рис. 62а, в озерах преобладали группы алкалифилов и индифферентов. Суммарно они составили более 85% от общего числа индикаторов pH среды. Можно сделать вывод, что на сообществах водорослей озёр антропогенное воздействие, следствием которого может быть acidification, сказывается мало. Вероятно, подстилающие породы озёр, приводят к защелачиванию вод, тем самым противодействуя негативному влиянию закисления. К наиболее распространенным в исследуемых озерах алкалифилам можно отнести *Achnanthes brevipes* var. *brevipes*, *Craticula halophila*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula capitatoradiata*, *Nitzschia hantzschiana* Rabenh. Индифферентами, которые встречаются чаще других, были *Merismopedia punctata*, *Phormidium ambiguum*, *Euglena oxyuris* f. *oxyuris*, *Diatoma elongatum* (Lyngb.) C. Agardh и *Tabularia fasciculata*.

Во всех исследуемых озерах наблюдается примерно одинаковое соотношение экологических групп индикаторов рН среды, что позволяет охарактеризовать воды всех исследованных озер как слабо щелочные (Рис. 62б). Данная тенденция сохраняется на протяжении года, однако в летний и, иногда, осенний периоды наблюдается некоторое снижение рН воды.

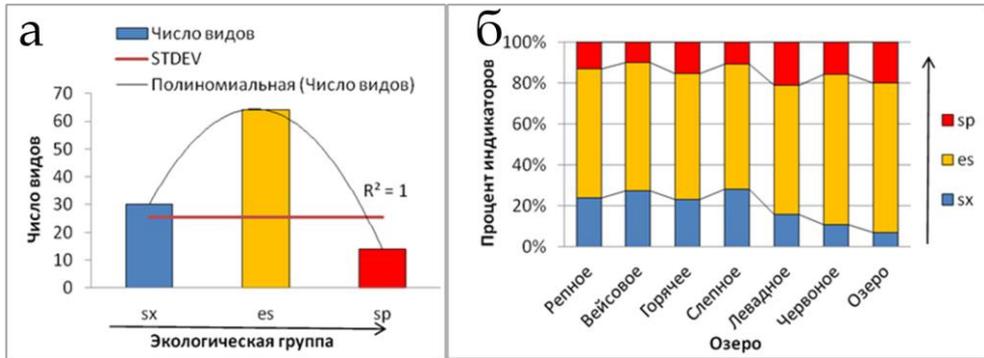


Рисунок 63. Распределение числа видов водорослей-индикаторов органического загрязнения (по Ватанабе) (а), доля индикаторов разных экологических групп по Ватанабе (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

Индикаторы органического загрязнения по Ватанабе принадлежали к трем экологическим группам: сапроксены, эврисапробы и сапрофилы. Их общее количество составило 108 видов водорослей. При определении уровня органического загрязнения отмечена важность индикаторов эврисапробов и сапроксенов, обитателей чистых и средне насыщенных органикой вод (их отсекает линия стандартного отклонения) (Рис. 63а). Хотя следует обратить внимание, что вершина линии тренда свидетельствует о большей значимости группы эврисапробов, чем сапроксенов. Сапрофилы составляли лишь около 13% от общего количества индикаторов органического загрязнения. То есть, воды озер достаточно чистые или умеренно загрязненные.

Среди эврисапробов чаще всего встречались *Caloneis molaris*, *Craticula halophila*, *Cyclotella stelligera* (Cleve et Grunow) Van Heurck, *Gomphonema acuminatum* Ehrenb. var. *acuminatum*, *G. parvulum* Kütz. var. *micropus* (Kütz.) Cl. Также часто отмечены следующие сапроксены: *Cocconeis pediculus* Ehrenb. и *Diatoma elongatum*.

Относительно загрязнения органическими веществами, все озера характеризуются умеренным уровнем загрязнения. Однако следует отметить, что в озерах южной группы (Левадное, Червоное и Озеро) наблюдается более низкий процент участия сапроксенов, чем в озерах северной группы (Репное, Вейсовое, Горячее и Слепное) (Рис. 63б).

Из общего количества видов, которые были определены для озер РЛП, 225 были индикаторами органического загрязнения по системе Пантле-Бука. При определении класса качества вод зарегистрированы группы видов всех пяти классов, но наиболее представленными были группы видов II и III класса качества вод (Рис. 64а), о чем свидетельствуют линии тренда и стандартного отклонения.

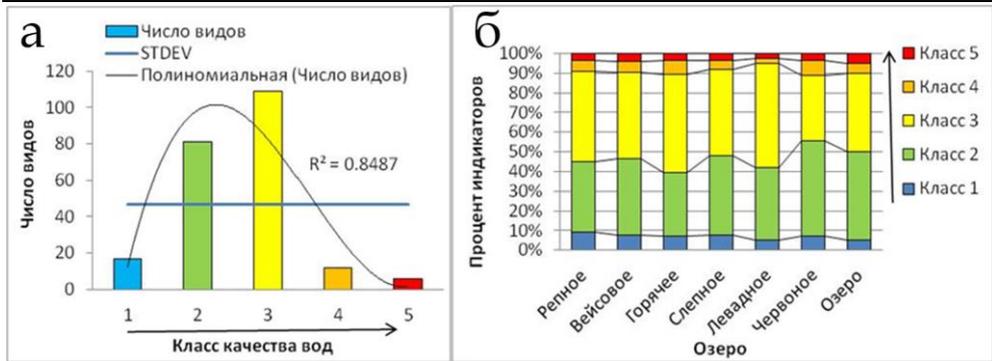


Рисунок 64. Распределение числа видов водорослей-индикаторов органического загрязнения (по Сладечеку) (а), доля индикаторов разных экологических групп по Сладечеку (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

Второму классу качества вод соответствуют олиго-ксеносапробионты, ксено-бета-мезосапробионты, олигосапробионты, олиго-бета-мезосапробионты. Среди них следует отметить *Nitzschia hantzschiana*, *Gymnodinium uberrimum* (G.J. Allman) Kof. et Swezy, *Peridinium bipes*, *Diatoma elongatum*. Третьему классу качества вод соответствуют бета-олигосапробионты, олиго-альфа-мезосапробионты, бета-мезосапробионты, бета-альфа-мезосапробионты. Из них чаще других встречались *Hantzschia amphioxys* Grunow var. *amphioxys*, *Merismopedia punctata*, *Snowella lacustris* (Chodat) Komárek et Hindák, *Monoraphidium minutum*.

Анализ качества вод отдельных озер свидетельствует о том, что воду всех озер РЛП "Славянский курорт" можно отнести ко II–III классу качества (Рис. 64б). Биоиндикация органического загрязнения, наиболее связанного с антропогенным влиянием, показывает, что, несмотря на высокую рекреационную нагрузку, вода в озерах остается вполне удовлетворительного качества.

Только 21,9% (77 видов) от общего количества видов водорослей озер РЛП были индикаторами типа питания и отношения к количеству азотсодержащих органических соединений. Среди них выделяются автотрофы, которые развиваются при низких концентрациях азотсодержащих органических соединений и автотрофы, выдерживающие повышенные концентрации азотсодержащих органических соединений (Рис. 65а). Об этом свидетельствуют линия стандартного отклонения и линия тренда. Автотрофы настолько преобладали, что в сумме составили около 90 процентов (48% и 40%, соответственно) от общего числа индикаторов типа питания.

К группе автотрофов, которые развиваются при низких концентрациях азотсодержащих органических соединений, относились: *Halamphora coffeaeformis* (C. Agardh) Levkov var. *coffeaeformis*, *Gomphoneis olivaceum* (Horn.) Daw. et Ross et Sims, *Navicula lanceolata* (C. Agardh) Ehrenb. var. *lanceolata*, *N. oblonga* (Kütz.) Kütz. var. *oblonga*; а к автотрофам, которые выдерживают повышение концентрации азотсодержащих органических соединений, *Encyonopsis microcephala* (Grunow) Krammer, *Eunotia praeurupta* Ehrenb. var. *praeurupta*, *Nitzschia hantzschiana*, *Navicula subtilissima* Cleve и другие.

Анализ индикаторов типа питания водорослей разных озер свидетельствует, что для всех озер наблюдается некоторое антропогенное воздействие в теплое время года, однако оно не является критическим, поскольку количество автотрофов в

исследованных озерах всегда превышает количество гетеротрофов, поэтому водоросли могут питаться путем прямого фотосинтеза (Рис. 65б).

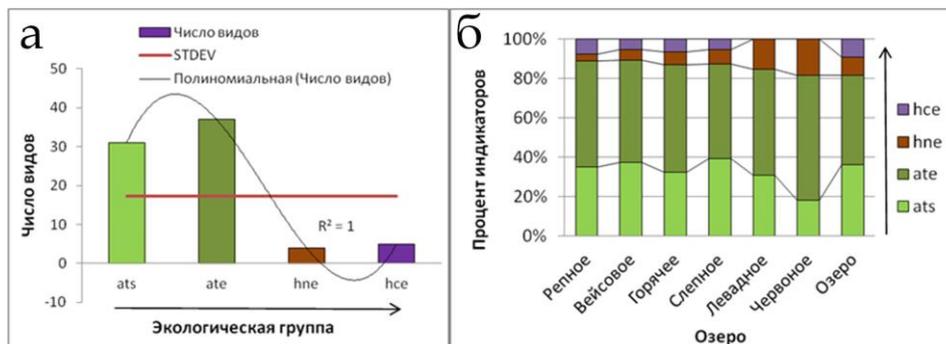


Рисунок 65. Распределение числа видов водорослей-индикаторов типа питания и отношения к количеству азотсодержащих органических соединений (а), доля индикаторов разных экологических групп типа питания (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

В целях оценки естественного состояния экосистем исследуемых озер, а также интенсивности антропогенного воздействия, проведена биоиндикационная оценка уровня трофности. Относительно трофического состояния индикаторами были 94 вида, среди которых обнаружены представители 7 экологических групп; больше выделялась группа эутрафентов (Рис. 66а). Она отсекается линией стандартного отклонения и на нее приходится пик линии тренда.

К массовым видам-индикаторам эвтрофии можно отнести: *Halamphora coffeaeformis* var. *coffeaeformis*, *Chaetoceros muelleri*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula capitatoradiata*, *N. gregaria*, *Nitzschia paleacea* (Grunow) Grunow.

Все исследованные озера имеют преимущественно эвтрофный статус в течение года, хотя периодически складываются и более благоприятные условия (Рис. 66б). Так, для озер северной группы (кроме Репного) характерно периодическое формирование олиго- мезотрофных условий, а для озер южной группы (кроме Червоного) – олиготрофных. Таким образом, достаточно высокий трофический уровень – эвтрофные, подтверждается индикацией класса качества вод и типа питания и приводит к выводу о существенной, но не токсичной антропогенной нагрузке на исследуемые озера.

В целом можно заключить, что в планктоне изученных озер доминировали представители отделов Bacillariophyta, Cyanophyta и Chlorophyta, отражая региональные особенности альгофлоры. Флору озер можно оценить, как богатую, состоящую из 334 видов водорослей (352 ввт) из 9 отделов, большинство из которых (238 ввт) являются результатом планомерных исследований на протяжении 2007–2013 (Климюк та ін., 2014; Klymiuk et al., 2014).

Экологический анализ, проведенный международным коллективом соавторов на основе проб, собранных украинскими коллегами, показал, что большая часть водорослей – это бентосные и планктонно-бентосные, несмотря на то, что отбирался планктон. Это, вероятно, связано с отделением перифитонных форм в мелководных озерах в результате антропогенного и ветрового перемешивания и при сетном отборе.

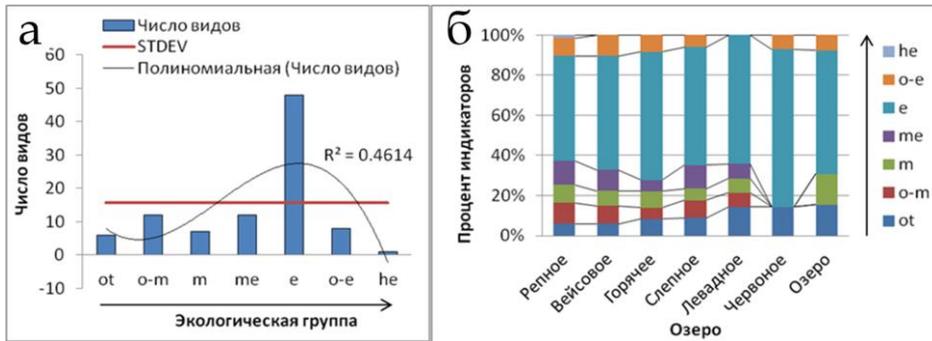


Рисунок 66. Распределение числа видов водорослей-индикаторов трофического состояния (а), доля индикаторов разных экологических групп трофности (б) в сообществах озер РЛП "Славянский курорт"

Методами биоиндикации, которые были впервые реализованы для озер РЛП, показали, что вода в озерах слабо щелочная, достаточно обогащенная кислородом и находится в умеренном температурном диапазоне.

Оценка воздействия на флору солоноватоводных озер важна, потому что этот состав солей используется для СПА, а водоросли являются одним из важных компонентов формирования лечебных грязей. Оказалось, что среди выявленных индикаторов солености преобладали олигогалобы-индифференты, а также значимой группой были олигогалобы-галофилы, наиболее представленные среди 4 групп индикаторов соленой воды солонатоводными видами, доминирующими только в озерах Червоное и Озеро.

Биоиндикация органического загрязнения показывает, что, несмотря на высокую рекреационную нагрузку, качество воды в озерах вполне удовлетворительное, классов II и III, вода достаточно чистая или умеренно загрязненная. Водоросли изученных озер используют в основном фотосинтетический тип питания, а количество митоксотрофов было незначительным, что отражает естественную нетоксичную среду, несмотря на значительную антропогенную нагрузку.

Озера имеют достаточно высокий уровень трофности – эвтрофный, подтвержденный биоиндикацией органического загрязнения, классами качества воды и фотосинтетического типа водорослевого питания.

Так как флора изученных озер сформировалась в течение длительного исторического периода, было оценено разнообразие флоры в озерах по статистически вычисленной мере сходства и пересечения их видового состава. Оказалось, что сходство флор северной группы озер (многолетние озера Репное, Вейсовое, Горькое и Слепное) и южная группа озер (частично/периодически пересыхающие озера Левадное, Червоное и Озеро) позволяет нам рассмотреть флору озера Вейсовое как центр ядра флористического состава северной группы многолетних озер, а флору озера Червоное как ядро южной группы. Следует отметить, что фактор аридности повлиял на химический состав озер, что привело к засолению и истощению видового состава, с одной стороны, а с другой – к процессу флористического генезиса, разделяющему озера в настоящее время на две расходящиеся группы.

Проведенные исследования показали не только высокое разнообразие водорослей в системе озер РЛП, но и эффективность впервые осуществленной

биоиндикации, а сравнительно-флористические подходы выявили важность естественных процессов осушения, влияющих на химический состав вод озер и флористический состав водорослей (Климюк та ін., 2014; Klymiuk et al., 2014). Несмотря на высокие рекреационные нагрузки, биоиндикационные данные показывают достаточную стабильность озерных экосистем на современном этапе, что необходимо для изучения и защиты его флоры и дальнейшего мониторинга качества их вод. Таким образом, озера достаточно устойчиво справляются с антропогенным воздействием и состояние их экосистем соответствует статусу охраняемой природной территории.

8.4.3. Биоиндикация при помощи водорослей в оценке гидрологического влияния на экосистему озер РЛП

Соленость играет важную роль в формировании сообществ водных организмов, таких как микроводоросли. Ее влияние отражается как на видовом составе, численности и биомассе фитопланктона, так и на последующем разложении растительных остатков в водоемах в целом, и водно-болотных угодьях, в частности, в теплом сухом климате. Известным фактом является образование грязи с лечебными свойствами, она образуется в водах с высоким содержанием солей. Что касается видового состава водорослей, то он является уникальным для минерализованных озер (Hammer, 1986).

Формирование лечебной грязи представляет собой сложный многолетний процесс. Для проточных озер характерна сульфидная грязь, в частности, это касается грязи на Славянском курорте, где состав и соленость вод, которые поступают в водоем, являются гораздо более важными факторами ее формирования, чем климатические (Холопов и др., 2002). Состав воды, образующей водно-болотные системы РЛП, формируется при их поступлении через засоленные отложения пермского периода (карстового этапа для озер Репное, Вейсовое и Горячее). Также следует отметить, что в исследуемом районе существуют два типа морфогенетического рельефа – водораздел плато с высотой над уровнем моря от 90 до 180 м, а также аккумулятивные равнинные речные террасы I–II Казенный Торец и Сухой Торец (Попков и др., 2005), на которых формируется подземный сток разного состава.

Химический состав воды, таким образом, создает необходимые условия для определенных процессов разложения органических остатков различными группами бактерий. Последние обогащают грязь биогенными компонентами, многие из которых имеют высокую терапевтическую активность. Основу органических остатков часто формируют микроводоросли, которые являются основными продуцентами экосистемы, в некоторых водоемах основой может служить зоопланктон. Следует отметить, что в более широком масштабе развитие микроводорослей генерирует больший потенциальный материал для формирования лечебной грязи.

Разнообразие водорослей в региональном ландшафтном парке "Славянский курорт" формируется при периодическом пересыхании, а также различных антропогенных воздействиях. Оно изучалось спорадически, начиная со второй половины 17-го века и также более регулярно с 2007 года (Лялюк, Климюк, 2011; Klymiuk et al., 2014; Varinova et al., 2015b; Klymiuk, Varinova, 2015).

Цель настоящего этапа исследования, проведенного международным коллективом соавторов на основе сборов и обработок проб украинскими коллегами, состояла в том, чтобы определить корреляцию солености в озерах "Славянского

курорта" с богатством видов, а также с биомассой микроводорослей, которая служит основой для формирования лечебной грязи, с тем чтобы выявить гидрологические основы формирования качества вод в озерах ЛРП.

Для биоиндикационного анализа отобрано 334 вида водорослей (352 видовых и внутривидовых таксона) из девяти отделов, среди которых 238 таксонов представляли оригинальные данные.

Графики измеренных химических и биологических значений в различных озерах, расположенных ниже притоков палеореки по морфогенетическим рельефам (Рис. 51) были построены для проводимости воды, количества видов и биомассы фитопланктона (Рис. 67, 68). Как видно на рисунках, электропроводность в озерах изменяется по двум направлениям: 1) от левого притока через озера Репное–Вейсовое–Озеро, центр и 2) правые притоки – через Слепное–Горячее–Левадное.

Озера Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное, Левадное и Озеро имели существенный градиент электропроводности. На протяжении года значение по каждому озеру варьировало от 6,6 мСм/см до 11 мСм/см (Рис. 67, 68). Количество видов, идентифицированных в один и тот же период (с января 2013 по май 2013) в сообществе озер варьировало от 30 до 75 (Рис. 67а, б).

Самая высокая средняя биомасса фитопланктона была зарегистрирована в озере Слепное (3,86 мг/дм³), самая низкая – в Озере (1,11 мг/дм³) (Рис. 68а, б).

Во время нашего исследования установлена обратная зависимость между электропроводностью и видовым богатством, а также биомассой фитопланктона в двух группах озер "Славянского Курорта": 1 – Репное, Вейсовое, Озеро, и 2 – Слепное, Горячее, Левадное.

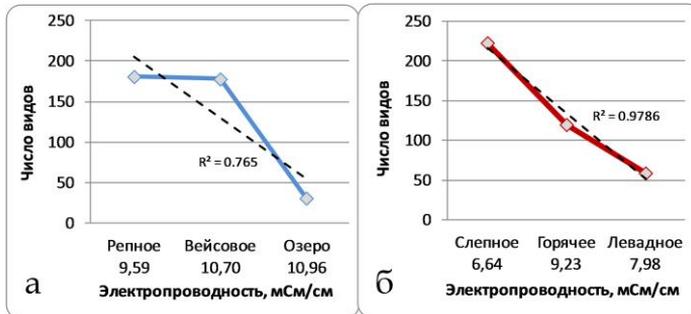


Рисунок 67. Взаимосвязь между видовым богатством водорослей и электропроводностью воды в озерах Репное, Вейсовое, Озеро (а); Слепное, Горячее, Левадное (б)

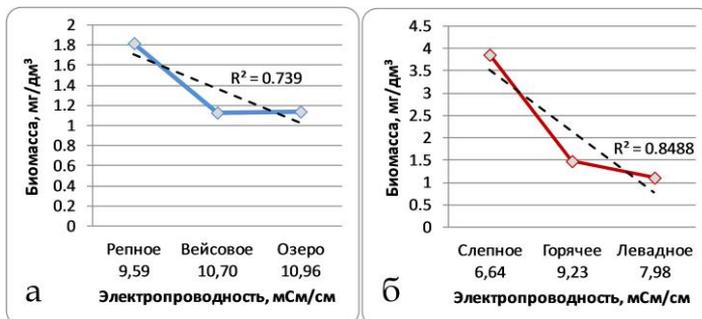


Рисунок 68. Взаимосвязь между биомассой фитопланктона и электропроводностью воды в озерах Репное, Вейсовое, Озеро (а); Слепное, Горячее, Левадное (б)

Число выявленных видов и электропроводность связаны обратной зависимостью, следовательно, более соленые воды характеризуются меньшим количеством таксонов, чем пресные (Рис. 67а, б). Соленость является основным

фактором, регулирующим не только общее число видов в водорослевых сообществах под влиянием засоления (Науменко, Макеева, 2011; Varinova et al., 2010a, 2011; Klymiuk et al., 2014), но также численность и биомассу фитопланктона (Кгура et al., 2014), так же, как и состав доминирующих видов (Науменко, Макеева, 2011; Varinova et al., 2010b, 2011).

Биомасса водорослей характеризует активность создания органического вещества в экосистеме, следовательно, увеличение солености вод уменьшает не только разнообразие, но и ее продукционный потенциал (Рис. 68а, б).

Влияние правого притока палеореки в ландшафте видно только для озера Репное, дальнейшее движение водных масс через аллювиальные слои к озеру Вейсовое и затем к Озеру определяет последовательное увеличение электропроводности в транзитных озерах Репное–Вейсовое–Озеро (Рис. 51). Впадающие в систему озер притоки берут свое начало выше озера Слепное (что было выявлено с помощью биоиндикации по планктонным водорослям) (Klymiuk et al., 2014), далее, впадая в озеро Горячее, а затем в Левадное. Среди озер группы Слепное–Горячее–Левадное не наблюдалось ожидаемого увеличения электропроводности воды в озере Левадное. Роль в этом довольно пресного левого притока палеореки, видного в современном ландшафте только весной, кроме того, за тот же период, вероятно, также было незначительное поверхностное соединение с озером Вейсовое из-за пониженной перемычки между этими озерами. В результате, все притоки воссоединяются в озере Левадном, из него в настоящее время берет свое начало река Калантаевка как современное продолжение палеореки. Следует отметить значительную сложность в оценке влияния притоков на химический состав озер Горячее, Вейсовое и Репное (Попков и др., 2005) и, соответственно, наличие в данном месте дополнительного источника соленых вод. Важно также иметь в виду, что, когда подземные воды переходят из озера в озеро, вода проходит через неоднородные слои, которые в различной степени обогащены минералами (минерализация аллювиальных вод в диапазоне от 1 до 150 г/дм³ (Попков и др., 2005)). Таким образом, в современном ландшафте большинства направлений движения водных масс не видно, но во время любой деятельности на экосистемах этих озер они могут быть выявлены.

В настоящее время руководство парка пытается увеличить минерализацию путем добавления солей в озеро Слепное для последующего производства лечебной грязи. Следует отметить, что эти попытки могут быть успешными в случае кратковременной необходимости и только при отсутствии сезонного поверхностного стока. Эффект может быть только кратковременным, так как это озеро питается пресной водой в профиле палеобассейна. Влияние потока грунтовых вод настолько велико, что даже за счет добавления соли в воду в период межени, трудно преодолеть пресный порог. Второй вариант для увеличения солености – проводить мелиоративные работы для удаления, по меньшей мере, части потока грунтовых вод озера (по водостокам и каналам), и в то же время проводить параллельное увеличение солености воды. Хотя применение этой методики также имеет сезонный аспект, по сравнению с первым способом, будет достигнуто повышение солености в плане более длительного эффекта. В любом случае, последствия могут быть относительно кратковременными, так как создание лечебной грязи вниз по потоку в озерах является долгосрочным процессом, так что эффект технического воздействия в целях увеличения количества лечебной грязи будет мало заметным.

Выявлена корреляция снижения видового разнообразия и биомассы планктонных водорослей с увеличением солености воды озер в РЛП “Славянский

курорт”. Продуктивность экосистемы значительно снижается с увеличением минерализации, что также влияет на увеличение времени формирования лечебной грязи. В то же время, при недостаточном процессе засоления, образование лечебной грязи невозможно из-за особенностей химического процесса. Формирование минерализации исследуемых озер существенно зависит от наличия или отсутствия влияния карстовых разломов, а также показывает направление потока притоков палеореки, которые часто невидимы в ландшафте, но определяются с помощью методов биоиндикации по водорослям или определению химического состава воды озер. Таким образом, проводя любые действия для улучшения качества воды озера, следует учитывать особенности их питания грунтовыми водами. Поскольку процессы образования лечебных грязей являются сложными и во многом зависят от солености, то необходима разработка системы их мониторинга.

8.4.4. Размер клеток фитопланктона в экологической оценке экосистем соленых озер

Размер клетки микроводорослей соответствует форме тела клетки каждого вида и обычно варьирует в широком диапазоне в течение вегетационного периода. Основные размеры клетки могут различаться не только в разных водоемах, но и во временных рядах проб, взятых из одних и тех же водных объектов (Михеева, 1998). В результате мы можем исследовать увеличение общей поверхности клеток с увеличением количества клеток и уменьшением объема клеток, как, например, во время цветения водорослей в водоеме. Общая клеточная поверхность положительно коррелирует с интенсивностью метаболических процессов у автотрофных организмов (Geider et al., 1986; Finkel, 2001). Это наиболее ярко выражено при цветении синезеленых водорослей. Напротив, диатомовые водоросли являются самой консервативной группой организмов относительно размеров и изменчивости объемов клеток относительно климатического градиента их местообитания. Однако они представляют собой, в основном, ту же тенденцию, что и другие группы организмов, показывая отрицательную корреляцию с широтой (Hillebrand, Azovsky, 2001). То есть, на юге, около экватора, размер клеток больше, чем на севере, где размер клеток уменьшается в стрессовых условиях с увеличением широты. Таким образом, уменьшение размера клеток микроводорослей свидетельствует не только об эвтрофикации, выраженной цветением (Gaedke et al., 2004), но также является результатом воздействия климатического фактора. Поэтому, если известны факторы окружающей среды, которые приводят к уменьшению объема клеток (увеличение поверхности клеток и скорости метаболизма), можно предположить, какое влияние они окажут на интенсивность первичных продукционных процессов. Ранее было показано, что водоросли в изученных озерах существенно реагируют на увеличение солености: с увеличением солености происходит снижение видового богатства (Klymiuk et al., 2014). Таким образом, для сообществ водорослей в многолетних озерах, колебание солености является фактором климатического стресса.

Поэтому, целью этого этапа работы, проведенной международным коллективом соавторов на основе сборов и обработок проб украинскими коллегами, было изучение влияния факторов солености на размерные характеристики, в частности, на объем клеток доминирующих видов диатомей в озерах "Славянский курорт".

В парке находятся семь многолетних озер, а также множество временных водоемов (Рис. 51). Изученные озера, в основном, имеют термокарстовое происхождение, они характеризуются небольшим размером и небольшой глубиной. Эти озера изолированы друг от друга и периодически пересыхают, в то же время, они

ненадолго связаны между собой весной во время снеготаяния и подъема уровня вод. Некоторые гидрохимические показатели представлены в Таблице 45. Донные отложения в озерах разнообразны, варьируя от песка до лечебной грязи. Глубина озер незначительная (около 0,5–2,5 м), и только в озере Репное она достигает 8,5 м. Более подробная информация об изученных озерах и районе была представлена выше (Клумиук et al., 2014).

Рассмотренные водные объекты подвергаются интенсивной рекреационной нагрузке.

Таблица 45. Основные гидрохимические показатели в озерах Регионального ландшафтного парка "Славянский курорт", средние величины со стандартным отклонением

Параметр	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
pH	7,4±0,3	7,0±0,5	7,3±0,4	7,6±0,3	7,2±0,4	7,6±0,3	7,2±0,4
Электропроводность, мСм/см	9,5±1,6	10,8±0,2	9,3±2,1	6,6±1,1	8,0±3,1	6,7±3,6	11,0±0,2
Жесткость, мг-экв./дм ³	59,6±19,4	82,3±13,5	51,5±24,2	19,9±4,7	26,1±5,9	16,1±5,0	102,1±25,1
Щелочность, мг-экв./дм ³	2,1±0,5	3,1±0,6	5,5±1,1	5,1±1,0	5,4±2,8	6,3±0,7	2,8±0,6
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	123,6±26,6	181,3±38,9	325,7±61,9	297,9±66,8	324,1±165,1	369,1±54,7	160,1±38,4
Cl, мг/дм ³	12 217±2434	29 454±8290	15 657±11 506	1893±279	8233±1361	5550±1212	32 583±6857
Ca, мг/дм ³	989,7±327,3	1406,7±248,6	860,2±484,7	211,2±50,8	365,3±97,2	255,5±90,4	1685,0±434,9
K, мг/дм ³	57,3±82,4	99,1±86,2	61,8±80,0	54,4±77,7	19,9±9,6	50,8±32,6	169,5±83,4
Mg, мг/дм ³	156,0±56,6	162,3±38,6	119,3±29,0	119,4±34,0	101,9±26,9	64,4±25,2	223,0±71,2
Na, мг/дм ³	9327±4339	26 911±9156	15 969±12 026	1674±547	6337±4337	3715±2525	30 450±12 124

Материалом для этого этапа исследования послужила 121 проба фитопланктона, отобранного ежемесячно в течение 2007–2013 гг. В каждой пробе произведен замер более 20 клеток для одного вида (длина, ширина и диаметр). В это исследование были включены данные измерений только 62 видов (при полном списке 238 видов) (Клумиук et al., 2014), которые были наиболее многочисленны в сообществах исследованных озер и имели линейные размеры более 2 мкм. Объем клетки вычисляли с помощью стереометрического метода, используя формулы объема фигур, соответствующие форме клеток каждого вида (Hillebrand et al., 1999). Средний размер клетки рассчитывали не менее чем из 20 повторностей со стандартным отклонением. Объем клеток определенного вида (средне-видовой удельный объем клеток), вычисляли также на основе средних размеров в его диагнозе (Krammer, Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991a, б) и стандартного отклонения для сравнения с ним удельного размера клетки того же вида в изученных озерах. Коэффициенты Пирсона определяли с помощью программного модуля на сайте www.wessa.net.

Объемы клеток водорослей рассчитаны для 62 видов наиболее часто встречающихся диатомовых водорослей в изученных озерах. Для каждого вида вычисляли объем клеток в разных озерах парка (Таблицы 46–49). Объемы клеток определялись в озере Репное для 47 видов, в озере Вейсовое – 55 видов, в озере Горячее – 52 видов, в озере Слепное – 50 видов, в озере Левадное – 20 видов, в озере Червоное – 19 видов, а в Озеро – 17 видов.

Объемы водорослевых клеток изученных озер с самыми низкими уровнями солености (Слепное, Червоное) сопоставимы по объемам того же вида в пресных водоемах Израиля (Kamenir et al., 2004), Флориды (Duarte, Agusti, 1992), Бразилии (Becker et al., 2004; Barros et al., 2006), Болгарии (Belkinova et al., 2014), а также в соленых озерах бассейна реки Дунай (Boros et al., 2014). Но для более соленых озер парка наблюдался широкий диапазон размеров: средний объем клетки видов, найденных в этих водах, может быть как бóльшим, так и меньшим, чем зарегистрировано в изученных озерах с меньшей соленостью. В связи с этим было сделано предположение, что некоторые виды могут оказаться чувствительными к природной соленой воде относительно своего объема клеток. Как отмечалось ранее (Parsons, Takahashi, 1973; Gaedke et al., 2004; Acevedo-Trejos et al., 2013; Feniova et al., 2014), факторами, влияющими на размер клеток водорослей в разнообразных водных экосистемах, могут быть:

- скорость потребления нитратов или аммиака в клетке,
- коэффициент поглощения воды,
- глубина термоклина,
- интенсивность освещения,
- скорость погружения фитопланктона,
- скорость апвеллинга воды,
- интенсивность компенсационной освещенности,
- температурные коэффициенты,
- относительная размерная селективность их поедания зоопланктоном,
- трофический уровень водоема,
- скорость воспроизведения,
- половой процесс для диатомовых водорослей.

Большинство из перечисленных факторов не имеют отношения к изученным озерам, так как они мелкие, теплые и прозрачные до дна. Поэтому, например, глубина термоклина не влияет на объем клеток водорослей озер, так как эти озера мелкие. Интенсивность солнечного света не имеет отношения к исследованным озерам, так как для них характерна почти такая же прозрачность на разных глубинах для каждого при одинаковом времени отбора. Трофические уровни озер также не очень отличались, и большую часть года они являлись эвтрофными, поэтому этот фактор также не может оказать существенного влияния на разницу в количестве и объемах клеток водорослей. Скорость воспроизведения водорослей (Beletti et al., 2014), и половой процесс диатомовых водорослей имеет ту же тенденцию что и аналогичные виды, обитающие во всех изученных озерах; следовательно, степень влияния этих факторов одинакова. Относительная размерная селективность их поедания зоопланктоном может иметь влияние только в озере Репное, поскольку в других озерах зоопланктон еще не развит. Однако нами не было проанализировано влияние некоторых других факторов, упомянутых выше.

В результате проведенных исследований, обнаружено, что размеры клетки одного и того же вида водорослей, обитающего в разных озерах, часто отличаются между собой, что может быть связано с различными факторами их существования (Rose, Cox, 2014). Наиболее устойчивыми видами в этом отношении были часто встречающиеся, однако недоминирующие виды с размерами ниже средне-видового удельного объема клеток, например, *Navicula salinarum* (Таблица 46); периодически доминирующие виды с размерами ниже, чем средне-видовой удельный объем клеток,

например, *Entomoneis paludosa*, *Chaetoceros muelleri* и *Monoraphidium minutum* (Таблица 48), и виды с размерами, превышающими средне-видовой удельный объем клеток, как *Ankyra ocellata* и *Achnanthydium bioretii* (Таблица 48). Обращает на себя внимание тот факт, что размер клеток видов, которые находились в диапазоне средне-видового удельного объема клеток, в исследованных озерах также изменялся (Таблица 49).

Таблица 46. Средневидовой объем клеток фитопланктона (мкм³) в озерах РЛП "Славянский курорт" по сравнению со средним видоспецифическим клеточным объемом (СВКО) в озерах Репное (Р), Вейсовое (В), Горячее (Г), Слепное (С), Левадное (Л), Червоное (Ч), и Озеро (О)

Вид	РЛП	Р	В	Г	С	Л	Ч	О	СВКО
<i>Acutodesmus dimorphus</i> (Turpin) P. Tsarenko	1,048	–	–	1,173	923	–	–	–	1,454
<i>Campylodiscus clypeus</i> (Ehrenb.) Ehrenb. ex Kütz.	84,998	89,696	84,201	103,257	62,839	–	–	–	138,474
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	319	193	584	238	259	–	–	–	1,988
<i>Cymbella laevis</i> Nägeli	264	203	378	–	212	–	–	–	847
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.	550	1,164	124	312	600	–	–	–	1,311
<i>Euglena viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenb.	2,297	–	–	987	3,606	–	–	–	3,768
<i>Gomphonema micropus</i> Kütz.	3,830	–	4,894	2,581	4,015	–	–	–	5,277
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) Marin & Melkonian	83,589	126,759	–	64,640	59,368	–	–	–	145,722
<i>Navicula salinarum</i> Grunow	847	867	899	703	919	–	–	–	1,276
<i>Surirella striatula</i> Turpin	17,321	19,503	15,543	16,917	–	–	–	–	56,049

Таблица 47. Средневидовой объем клеток фитопланктона (мкм³) в озерах РЛП "Славянский курорт" по сравнению со средним видоспецифическим клеточным объемом (меньше). Значения сокращений в Таблице 46

Вид	РЛП	Р	В	Г	С	Л	Ч	О	СВКО
<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh	6,392	4,660	6,913	4,256	–	4,293	11,113	7,119	17,486
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedim</i> (Kütz.) Cleve	5,125	4,198	6,188	4,988	–	–	–	–	11,736
<i>Achnanthes longipes</i> C. Agardh	6,005	6,632	5,601	5,783	–	–	–	–	7,065
<i>Amphora commutata</i> Grunow	1,515	1,828	1,388	1,003	1,370	–	1,989	–	2,944
<i>Ceratoneis closterium</i> Ehrenb.	207	204	248	146	51	302	–	289	1,013
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmerm.	43	–	51	37	46	41	36	44	81
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenb.	415	356	350	378	578	–	–	–	1,425
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G. Mann	2,309	2,322	2,298	2,447	2,261	2,164	1,374	3,298	4,153
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	1,374	1,953	1,061	1,563	1,686	1,225	754	–	4,522
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	307	232	351	336	344	280	421	183	606
<i>Diatoma anceps</i> (Ehrenb.) Kirchner	133	185	109	69	169	–	–	–	432

Вид	РЛП	Р	В	Г	С	Л	Ч	О	СВКО
<i>Entomoneis paludosa</i> (W. Sm.) Reimer	2,390	–	2,346	–	–	–	–	2,432	5,838
<i>Entomoneis paludosa</i> var. <i>subsalina</i> (Cleve) Krammer	2,435	2,145	1,371	2,465	3,126	–	3,794	1,711	5,838
<i>Gymnodinium uberrimum</i> (G.J. Allman) Kofoid et Swezy	12,289	–	2,3013	6,625	7,229	–	–	–	65,895
<i>Halamphora coffeaeformis</i> (C. Agardh) Levkov	138	74	199	190	88	–	–	–	715
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárk.-Legn.	88	90	101	84	77	–	–	–	250
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárk.-Legn.	27	27	20	31	27	32	–	–	206
<i>Navicula angusta</i> Grunow	302	119	404	382	–	–	–	–	873
<i>Navicula oblonga</i> (Kütz.) Kütz.	8,065	–	7,359	–	8,770	–	–	–	15,366
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	294	374	329	326	357	168	91	414	631
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	120	132	142	–	86	–	–	–	215
<i>Pseudoschroederia robusta</i> (Korshikov) E. Hegew. et E. Schnepf	68	–	104	62	39	–	–	–	375
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>rostrata</i> (Hustedt) M. Aboal	1175	1,430	996	1,066	1,208	–	–	–	3,312
<i>Surirella brightwellii</i> var. <i>baltica</i> (Schumann) Krammer	1,264	–	–	–	1,276	1,427	1,089	–	2,564
<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) D.M. Williams et Round	755	476	448	496	298	1,458	1,351	–	2,436
<i>Tetraëdron minimum</i> (A. Braun) Hansg.	46	25	31	57	63	56	–	–	225

Таблица 48. Средневидовой объем клеток фитопланктона (мкм³) в озерах РЛП "Славянский курорт" по сравнению со средним видоспецифическим клеточным объемом (больше). Значения сокращений в Таблице 46

Вид	РЛП	Р	В	Г	С	Л	Ч	О	СВКО
<i>Achnanthydium bioretii</i> (Germain) Monnier, Lange-Bert. et Ector	329	332	295	–	296	–	393	–	236
<i>Adlafia bryophila</i> (J.B. Petersen) Gerd Moser, Lange-Bert. et D. Metzeltin	202	182	212	132	–	–	–	283	134
<i>Ankyra ocellata</i> (Korschikov) Fott	232	199	249	247	–	–	–	–	168
<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer	3,15 6	–	–	–	3,15 6	–	–	–	1,431
<i>Halamphora holsatica</i> (Hustedt) Levkov	218	178	397	203	124	199	204	–	85
<i>Hyaloraphidium contortum</i> var. <i>tenuissimum</i> Korschikov	56	44	–	71	69	40	–	–	18

Вид	РЛП	Р	В	Г	С	Л	Ч	О	СВКО
<i>Luticola mutica</i> (Kütz.) D.G. Mann	982	–	1,26 7	1,16 3	–	–	–	515	459

Таблица 49. Средне-видовой объем клеток фитопланктона (мкм³) в озерах РЛП "Славянский курорт" в диапазоне видоспецифического среднего клеточного объема. Значения сокращений в Таблице 46

Вид	РЛП	Р	В	Г	С	Л	Ч	О	СВКО
<i>Adlafia minuscula</i> (Grunow) Lange-Bert.	146	93	102	142	173	–	177	186	105
<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Sm.) Fott	450	–	628	272	–	–	–	–	282
<i>Cymbella lanceolata</i> (C. Agardh) C. Agardh	1,307	2,538	1,280	696	715	–	–	–	2,234
<i>Diatoma tenuis</i> C. Agardh	1,043	–	850	1,966	727	630	–	–	705
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	30	25	21	47	27	–	–	–	40
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow	118	–	143	93	–	–	–	–	135
<i>Kobayasiella subtilissima</i> (Cleve) Lange-Bert.	267	215	132	169	401	649	168	138	259
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C. Wood) C. Bock, Pröschold & Krienitz	591	1,171	89	–	514	–	–	–	1,150
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	822	727	801	800	679	–	1,105	–	1,053
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	743	814	818	506	837	929	593	704	649
<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve	836	–	563	565	910	1,239	1,105	633	891
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>veneta</i> (Kütz.) Rabenh.	319	233	216	258	391	417	538	184	272
<i>Navicymbula pusilla</i> (Grunow) K. Krammer	438	548	238	317	745	–	–	342	433
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	139	148	226	120	83	–	–	118	144
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow	226	105	356	397	48	–	–	–	96
<i>Nitzschia pusilla</i> Grunow	65	40	47	149	24	–	–	–	118
<i>Nitzschia reversa</i> W. Sm.	447	417	243	335	–	447	795	–	455
<i>Peridiniopsis oculata</i> (Stein) Bourrelly	11,091	8,041	–	–	9,926	15,308	–	–	12,540
<i>Woloszynskia pascheri</i> (Suchl.) Stosch	8,947	2,061	5,043	–	25,478	3,205	–	–	17,544

Несоответствие объемов водорослевых клеток одного вида в разных озерах может быть обусловлено различными причинами, перечисленными выше. Рабочий коллектив исследователей предположил, что, по крайней мере, для некоторых видов, изменение размера, по-видимому, связано с различиями в степени солености между озерами, что также может быть причиной различий в продуцировании общей массы фитопланктона. Для этого были рассчитаны коэффициенты корреляции Пирсона. Анализ выявил отрицательную корреляцию электропроводности воды с объемом клеток пяти видов водорослей: *Cocconeis pediculus* (–0,95*), *Navicymbula pusilla* (–0,88*), *Entomoneis paludosa* var. *subsalina* (–0,95**), *Navicula veneta* (–0,91**) и *Nitzschia reversa* (–0,93*). Анализ корреляции между концентрацией хлоридов в воде и объемом клеток был статистически значимым для: *Halamphora holsatica* (0,92**), *Entomoneis paludosa* var. *subsalina* (–0,87*) и *Navicula veneta* (–0,79*). Таким образом, можно предположить, что размер клетки *Entomoneis paludosa* var. *subsalina* и

Navicula veneta подвергается воздействию, главным образом, хлоридов, которые значительно обогащают воду изученных озер. Объемы клеток *Halamphora holsatica* положительно коррелировали с содержанием хлоридов, независимо от общего количества растворенных веществ. Размер клеток у *Cocconeis pediculus*, *Navicymbula pusilla* и *Nitzschia reversa*, вероятно, может уменьшаться в зависимости от общего содержания солей или под воздействием определенных катионов или анионов, кроме хлоридов. В таком аспекте ранее изучались только континентальные пресноводные объекты, поэтому данные о влиянии солености на величину клеток водорослей в минерализованных озерах представлены впервые.

Было выбрано восемь видов диатомовых водорослей, которые встречаются почти во всех озерах в разные сезоны года, с целью изучения сезонной динамики их размеров (Рис. 69, 70). Кроме того, проведено сравнение среднего объема клеток видов водорослей в изученных озерах со средним видоспецифичным объемом клеток соответствующих видов, рассчитанным на основе видовой диагностики (Krammer, Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991 а, б).

Как видим на рисунках 69 и 70, средние объемы *Cymbella affinis* Kütz., *Craticula halophila* (Grunow) D.G.Mann, *Tabularia fasciculata*, и *Achnanthes brevipes* C.Agardh были ниже, чем средневидовые объемы (Таблица 47), однако средний размер клетки *Navicula veneta*, *Kobayasiella subtilissima*, *Adlafia minuscula* (Grunow) Lange-Bert., и *Prestauroneis protracta* (Grunow) Kulikovskiy et Glushchenko (= *Parlibellus protractus*) колебался вокруг их видоспецифического среднего объема в разных озерах и в разные сезоны (Таблица 49).

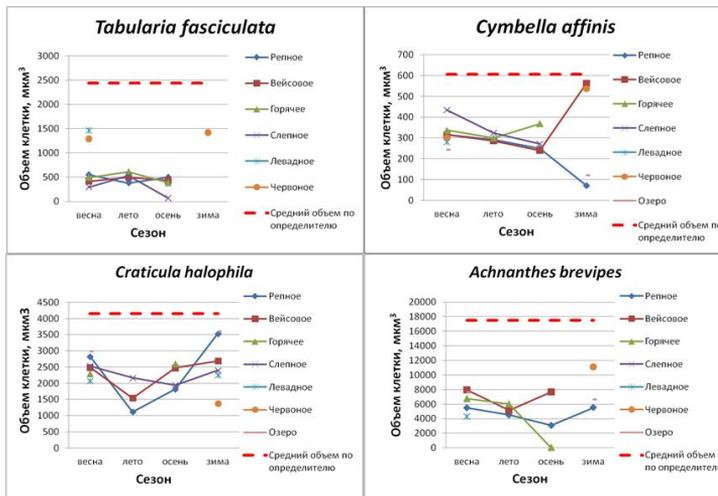


Рисунок 69.
Сезонная динамика среднего объема клеток в изученных озерах для *Cymbella affinis*, *Craticula halophila*, *Tabularia fasciculata*, *Achnanthes brevipes* по сравнению с их средним видоспецифическим объемом

Для почти всех видов в исследованных озерах наблюдалась тенденция к снижению размера клетки в летний период, в то время, когда имелась наибольшая возможность для увеличения биомассы в процессе "цветения", что обычно происходит с фитопланктоном летом в водоемах бореальной зоны (Banse, 1982; Agustí et al., 1987; Carrick, Schelske, 1997), и особенно, в Украине (Bilous et al., 2013b, c). Только *Tabularia fasciculata* и *Kobayasiella subtilissima* имеют тенденцию к повышению объема клеток летом, когда развитие водорослей было максимальным. Эта тенденция видна на примере *Tabularia fasciculata* в озерах Вейсовое, Горячее, и Сlepное, а также *Kobayasiella subtilissima* только в озере Горячее. И только один вид,

Cymbella affinis, характеризовался постепенным уменьшением объема клетки в озерах Репное и Слепное в конце года.

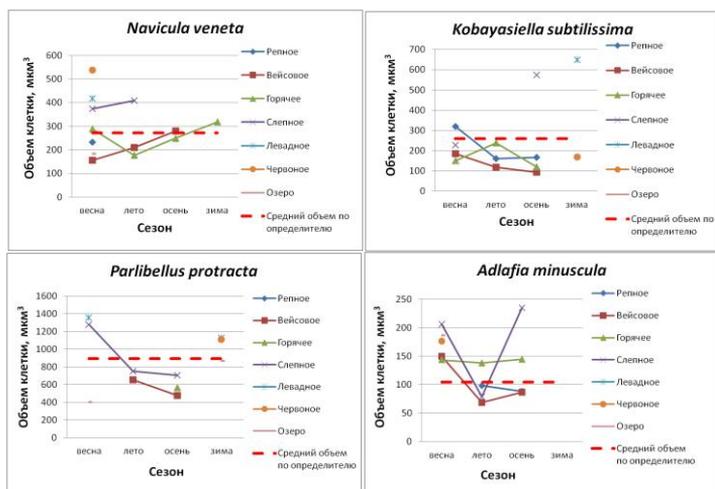


Рисунок 70. Сезонная динамика среднего объема клеток в изученных озерах для *Navicula veneta*, *Kobayasiella subtilissima*, *Adlafia minuscula* и *Parlibellus protractus* по сравнению с их средним видоспецифическим объемом

В заключении следует отметить, что большинство видов, для которых были рассчитаны размерные характеристики, в основном, бентосные или планктонно-бентосные обитатели (Климюк та ін., 2014; Klymiuk et al., 2014). То есть, выводы, сделанные на основе собранных образцов фитопланктона, можно отнести ко всему выявленному разнообразию водорослей в озерах, независимо от типа местообитания. Этот факт представляет значение солёности в регулировании объема и поверхности клеток и, таким образом, для интенсивности метаболических процессов организмов на первом трофическом уровне. Как оказалось, солёность воды ингибирует скорость метаболизма фитопланктона, потому что общая клеточная поверхность положительно коррелирует с его интенсивностью (Geider et al., 1986; Finkel, 2001), однако в наиболее солёных из изученных озерах размер клетки оказался больше видоспецифического. Этот вывод является новым, поскольку предыдущие закономерности взаимосвязи между первичными продукционными процессами и объемами клеток другими методами не были выявлены (Михеева, 1998). Рассчитанный объем клетки для большинства изученных видов обычно был выше в периодически пересыхающих озерах (Левадное, Червоное и Озеро), чем в "постоянных" озерах (Репное, Вейсовое, Горячее, и Слепное). Таким образом, можно сделать вывод, что другие факторы, такие как этап экологической сукцессии, влияют на размерные характеристики клеток фитопланктона в эфемерных озерах и, следовательно, переопределяют влияние дренажа и связанную с ним динамику солёности воды. В эфемерных зимних озерах Левадное, Червоное и Озеро, процесс восстановления водорослевого сообщества повторяется не реже двух раз в сезон, что, по-видимому, снижает эффект солёности, влияние которой на размер клетки увеличивается по сравнению с многолетними озерами. Популяции эфемерных озера развиваются скачкообразно, поэтому никогда не достигают стадии уменьшения объема клеток в конце непрерывного процесса воспроизводства, характерного для многолетних популяций. Данные клеточного объема, полученные для минерализованных озера, представлены впервые и могут использоваться для мониторинга экосистем озера (Климюк та ін., 2014; Klymiuk et al., 2014).

8.4.5. Активные виды в экологической оценке озерных экосистем РЛП "Славянский курорт"

Поскольку динамика планктонных водорослей наиболее чувствительна к условиям окружающей среды, их экологическая характеристика необходима для оценки водных объектов в целом и водно-болотных угодий в теплом климате, в частности (Barinova et al. 2009a, 2011a; Barinova, Nevo, 2012a). Необходимость оценки воздействия на окружающей среды на водные объекты с охраняемым статусом очевидна, и биологическая индикация по водорослям является наиболее эффективной для этой цели. Фитопланктон является одним из компонентов биологического качества, который должен быть оценен в соответствии с Водной рамочной директивой по воде (Milestone 6 report – Baltic Sea GIG, 2006). Количественные параметры планктонных сообществ отражают общие условия роста водорослей, а доминирующие виды, как наиболее экологически активные, характеризуют оптимальные условия. В соответствии с Б.А. Юрцевым (1968), группа активных видов более чувствительная, чем общий видовой состав, отражает соответствие между сообществом и средой, в которой оно сформировалось. Оценка состояния водных объектов с использованием экологической активности видов для диатомовых водорослей проведена по В.Г. Харитонову (1981) на севере Магаданской области (РФ), Н.И. Ахметовой (1986) в Восточной части озера Балхаш, и А.А. Свирид (2000) в биосферном Березинском заповеднике (Респ. Беларусь); для Сугроphyta Украины – О.С. Горбулиным (2011), для водорослевой флоры водохранилищ в Западной Сибири Э.И. Валеевой (2011), и для водорослей солоноватого озера Лиственка в заповеднике "Хакасия" (РФ) Ю.В. Науменко и Е.Г. Макеевой (2011), для флоры водорослей Таджикистана (Барина, Бобоев, 2015).

Целью этого этапа работы международного коллектива соавторов было определение наиболее активных видов планктонных водорослей и предпочтительных условий их местообитаний для экологической оценки экосистем в озерах охраняемых водно-болотных угодий РЛП "Славянский курорт".

Изученные озера Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное, Левадное, Червоное и Озеро в основном термокарстового происхождения, мелководные и малых размеров (Рис. 51).

Материал для этой работы был взят из образцов, собираемых ежемесячно в течение 2007–2013 годов в озерах Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное, Левадное, Червоное и Озеро.

Электропроводность и рН анализировали ионометрическим методом; жесткость, щелочность, свободную щелочность, HCO_3^- , и Cl^- – с помощью титрования (Глобан, 1987). Проведен также элементарный анализ с использованием ICP–OES на оборудовании Shimadzu ICPE–9000.

Ряды активности видов оценивались в соответствии со шкалой Б.А. Юрцева (1968), адаптированной для фитопланктона:

- Особо активные, 75–100% общего количества особей в образце;
- Высоко активные, 50–75%;
- Умеренно активные, 15–50%;
- Не активные, 0–15%.

Ранжирование видовой активности определялось для каждой пробы, а не для всех проб в целом.

Экологические характеристики активных видов водорослей были получены из базы данных, составленной для пресноводных водорослей мира по С.С. Барина и

др. (2006) с дополнениями Х. Ван Дама с соавторами (1994) в отношении предпочтительности субстрата, температуры, кислородного режима, pH, солености, органического обогащения, метаболизма N-захвата и трофического состояния. Экологические группы по индицируемому параметру оценивали в зависимости от их значимости для выводов по биоиндикации. Выделялись наиболее массовые виды, отражающие преобладающие условия по конкретным параметрам водных экосистем.

Для данной цели исследована 121 проба фитопланктона из семи озер регионального ландшафтного парка "Славянский курорт" отобранных в мае–ноябре 2007, марте–ноябре 2008, и апреле 2012 – июне 2013.

Всего 334 вида водорослей (350 ввт) из девяти отделов были выявлены в пробах оригинальных сборов и с учетом данных из опубликованных источников (Климюк та ін., 2014; Tsarenko et al., 2006; 2009; Klymiuk et al., 2014) и взяты для текущего анализа.

Вода в озерах довольно жесткая, слабощелочная, с высоким содержанием хлоридов и электропроводностью, которая широко варьирует (1,310–11,260 мСм/см) от озера к озеру и в зависимости от сезона (Таблица 50).

Для почти всех видов в исследованных озерах наблюдалась тенденция к снижению размера клетки в летний период, в то время, когда имелась наибольшая возможность для увеличения биомассы в процессе "цветения", что обычно происходит с фитопланктоном летом в водоемах бореальной зоны (Banse, 1982; Agustí et al., 1987; Carrick, Schelske, 1997), и особенно, в Украине (Bilous et al., 2013b, c). Только *Tabularia fasciculata* и *Kobayasiella subtilissima* имеют тенденцию к повышению объема клеток летом, когда развитие водорослей было максимальным. Эта тенденция видна на примере *Tabularia fasciculata* в озерах Вейсовое, Горячее, и Слепное, а также *Kobayasiella subtilissima* только в озере Горячее. И только один вид, *Symbella affinis*, характеризовался постепенным уменьшением объема клетки в озерах Репное и Слепное в конце года.

Таблица 50. Амплитуда физико-химических параметров в изученных озерах

Параметр	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
Жесткость, мг-экв./дм ³	8,8–72,4	62,25–96	7,9–73,0	8–23,3	18,6–32,2	8,7–19,6	72,7–126
Свободная щелочность, мг-экв./дм ³	0–0,3	0–0,32	0–0,4	0–0,4	0–0,1	0–0,5	0–0,4
Щелочность, мг-экв./дм ³	1,5–2,9	2,5–4,2	3,6–7,7	2,5–5,8	3,1–9,3	6,3–6,9	2,4–3,5
НСО ₃ ⁻ , мг/дм ³	85,4–160,8	134,2–256,2	219,6–541,4	134,2–353,8	189,1–561,2	353,8–420,9	140,3–195,2
Fe, мг/дм ³	0–0,0096	0–1,31	0	0	0	0	0
Zn, мг/дм ³	0	0–0,3	0	0	0	0	0–0,0457
Ba, мг/дм ³	0–0,26	0–0,363	0–0,2	0–0,15	0	0	0
Li, мг/дм ³	0–0,248	0–0,963	0–0,399	0–0,206	0	0	0,262–0,886
Mn, мг/дм ³	0–0,0906	0,022–1,8	0–0,109	0–0,117	0	0	0–0,359
B, мг/дм ³	0–3,72	0–12,5	0–9,45	0–13	0–0,616	0–0,507	0–5,6
S, мг/дм ³	119–1350	905–1800	277–1570	155–592	295–679	91,2–333	955–1940
Si, мг/дм ³	0–10,3	1,52–16,8	2,01–15,7	0–18,8	4,68–10,2	4,55–12,9	0–8,74
Sr, мг/дм ³	1,13–28,3	13,4–38,1	2,32–23,9	0,983–7,28	2,47–6,51	1,12–4,18	16,2–28
K, мг/дм ³	2,15–266	29,6–318	13,3–265	11,5–260	5,9–27,4	4,51–67,9	75,9–207

Параметр	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
Mg, мг/дм ³	19,7–276	100–263	71,6–202	35,9–217	74,5–131	27–78,3	126–319
Ca, мг/дм ³	123–2250	1020–2930	159–1440	79,6–388	230–458	120–305	1140–2160
Na, мг/дм ³	813–15800	14800–40000	641–28800	453–2390	327–9130	91,2–5000	16300–38200
pH	7,1–7,9	6,3–7,6	6,6–7,9	7,1–8	6,7–7,6	7,4–7,5	6,7–7,3
Электропроводность, мСм/см	5,210–10,280	10,450–11,080	4,980–11,080	3,590–7,230	3,400–9,810	1,310–8,890	10,840–11,260
Cl, мг/дм ³	11675–26342,4	28500–47040	3822–24650	1725–4586,4	6700–9300	4325–5575	24750–35500

Анализ средней сезонной численности и биомассы показал, что трофическое состояние озер колеблется от мезотрофного до эвтрофного-политрофного по М.Т. Докулилу (Таблица 51). Следует отметить, что полное соответствие оценок трофического состояния, основанных на численности и биомассе, наблюдалось только для озер Слепное, Левадное и Озеро.

Таблица 51. Основные биологические параметры озерных экосистем "Славянского курорта" и классификация их экологического состояния по М.Т. Докулилу (Dokulil, 2003)

Параметр	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
Число видов	4–36	3–42	1–31	3–56	12–29	13–21	12–15
Численность, кл./дм ³	412·10 ³	2022·10 ³	11797·10 ³	3666·10 ³	5977·10 ³	641·10 ³	470·10 ³
Трофическое состояние (по численности)	Мезотрофное	Эвтрофное	Эуполитрофное	Эвтрофное	Эвтрофное	Мезоэвтрофное	Мезотрофное
Биомасса, мг/дм ³	1,83	1,13	1,38	3,86	2,32	0,93	1,11
Трофическое состояние (по биомассе)	Мезоэвтрофное	Мезотрофное	Мезотрофное	Эвтрофное	Эвтрофное	Мезотрофное	Мезотрофное

Для последующего анализа были выбраны виды, которые представляли более 50% численности в сообществе при оптимальных условиях (Таблицы 52, 53), то есть, высокоактивные и особо активные по Б.А. Юрцеву (1968). Наиболее распространенными видами были диатомовые водоросли *Chaetoceros muelleri* (6–13·10³ кл./дм³) в озерах Слепное и Левадное, а также *Cyclotella stelligera* (около 8·10³ кл./дм³) в озере Левадное, динофитовый *Peridiniopsis oculatum* (около 4·10³ кл./дм³) в озере Репное, и хлорофитовая *Ankura ocellata* (около 1–2·10³ кл./дм³) в озерах Вейсовое и Горячее. Все они высокотолерантные виды с широкой экологической амплитудой, за исключением самого распространенного *Chaetoceros muelleri*, который предпочитает соленые воды, как это было выявлено с помощью биоиндикации (Klymiuk et al., 2014).

Ранжирование активности видов, согласно шкале Б.А. Юрцева (1968), помогает выявить виды, которые доминируют в водоемах данного типа и климатических условиях. Для экологической оценки среды озера, виды были разделены на четыре категории активности: особо активные, высокоактивные, умеренно активные и не активные, из которых особо активные виды находятся в оптимуме, то есть их экология указывает на усредненные параметры качества вод в исследуемом водоеме.

Наибольшее число особо активных видов обнаружено в озере Горячее (6), где они составляли 4,96% от общего количества видов, а высокоактивный вид (1) – 0,83%, но вместе они образовывали около 99% биомассы (Таблица 52, 53).

В озере Вейсовое обнаружены пять особо активных видов (2,84% всех видов) и 1,14% высокоактивных видов. В озере Слепное присутствуют четыре особо активных вида (1,77% от общего числа видов) и два высокоактивных (0,88%). В озерах Репное и Левадное выявлено два особо активных вида, каждый из которых, соответственно, составляет 1,12% и 3,39% от общего числа видов. В озере Репное обнаружены шесть высокоактивных видов (3,35%), тогда как в озере Левадное таковых не обнаружено. В озерах Червоное и Озеро также не обнаружено высокоактивных видов. В озере Репное особо активными были *Oocystis lacustris* и *Peridiniopsis oculatum* с предпочтением планктонных и планктонно-бентосных местообитаний (Таблица 53), индикаторы слабо- и умеренно насыщенных кислородом вод, солоноватоводных, среднего уровня органического загрязнения.

Таблица 52. Количество видов разной степени активности в озерах "Славянского курорта"

Номер озера	Озеро	Особо активные	Высоко-активные	Умеренно активные	Не активные	Общее число видов
1	Репное	2	6	12	159	179
2	Вейсовое	5	2	11	158	176
3	Горячее	6	1	11	103	121
4	Слепное	4	2	12	208	226
5	Левадное	2	0	4	53	59
6	Червоное	0	0	6	34	40
7	Озеро	0	0	7	24	31

Особо активные виды озера Вейсовое (*Ankyra ocellata*, *Chaetoceros muelleri*, *Cylindrotheca closterium* и *Lyngbya major*) являются бентосными, планктонными или эпифитными, предпочитающими умеренную температуру, солоноватую воду со средним содержанием кислорода, слегка загрязненную органическими веществами (Таблица 53).

Таблица 53. Процент численности особо активных видов и их экология в альгосообществах озер "Славянского курорта". Номер озера как в таблице 52

Виды	1	2	3	4	5	Hab	T	Oxy	Sal	pH	D	S	Het	Tro
<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Sm.) Fott	-	-	99	-	-									
<i>Ankyra ocellata</i> (Korshikov) Fott	-	75-90	93-97	-	-	Ep	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmerm.	-	99	-	79	94	P-B	temp	st-str	hl	alb	-	o	-	e
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve et Grunow	-	-	-	-	95	P-B	-	st	i	ind	es	x	-	-
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenb.) Reimann et J.C. Lewin	-	82-95	-	-	-	B	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Dunaliella salina</i> (Dunal) Teodor.	-	-	76-87	-	-	P	-	st	mh	-	-	-	-	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i> (G.J. Allman) Kof. et Swezy	-	-	82	-	-	-	-	-	-	-	-	x-b	-	-
<i>Hyaloraphidium contortum</i> var. <i>tenuissimum</i> Korschikov	-	-	-	92	-	P-B	-	-	i	-	-	b	-	-
<i>Lyngbya major</i> Meneghini ex Gomont	-	81	-	-	-	P	-	-	-	-	-	b	-	-
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárk.-Legn.	-	-	-	81	-	P-B	-	st-str	-	-	-	b-a	-	-

Виды	1	2	3	4	5	Hab	T	Oxy	Sal	pH	D	S	Het	Tro
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	76-92	-	-	-	-	P-B	-	st-str	hl	-	-	b-o	-	-
<i>Peridiniopsis oculatum</i> (F. Stein) Bourr.	99	-	-	77	-	P	-	st	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudoschroederia robusta</i> (Korsikov) E. Hegew. et E. Schnepf	-	-	92-99	-	-	P-B	-	st-str	i	-	-	o-a	-	-

Примечание: Озера: 1 – Репное, 2 – Вейсовое; 3 – Горячее; 4 – Слепное; 5 – Левадное. Биотопическая приуроченность (Hab): В – бентосные; P-B – планкто-бентосные; P – планктонные; Ep – эпифитные. Температурный режим (T): temp – умеренный. Текучесть вод и их обогащенность кислородом (Oxy): st – стоячие воды; str – быстротекущие; st-str – стояче-текущие. Соленость (Sal): mh – мезогалобы; oh – олигогалобы; i – олигогалобы-индифференты; hl – олигогалобы-галлофилы. Активная реакция воды (pH): ind – индифференты; alf – алкалифилы; alb – алкалибионты. Сапробность (Watanabe et al., 1986) (D): es – эврисапроб. Сапробность (Pantle, Buck, 1955) (S): (x – ксеносапроб; x-b – ксено-бетамезосапроб; o – олигосапроб; b-o – бета-олигосапроб; o-a – олиго-альфа-мезосапроб; b – бета-мезосапроб; b-a – бета-альфа-мезосапроб. Отношение водорослей к типу питания (Het) (Van Dam et al., 1994): ats – автотрофы, толерантные к очень низким концентрациям органического азота. Трофическое состояние (Tro) (Van Dam et al., 1994): e – эуфрантеты

В озере Горячее виды *Ankyra judayi*, *A. ocellata*, *Dunaliella salina*, *Gymnodinium uberrimum* и *Pseudoschroederia robusta* особо активные в планктонных, бентосных или перифитонных местообитаниях. Они активно фотосинтезируют в солоноватых, слегка щелочных водах с различным содержанием кислорода, умеренно загрязненных органическими веществами.

Chaetoceros muelleri, *Hyaloraphidium contortum* var. *tenuissimum*, *Monoraphidium minutum*, *Peridiniopsis oculatum* особо активны в планктоне и бентосе озера Слепное, где они предпочитают солоноватую воду с достаточным уровнем растворенного кислорода, умеренной температуры и умеренного уровня органического загрязнения.

В озере Левадное, особо активны виды *Chaetoceros muelleri* и *Cyclotella stelligera* приурочены к планктонно-бентосному существованию в солоноватых, слабощелочных водах при умеренной температуре с низким уровнем растворенного кислорода и незначительным органическим загрязнением.

Экология особо активных видов в озерах Репное, Вейсовое, Горячее, Слепное и Левадное согласуется с химическими параметрами воды (Таблица 50). До сих пор в озерах Червоное и Озеро не было зарегистрировано особо активных видов (Таблица 52). Эти озера наиболее подвержены пересыханию среди всех изученных в РЛП, что может объяснить их отличающиеся видовой состав и численность фитопланктона (Klymiuk et al., 2014).

Корреляционный анализ Пирсона между числом видов в сообществе и числом особо активных видов выявил прямую корреляцию между этими параметрами (0,67*). Рисунок 71 показывает, что особо активные виды развиваются в богатых сообществах четырех наиболее глубоких озер северной группы.

Наиболее представлены особо активные виды в глубоких озерах Репное, Вейсовое, Горячее и Слепное, что коррелирует с общим увеличением видового богатства водорослей в этих озерах, но, в свою очередь, их число обратно пропорционально величине солености (Klymiuk et al., 2014).

Соленость является основным регулирующим фактором не только по отношению к общему числу видов в сообществах водорослей при воздействии засоления (Науменко, Макеева, 2011; Barinova et al., 2010a, 2011a; Klymiuk et al., 2014), но численности и биомассы фитопланктона (Крупа et al., 2014), а также состава доминирующих видов (Науменко, Макеева, 2011; Barinova et al., 2010b, 2011b). Виды, наиболее активные в такой солоноватой среде, могут эффективно использоваться в качестве биоиндикаторов для мониторинга состояния экосистем в охраняемых водоемах (Barinova et al., 2010a).

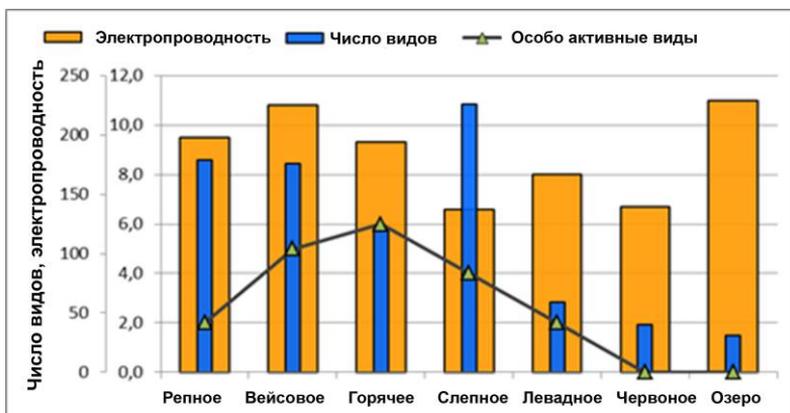


Рисунок 71. Соотношение общего количества видов, числа особо активных видов и электропроводности воды в озерах "Славянского курорта"

Экологическая оценка семи озер в охраняемом водно-болотном комплексе "Славянского курорта" с использованием подхода видовой активности основана на четырнадцати особо активных видах (по классификации Юрцева, 1968). Они составляют от 1,12% до 4,96% от общего числа видов в озерах, но образуют более 75% численности фитопланктона. Исходя из экологии этих видов, можно сделать вывод, что условия в более глубоких озерах северной группы (озера Репное, Вейсовое, Горячее, и Слепное) являются мезотрофно-эвтрофными, способствуя развитию планктонно-бентосно-перифитонных сообществ. Зеленые и диатомовые водоросли среди них предпочитают солоноватую воду, с умеренным содержанием кислорода и со средним уровнем органического загрязнения. В частично или полностью пересыхающих озерах южной группы (например, эвтрофном озере Левадное), пресно-солоноватых слабощелочных водах умеренного температурного режима с низким уровнем растворенного кислорода и незначительным органическим загрязнением, в планкто-бентосных сообществах преобладают диатомовые водоросли.

Так как особо активные виды составляют большую часть численности и биомассы сложных сообществ озер, можно выделить для мониторинга лишь небольшое количество видов, позволяющих быстро оценить экологические изменения. Таким образом, получаем экспресс-метод оценки состояния окружающей среды в рамках программы мониторинга и защиты водно-болотных угодий (например, как в Citizen..., 2013). Из водно-болотных угодий "Славянского курорта", наиболее активными видами являются солеустойчивые виды, что соответствует уникальной среде этих минерализованных частично пересыхающих озер с увеличенным уровнем солености.

8.4.6. Статистические методы в экологической оценке экосистем в РЛП "Славянский курорт" по фитопланктону

Региональный ландшафтный парк "Славянский курорт" создан в 2006 году с целью сохранения водно-болотных угодий и рекреационного использования уникальных природных комплексов и искусственных ландшафтов парковой зоны. Парк расположен в северо-восточной части города Славянск в Украине и включает в себя три курорта, обширный парк, сезонный орнитологический заповедник "Приозерный", природные "памятники" национального значения, озера Репное и

Слепное, являющиеся источниками уникальных лечебных грязей и рассола (Куруленко, Третьяков, 2008) (Рис. 51).

На следующем этапе наши исследования были сфокусированы на экологии фитопланктона озер РЛП, видовой состав которых изучался методами биоиндикации (Климюк та ін., 2014; Klymiuk et al., 2014). Целью настоящего этапа исследования, проведенного международным коллективом соавторов на основе сборов и обработок проб украинскими коллегами, был экологический анализ предпочтений видов водорослей с помощью статистических методов.

Изученные озера в основном термокарстового происхождения, малых размеров и мелководные. Эти озера изолированы друг от друга и периодически пересыхают. Они ненадолго взаимосвязаны только весной при таянии снега и повышении общего уровня вод. Отложения озер разнообразны, варьируя от песка до лечебной грязи. Вода слегка желтого цвета или бесцветная с рН 6,3–8,0 и электропроводностью 1,31–11,26 мСм/см (Таблица 50). Озера населяет уникальное сообщество организмов, в том числе водорослей, которое является основой для формирования лечебной грязи (Куруленко, Третьяков, 2008).

Материалом для данной части исследования послужили определения гидрохимических параметров воды озер и пробы водорослей, собранные и обработанные украинскими коллегами, как было упомянуто выше.

Статистика

Индекс разнообразия

Индекс Шеннона H' , который отражает степень выровненности видов в сообществе, коррелирует с энтропией экосистемы (Good, 1953). То есть, чем выше энтропия, тем ниже индекс Шеннона. Расчет проводился с использованием числа особей каждого вида для сообществ, представленных в пробах из каждого озера, с помощью формулы 4:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad (\Phi. 4)$$

Где:

n_i – Количество особей каждого вида в пробе;

S – Количество видов в пробе, видовое богатство;

N – Общее количество всех особей в пробе;

$\frac{n_i}{N}$ – Относительная численность каждого вида в пробе

Индекс сапробности

Индекс сапробности (S) был рассчитан согласно В. Сладечку (Sládeček, 1973, 1986) для сообществ (проб) водорослей на основе видоспецифического индекса сапробности (Барина и др., 2006) и численности каждого вида в сообществе как:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (s_i \cdot a_i)}{\sum_{i=1}^n (a_i)} \quad (\Phi. 7)$$

Где:

S – Индекс сапробности сообщества водорослей; s_i – видоспецифический индекс сапробности; a_i – численность каждого вида в сообществе, имеющего видоспецифический индекс s .

С помощью программного обеспечения Statistica 12.0, CANOCO и wessa.net проводился пошаговый регрессионный анализ связи экологических и биологических данных с целью определения параметров, оказывающих наибольшее влияние на сообщества водорослей в каждом изучаемом озере, строились плотности и поверхности методом наименьших квадратов для установления соотношений средовых и биологических параметров, а также вычислялись коэффициенты корреляции.

Взаимоотношения видов и окружающей среды

Статистический анализ взаимосвязей видового разнообразия в сообществах водорослей и параметров окружающей среды в озерах РЛП был проведен с использованием канонического корреляционного анализа (CCA) с пакетом CANOCO для Windows 4.5 (Ter Braak, Šmilauer, 2002). Статистическая значимость параметров оценивалась с использованием коэффициента корреляции Пирсона. Корреляция Пирсона для основных химических и биологических параметров рассчитывалась с помощью программного модуля сайта (Free Statistics..., 2018).

За период исследований 2007–2013 гг., фитопланктон изученных озер включал 238 видов водорослей (Klymiuk et al., 2014). Для последующего анализа были выбраны виды, которые составляли более 50% численности и развивались в оптимальных условиях (Таблица 54). Как видим, диатомовые водоросли были наиболее представленными среди четырех таксономических отделов. Наиболее обильными видами из диатомовых были *Chaetoceros muelleri* (6,000–13,000 кл./дм³) в озерах Слепное и Левадное, *Cyclotella stelligera* (около 8,000 кл./дм³) в озере Левадное, из динофитовых *Peridiniopsis oculatum* (около 4,000 кл./дм³) в озере Репное, и зеленых *Ankyra ocellata* (около 1–2 тыс. кл./дм³) в озерах Вейсовое и Горячее. Эти виды высокотолерантны, с широкой экологической амплитудой, за исключением наиболее обильного *Chaetoceros muelleri*, который предпочитает соленые воды, как это было выявлено с помощью метода биоиндикации (Klymiuk et al., 2014). Таким образом, видно, что нет возможности выявить критические значения параметров среды для сообществ фитопланктона на основе этих высокотолерантных, наиболее распространенных видов без применения статистических методов.

При проведении Пошагового регрессионного анализа были использованы статистические методы для каждого из изученных озер, где гидрохимические параметры (Таблица 50) выступали как независимые, а состав сообществ был в качестве зависимых параметров (Таблица 54, 55). Результаты обратного пошагового регрессионного анализа (Таблица 56) показывают (на шаге 1), что фактором, отрицательно влияющим на численность клеток фитопланктона в озере Репное, является электропроводность воды и, соответственно, связанные с ней хлориды.

Таблица 54. Преобладающие виды по численности (кл./дм³) в фитопланктоне исследуемых озер РЛП с видовыми кодами

Таксон	Код	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
Суанопфита								
<i>Anabaena bergii</i> Ostenf. f. <i>minor</i> (Kisselev) Kossinsk.	ANABEM	–	–	–	91,6–100,7	–	–	–
<i>Aphanothece bachmannii</i> Komárk.-Legn. et Cronberg	APABAC	–	–	–	95,7–675,2	–	–	–
<i>Lyngbya major</i> Menegh.	LYNMAM	1,8–11,6	3,0–139,8	2,5–5,3	–	–	–	–

Таксон	Код	Репное	Вейсовое	Горячее	Слетное	Левадное	Червоное	Озеро
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	MERPUN	–	–	–	1,9–76,3	–	–	–
<i>Oscillatoria subtilissima</i> Kütz.	OSCSUB	–	8,7–22,2	–	1,9–264,0	–	–	–
<i>Oscillatoria kisselevii</i> Anissimova	OSCKIS	–	–	–	20,8–610,3	–	–	–
<i>Phormidium boryanum</i> Kütz.	PHOBOR	–	1,9–4,9	–	–	–	–	–
<i>Woronichinia compacta</i> (Lemmerm.) Komárek et Hindák	WORCOM	–	–	–	7,6–46,3	–	–	–
Bacillariophyta								
<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh	ACHBRE	2,1–14,1	1,9–11,7	2,2–62,6	–	–	20,6	3,9–25,3
<i>Adlafia minuscula</i> (Grunow) Lange-Bert.	ADLMIN	–	–	–	–	–	72,8	146,3
<i>Amphora commutata</i> Grunow	AMPCOM	7,7–10,1	–	–	–	–	9,2–14,6	–
<i>Amphora holsatica</i> Hust.	AMPHOL	–	1,9–72,8	8,7–97,7	–	–	2,3–4,6	–
<i>Catombas gaillonii</i> (Bory) D.M. Williams et Round	CATGAI	–	–	–	–	2,5–3,9	2,3–16,1	–
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmerm.	CHAMUE	–	–	1,9–6,5	24,3–6364,7	78,5–13821,1	43,7	7,7
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G. Mann	CRAHAL	1,9–4,2	4,9–79,6	–	7,3–154,5	3,9–14,9	167,4	11,4
<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs ex Kütz.) D.M. Williams et Round	CTEPUL	–	–	–	–	–	7,28–252,18	–
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	CYCMEN	–	–	1,9–4,3	2,5–64,0	3,9–413,9	–	–
<i>Cyclotella stelligera</i> (Cleve et Grunow) Van Heurck	CYCSTE	–	–	–	–	8428,1	115,5	–
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenb.) Reimer et F.W. Lewis	CYLCLO	2,0–32,4	26,2–779,4	–	–	39,2–169,5	–	14,1
<i>Cymbella tumidula</i> Grunow	CYMTUM	1,8–40,4	1,9–538,7	5,1–97,8	–	22,8	23,1–36,4	17,0–70,4
<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngh.) C. Agardh	DIAELO	–	–	–	–	14,9	–	–
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	ENCMIC	–	–	52,8	–	–	–	–
<i>Entomoneis paludosa</i> (W. Sm.) Reimer var. <i>paludosa</i>	ENTPAP	–	–	–	–	–	–	11,4–81,6
<i>Entomoneis paludosa</i> (W. Sm.) Reimer var. <i>subsalina</i> (Cleve)	ENTPAS	–	1,85–1096	–	–	–	2,3–22,9	3,9–105,1
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabenh.	GOMANG	–	–	–	–	–	–	7,7
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenb.) Grunow var. <i>capitata</i> O. Müll.	HANAMC	–	–	–	–	–	–	2,8–161,8
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germ.	NAVCAP	2,0–5,8	–	4,6–31,7	–	–	–	–
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	NAVGRE	–	–	–	–	91,3	16,2	11,3
<i>Navicula lanceolata</i> (C. Agardh) Ehrenb.	NAVLAN	1,8–8,1	–	–	–	–	–	–
<i>Navicula protracta</i> Grunow	NAVPRO	–	–	–	–	–	541,0	14,2

Таксон	Код	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
<i>Navicula subtilissima</i> Cleve	NAVSUB	–	2,5–26,2	–	–	–	27,51	–
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	NAVVEN	–	5,8–29,6	2,6– 45,5	–	9,78– 11,78	–	39,4
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NITAMP	–	25,9– 142,8	2,2– 11,8	–	11,8	–	65,5– 126,7
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenh.	NITHAN	97	–	–	–	–	–	–
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	NITPAL	3,9– 13,1	–	–	26,7– 282,6	–	–	–
<i>Nitzschia reversa</i> W. Sm.	NITREV	–	–	2,6–8,8	–	–	–	–
<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) D.M. Williams et Round	TABFAS	1,9– 53,3	–	1,9–5,3	–	–	16,2– 337	–
Chlorophyta								
<i>Ankya ocellata</i> (Korschikov) Fott	ANKOCE	2,2– 143,3	6,1– 2747	1,9– 1139,2	–	–	–	–
<i>Dunaliella salina</i> (Dunal) Teodor.	DUNSAL	–	77,7– 192,9	47,8– 169,7	–	22,4	–	82,3
<i>Hyaloraphidium</i> <i>contortum</i> var. <i>tenuissimum</i> Korschikov	HYACON	–	–	–	–	9,9	–	–
<i>Monoraphidium</i> <i>minutum</i> (Nägeli) Komárk.-Legn.	MONMIN	4,5–7,3	–	–	10,1– 205,7	16,3	–	–
<i>Monoraphidium</i> <i>contortum</i> (Thur.) Komárk.-Legn.	MONCON	–	–	–	1,8– 103,0	–	–	–
<i>Monoraphidium</i> <i>komarkovae</i> Nygaard	MONKOM	–	–	–	1,9– 115,9	–	–	–
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	OOCLAC	1,9–2,2	–	–	–	–	–	–
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansg.	TETMIN	–	–	–	2,1– 69,5	–	–	–
Dinophyta								
<i>Gymnodinium</i> <i>uberrimum</i> (G.J. Allman) Kof. et Swezy	GYMUBE	–	–	1,9– 232,1	–	–	–	–
<i>Peridiniopsis oculatum</i> (F. Stein) Bourr.	PEROCU	4732	–	–	2,13– 176,2	–	–	–
<i>Woloszynskia pascheri</i> (Süchl.) Stosch	WOLPAS	–	152	–	–	278,7	–	–

Общее видовое богатство и число видов диатомовых и цианопрокариот тесно взаимосвязаны. Популяционная структура сообщества (индекс Шеннона) положительно коррелирует с численностью видов диатомовых водорослей. Средний объем клетки коррелирует с концентрацией лития. Примечательно, что факторами, отрицательно влияющими на видовое богатство зеленых водорослей, являются бикарбонаты, а на органическое загрязнение (индекс сапробности S) оказывает негативное влияние увеличение концентрации железа.

Таблица 55. Амплитуда биологических параметров фитопланктона в озерах

Параметр	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
Число видов	4–36	3–42	1–31	3–56	12–29	13–21	12–15
Bacillariophyta	2–32	2–34	1–25	1–25	9–15	13–21	11–14
Chlorophyta	1–4	1–4	1–4	1–23	1–7	0	0–1

Параметр	Репное	Вейсовое	Горячее	Слепное	Левадное	Червоное	Озеро
Cyanobacteria	1–4	1–8	1–6	1–15	1–7	0	0
Dinophyta	0–1	0–1	0–1	1–2	0–1	0	0
Euglenophyta	0–1	0–1	0,2	1–4	0	0	0
Индекс Шеннона	0,03–2,55	0,01–2,42	0,01–2,82	0,37–2,99	0,25–1,89	1,72–1,90	1,39–1,94
Среднеклеточный объем	0,04–24,5	0,17–4,47	0,02–6,04	0,08–11,99	0,21–1,46	0,90–1,59	0,33–4,04
Органическое загрязнение, Индекс S	1,04–2,50	1,11–2,74	0,66–2,25	0,94–2,86	0,15–1,66	0,64–2,12	1,22–1,37

Таблица 56. Пошаговый регрессионный анализ параметров озера Репное. Отрицательно коррелирующие значения выделены жирным шрифтом. Статистическая значимость, p : $<0,05 = *$; $<0,01 = **$; $<0,001 = ***$

Зависимые параметры	Шаг 1	Шаг 2	Шаг 3	Шаг 4	Шаг 5	Шаг 6
Число видов (Sp)	Bacil 0,99***	Bacil Alk 0,96***	Bacil Alk 0,93***	Bacil Alk 0,94***	Bacil Alk Cya Li Hard 0,95***	Bacil Alk Cya Li Hard Cond 0,95***
Численность (Abun)	Cond 0,99**	Cond Hard 0,68**	Cond Hard 0,52**	Cond Biom 0,43**	Cond Biom 0,44**	Cond 0,48**
Биомасса (Biom)	Abun 0,99***	Abun Fe 0,99***	Abun Fe Cya 0,99***	Abun Fe Cya Alk-f 0,99***	Abun Fe Cya Alk-f K 0,99***	Abun Fe Cya Alk-f K 0,99***
Среднеклеточный объем (CV)	Li 0,88**	Li 0,88**	Li Ba 0,84**	Li Ba 0,50*	Li Ba 0,80*	Ba Li Sap Sp B 0,73*
Bacillariophyta (Bacil)	Sp 0,99***	Sp Alk 0,99***	Sp Alk 0,99***	Sp Alk 0,99***	–	–
Chlorophyta (Chlo)	HCO ₃ 0,99***	HCO ₃ 0,99***	HCO ₃ 0,99**	Biom 0,37**	Biom 0,59**	Biom Cya Alk S Si 0,64**
Cyanophyta (Cya)	Sp 0,83*	Sp Mn 0,94**	Sp Mn 0,99**	Sp Mn 0,94*	Sp Mn 0,81*	Sp Sap Mn Li Chlo Ca 0,94***
Индекс Шеннона (Shan)	Bacil 0,81***	Bacil Mg 0,69**	Bacil Mg pH 0,77**	Bacil Mg pH Mean CV 0,57***	Bacil Mg pH Mean CV B 0,64***	Bacil Mg pH Mean CV B Si 0,64***
Органическое загрязнение (Sap)	Fe 0,90**	Fe Shan 0,77***	Fe Shan 0,73***	Fe Shan 0,74**	Shan Fe Na 0,70**	Fe 0,63*

Результаты статистического анализа для озера Вейсовое (Таблица 57) показывают (шаг 1), что отсутствуют факторы, оказывающих существенное влияние на параметры фитопланктона в озере Вейсовое. Несмотря на это, ответ разнообразия биологических показателей различных отделов водорослей показывает изменение структуры сообщества, и только электропроводность воды и марганец могут слегка их регулировать.

Результаты расчета многомерной регрессии для озера Горячее (Таблица 58) показывают (шаг 1), что фактором, отрицательно влияющим на численность клеток фитопланктона, была щелочность, размер клеток регулировался органическим загрязнением, что, в свою очередь, стимулировалось присутствием Sr в воде.

Таблица 57. Пошаговый регрессионный результат для озера Вейсовое. Отрицательно коррелирующие параметры выделены жирным шрифтом. Статистическая значимость, p : $<0,05 = *$; $<0,01 = **$; $<0,001 = ***$

Зависимые параметры	Шаг 1	Шаг 2	Шаг 3	Шаг 4	Шаг 5
Число видов (Sp)	–	Bacil Cya 0,91***	–	–	–
Численность (Abun)	–	–	–	–	Biom 0,99*

Биомасса (Biom)	–	–	–	–	–
Среднеклеточный объем (CV)	–	–	–	–	–
Bacillariophyta (Bacil)	–	Sp 0,99***	–	–	–
Chlorophyta (Chlo)	–	–	Cond Mean CV HCO ₃ 0,98*	–	–
Суанопхита (Cya)	–	Sp Mn 0,94**	Alk-f 0,89*	–	–
Индекс Шеннона (Shan)	–	–	–	–	–
Органическое загрязнение (Sap)	–	–	–	–	–

Таблица 58. Результаты пошагового регрессионного анализа для озера Горячее. Отрицательно коррелирующие параметры выделены жирным шрифтом. Статистическая значимость, p : $<0,05 = *$; $<0,01 = **$; $<0,001 = ***$

Зависимые параметры	Шаг 1	Шаг 2	Шаг 3
Число видов (Sp)	Cya 0,81*	–	–
Численность (Abun)	Alk 0,82*	Alk 0,93*	–
Биомасса (Biom)	–	B 0,85*	–
Среднеклеточный объем (CV)	Sap 0,83*	Sap Si 0,96**	–
Bacillariophyta (Bacil)	Sp 0,77*	–	–
Chlorophyta (Chlo)	–	Shan Na 0,92*	–
Суанопхита (Cya)	Sp 0,81*	–	–
Индекс Шеннона (Shan)	–	Chlo 0,85*	Sr 0,93*
Органическое загрязнение (Sap)	Sr 0,89**	–	–
Dinophyta (Din)	–	K 0,81*	–
Euglenophyta (Eug)	Ca 0,88**	–	–

Результаты регрессионного анализа для озера Слепное (Таблица 59) показывают (шаг 1), что видовое богатство определяется, в основном, зелеными водорослями, численность, биомасса и видовое богатство изменяются синхронно, а среднеклеточный объем подавляется возрастающей концентрацией натрия. Индекс Шеннона выше там, где в сообществах возрастает число эвгленовых водорослей, а органическое загрязнение коррелирует с концентрацией стронция.

Таблица 59. Результаты ступенчатой регрессии для озера Слепное. Отрицательно коррелирующие параметры выделены жирным шрифтом. Статистическая значимость, p : $<0,05 = *$; $<0,01 = **$; $<0,001 = ***$

Зависимые параметры	Шаг 1	Шаг 2	Шаг 3	Шаг 4	Шаг 5	Шаг 6
Число видов (Sp)	Chlo 0,94***	Chlo Abun 0,73***	Chlo Abun pH 0,75***	Chlo Abun pH Eugl 0,69***	Chlo Abun pH Eugl Cond 0,67***	Chlo Abun pH Eugl Cond Na 0,67***
Численность (Abun)	Sp 0,78*	Sp 0,90*	Sp Chlo pH 0,72**	Sp Chlo pH 0,59**	Sp Chlo pH Eug 0,56***	Sp Chlo pH Eug Cond Na 0,57***
Биомасса (Biom)	Abun 0,74**	Abun 0,63**	Abun Na Shan 0,69***	Abun Na Shan Na 0,77***	Abun Na Shan Chlo Ba 0,68***	Abun Na Shan Ba Chlo Mean CV Ba 0,68***
Среднеклеточный объем (CV)	Na 0,86**	Na Chlo 0,60***	Na Chlo 0,66***	Na Chlo Sr Shan 0,85***	Na Chlo Sr Shan 0,81***	Na Chlo Sr Shan Biom Li

Зависимые параметры	Шар 1	Шар 2	Шар 3	Шар 4	Шар 5	Шар 6
						0,84***
Bacillariophyta (Bacil)	Sp 0,79*	Sp Cya 0,98***	Sp Cya Chlo 0,98***	Sp Cya Chlo B 0,98***	Sp Cya Alk-f Chlo B 0,98***	Sp Cya Chlo B Alk-f K 0,98***
Chlorophyta (Chlo)	Sp 0,94***	Sp 0,84***	Sp 0,86**	Sp Sr 0,62**	Sp Sr 0,85**	–
Суанопхита (Cya)	Sp 0,93***	Sp Bacil 0,94***	Sp Bacil Chlo 0,97***	Sp Bacil Chlo B 0,73***	Sp Bacil Chlo B Si 0,69***	Sp Bacil Chlo B Biom 0,69***
Индекс Шеннона (Shan)	Eug 0,89*	Eug 0,92**	Eug 0,93*	Eug 0,98*	Eug 0,89*	Eug Alk-f Biom Din 0,91*
Органическое загрязнение (Sap)	Sr 0,71**	Sr Alk-f 0,59**	Alk-f Sr pH 0,65**	Alk-f Sr pH Cya 0,77**	Alk-f Sr pH 0,75**	Alk-f Sr pH Eug 0,76**
Dinophyta (Din)	–	Li 0,91*	Li Shan Ba 0,96*	Li Shan Ba 0,90*	Shan Li Chlo Ba Bacil 0,68**	Shan Chlo Li Ba Bacil 0,65*
Euglenophyta (Eug)	Shan 0,89***	Shan Cya 0,66***	Cya Shan Chlo 0,68***	Cya Chlo Shan 0,70***	Cya Chlo Shan 0,75**	Cya K Sp Ba Shan Chlo 0,77**

Регрессионный пошаговый анализ представлен для каждого из озер Левадное, Червоное, и Озеро (Таблица 60) как последний шаг расчета. В озере Левадное кальций стимулировал рост численности клеток фитопланктона, тогда как марганец подавлял увеличение видового богатства цианопрокариот. Количество видов диатомовых водорослей отрицательно влияло на средний размер клеток и значение индекса Шеннона. Интересно, что биомасса фитопланктона и концентрация сульфидов были связаны положительной связью в озере Левадное, и сходны с таковой в озере Червоное, где калий выступал отрицательным фактором для величины клеток, а магний для числа видов цианобактерий, в то время как общая численность и индекс Шеннона положительно связаны с концентрацией кальция. В то же время, органическое загрязнение было выше в щелочной среде. В Озере электропроводность воды прямо влияла на органическое загрязнение, в то время как литий, диоксид кремния и органическое загрязнение были негативными факторами для числа видов диатомовых и общей численности клеток.

Наиболее зависимые факторы выявлены с помощью коэффициентов Пирсона, рассчитанных для основных параметров каждого изучаемого озера. Так, в озере Репное биомасса водорослей положительно коррелировала со средним размером клетки (0,67***), и индекс Шеннона с видовым богатством (0,42***). Отрицательная корреляция была обнаружена между численностью и индексом Шеннона, а также между индексом сапробности (0,52***) и видовым богатством (0,47***). Обилие и биомасса положительно коррелируют в озере Вейсовое (0,63***), а видовое богатство со структурным индексом Шеннона (0,51***). Напротив, индекс Шеннона и численность клеток имеют отрицательную корреляцию в озере Горячее (–0,41**), также как индекс сапробности S и удельный объем клетки (–0,59***). Здесь богатство видов и индекс Шеннона коррелировали положительно (0,51***), а также индекс Шеннона и удельный объем клеток (0,43*). В озере Слепное была обнаружена положительная корреляция между численностью и биомассой (0,72***), индексом Шеннона и биомассой (0,45*), а также богатством видов с численностью (0,44*), биомассой (0,44*), индексом Шеннона (0,59**) и отрицательная с удельным объемом клетки (–0,41*). Численность и биомасса положительно коррелировали между собой (0,99**) в озере Левадное, тогда как удельный объем клеток имел отрицательную корреляцию с численностью (–0,96*) и биомассой (–0,98*), но положительную с индексом Шеннона (0,96*), а численность и биомасса коррелировали отрицательно с индексом Шеннона (–0,94*). Только два параметра показали существенную

положительную корреляцию в озере Червоное: численность и биомасса с 0,99**. В Озере биомасса фитопланктона положительно коррелировала с удельным объемом клетки (0,98*) и индексом Шеннона (0,98*), которые также положительно коррелировали (0,97*) между собой.

Таблица 60. Результаты пошагового регрессионного анализа для озер Левадное, Червоное, и Озеро. Отрицательно коррелирующие параметры выделены жирным шрифтом. Статистическая значимость, p : <0,05 = *; <0,01 = **; <0,001 = ***

Зависимые параметры	Левадное	Червоное	Озеро
Число видов (Sp)	–	–	–
Численность (Abun)	Ca 0,99**	Ca B 0,99**	Li 0,99**
Биомасса (Biom)	S 0,99**	S 0,99**	Sap 0,99**
Среднеклеточный объем (CV)	Bacil 0,95**	K 0,99**	–
Bacillariophyta (Bacil)	Shan 0,99***	–	Si 0,99**
Chlorophyta (Chlo)	–	–	–
Суанобактерия (Cya)	Mg 0,99**	Mg 0,99**	–
Индекс Шеннона (Shan)	Bacil 0,95**	Na 0,99**	–
Органическое загрязнение (Sap)	–	Alk-f 0,99**	Cond 0,99***

Далее были рассчитаны соотношения встречаемости видов и параметров каждого из изученных озер с помощью программы CANOCO на основе данных из Таблиц 50 и 54, но в этой части работы представлены результаты только для двух озер, по одному из северной и южной группы, представляющих флористические ядра глубоких северных озер и мелководных южных озер. Плот Канонического анализа соответствий (CCA) для озера Вейсовое показывает (Рис. 72а), что параметры воды озера четко разделить на группы по их влиянию на сообщество фитопланктона нет возможности. Однако, в общем, их можно объединить в следующие группы: (1) железо, марганец, карбонаты и щелочность, и (2) натрий, жесткость и стронций. Только один вид *Dunaliella salina* мог быть установлен как определенно реагирующий на химический состав воды, а остальные виды располагались возле центра библота и не могут показать специфического отношения к влияющим параметрам среды озера. Развитие *Dunaliella* стимулируется параметрами группы (1) а хлориды, которые не включены в этот анализ, имеют высокую концентрацию в то время, когда количество клеток *Dunaliella* было наиболее высоким. Это соответствует экологии указанного выше вида.

ССА озера Червоное (Рис. 72б) показывает, что параметры озера можно разделить на четыре группы: (1) HCO_3 и щелочность, (2) pH, (3) бор и кремний и (4) все другие параметры, включая электропроводность и соленость. Можно выделить два вида *Adlafia minuscula* и *Chaetoceros muelleri* (верхний круг), которые проявляют чувствительность к высокой солености и щелочности, предпочитая эти условия, и в то же время являются индикаторами воды с низким pH (pH находится в оппозите к этой группе параметров). Вторая группа (нижний круг) может служить индикатором

повышенного содержания кремния в условиях низких концентраций карбонатов и рН, близких к нейтральным. Это виды диатомовых водорослей *Cyclotella stelligera* и *Navicula gregaria*. Другие виды сгруппированы вблизи центра плота и являются индифферентными.

Для выявления наиболее важных соотношений между параметрами этих наиболее репрезентативных озер использована программа Statistica 12.0. Рисунок 73а показывает, что в озере Вейсовое обилие и биомасса увеличиваются синхронно только в слабозвитых в отношении численности и биомассы сообществах. Количество видов увеличивается с уменьшением численности клеток и невысокой биомассой фитопланктона.

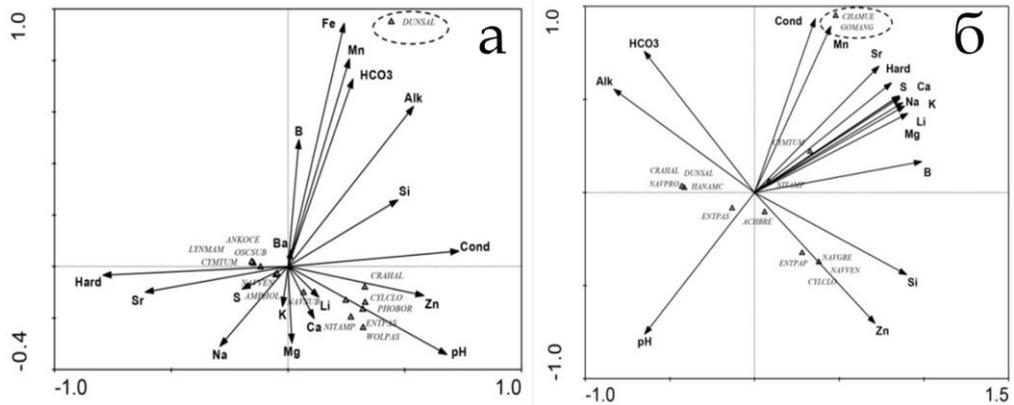


Рисунок 72. Результаты канонического корреляционного анализа (ССА), плоты соотношения видов и параметров воды, вычисленные для озера Вейсовое (флористического ядра глубоких северных озер) (а) и для озера Червоное (флористического ядра мелководных южных озер) (б)

Очевидно (Рис. 73б), что в озере Вейсовое развивались два типа сообществ – одно с небольшими клетками, но с высокими значениями биомассы и численности, а второе – с более крупными клетками, но с более низкими значениями численности и биомассы. Рисунок 74а показывает, что именно органическая нагрузка влияет на формирование двух разных типов сообществ в озере Вейсовое – одно с небольшими клетками в водах, богатых органическим веществом, и второе – с более крупными клетками в водах, слабо насыщенных органическим веществом.

С увеличением электропроводности и рН, в сообществе озера Вейсовое количество видов уменьшается (Рис. 74а). рН играет здесь важную регуляторную роль: когда электропроводность воды уменьшилась, но повысился рН, а также в водах, где рН и электропроводность увеличились, образовались два разных сообщества.

Органическое загрязнение, тесно связанное с электропроводностью воды, также повлияло на численность клеток (Рис. 74б) и выявило три типа сообществ: один – в водах с низкой соленостью и с низким содержанием органического вещества, второй – с высокой электропроводностью воды и невысоким насыщением органическим веществом, а самый представительный третий – в водах с повышенной электропроводностью и насыщенных органическим веществом.

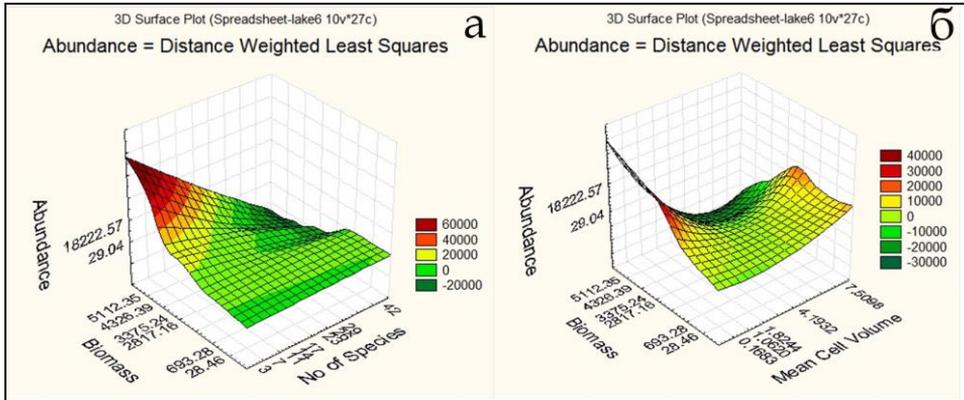


Рисунок 73. 3D поверхности взаимосвязей, рассчитанных методом наименьших квадратов для численности и биомассы фитопланктона и видового богатства (а), а также для численности и биомассы фитопланктона и удельного объема клетки (б) в озере Вейсовое

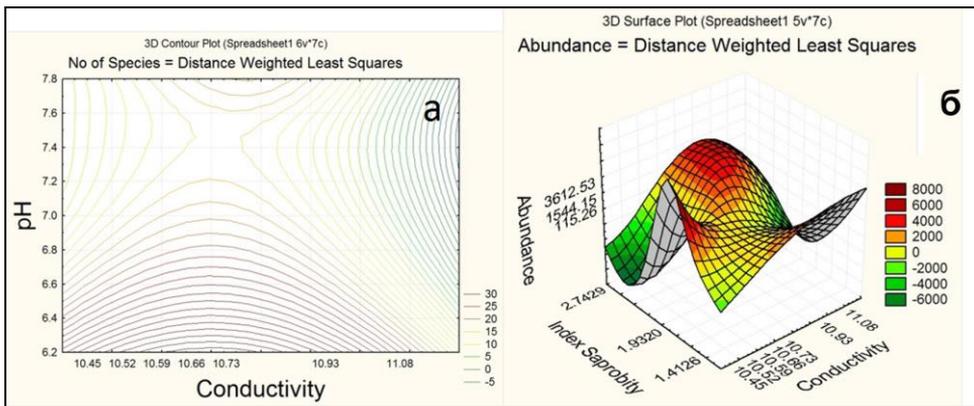


Рисунок 74. 3D контурный плот зависимостей, рассчитанных методом наименьших квадратов для числа видов, электропроводности и pH воды (а), а также 3D поверхность для численности клеток, индекса сапробности S и электропроводности воды (б) для озера Вейсовое

Тот же расчет для группы южных мелководных озер показывает (Рис. 75а), что видовое богатство слабо положительно связано с количественными параметрами фитопланктона. Биомасса увеличивается с увеличением численности, но количество видов изменяется в пределах небольшого диапазона. Очевидно, что в этой группе озер существует два типа сообществ по отношению к среднему размеру клеток: первый – сообщество с небольшими клетками, но достигает высоких значений численности и биомассы; второе – крупноклеточное с достаточно низкой биомассой.

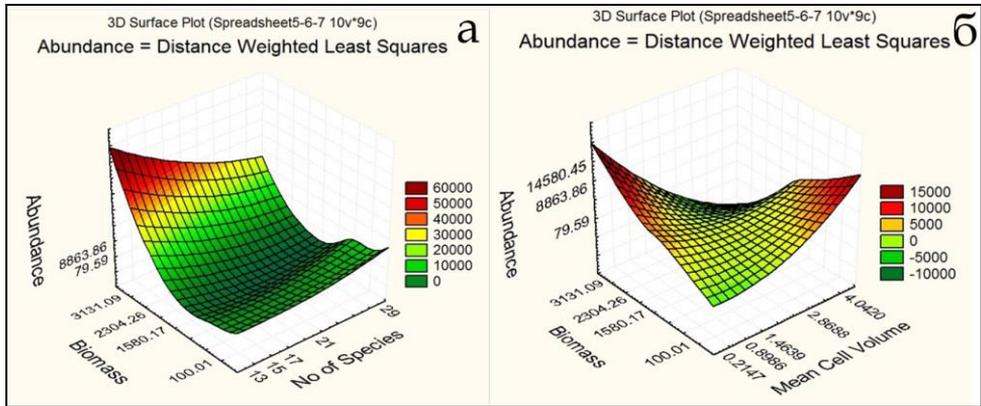


Рисунок 75. 3D поверхности взаимосвязей, рассчитанных методом наименьших квадратов для численности, биомассы и видового богатства фитопланктона (а) и для численности, биомассы фитопланктона и удельного объема клетки водорослей (б) в южных мелководных озерах

С увеличением электропроводности и снижением рН, возрастает число видов в сообществах южных озер (Рис. 76а), а при уровне электропроводности около 11 мСм/см и рН около 7,8 изменяется на другой тип при дальнейшем увеличении рН и электропроводности. Наименьшее количество видов было в сообществах с высокой электропроводностью и рН.

В южных озерах с низкой насыщенностью органическим веществом и умеренной электропроводностью развиты низковидовые сообщества (Рис. 76б). Однако количество видов увеличивается с увеличением электропроводности и органической нагрузки.

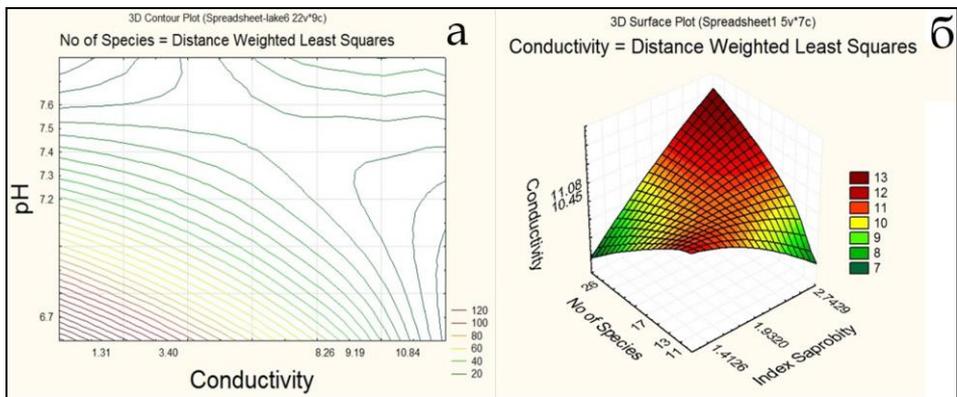


Рисунок 76. 3D контурный плот зависимостей, рассчитанных методом наименьших квадратов между числом видов, электропроводностью и рН воды (а) и 3D поверхность для видового богатства, индекса сапробности S и электропроводности воды (б) в южных мелководных озерах

В заключение необходимо отметить, что фитопланктон изученных озер богат, насчитывает 238 видов (оригинальные данные). Как было подсчитано ранее, сходство сообществ помогло нам разделить изученные озера на две разные группы – северные глубокие озера и южные мелководные озера (Klymuk et al., 2014). В этом случае было проведено сравнение сообщества озер в каждой группе и попытались выявить основные регулирующие факторы для фитопланктона с помощью статистических подходов.

Как видно из Таблицы 50, параметры химического состава воды в озерах были в амплитуде от слабокислых пресных вод до соленых и щелочных. Наличие органических веществ по индексу сапробности S (Таблица 56) может быть классифицировано как низкое, принадлежащее к средним классам качества воды II–III по всем озерам, за исключением озер Вейсовое (2.74) и Слепное (2.86), которые относятся к классу IV (Барина и др., 2006). Что касается количества диатомовых водорослей, то их видовое богатство было выше в северной группе озер, нежели в мелководных южных озерах. Зеленые водоросли и цианопрокариоты доминировали в озере Слепное. Индекс Шеннона широко варьировал во всех сообществах озер, но в группе мелководных – он был ниже. Удельный объем клеток также изменялся, но наибольшие значения обнаружены в озерах Репное и Слепное, входящих в группу северных озер. В этом случае можно видеть, что реакция сообществ на параметры среды зависит от комплекса воздействующих факторов в каждом озере. Результаты расчета коэффициентов Пирсона показывают, что наиболее зависимыми параметрами в изученных озерах были видовое богатство, численность и биомасса фитопланктона, которые положительно коррелировали между собой. В свою очередь, фактором, который отрицательно влиял на сообщества водорослей, было органическое загрязнение. Относительный объем клеток отрицательно коррелировал с численностью и значениями индекса Шеннона, что отражает зависимость сложности структуры сообществ от продуктивности водорослей. Высокая продуктивность водорослей в изученных озерах вызывала рост мелкоклеточных видов и, следовательно, увеличила энтропию экосистемы озер (Good, 1953).

Многомерный регрессионный анализ (Таблицы 54–60) показал, что факторами, отрицательно влияющими на численность клеток фитопланктона в озерах северной группы, являются электропроводность и щелочность; на удельный объем клетки имело влияние органическое загрязнение и содержание натрия. Концентрация карбонатов отрицательно влияла на богатство видов зеленых водорослей, а органическое загрязнение было ниже, когда концентрация железа была высокой. Примечательно, что стронций коррелировал с органическим загрязнением в северной группе озер.

В южной группе озер отрицательными факторами, влияющими на биологические параметры, оказались концентрации марганца, калия, бора, кремния и растворенного органического вещества (индекс сапробности S), а положительными факторами служили кальций и сульфиды, которые никогда не были высокими в этой группе озер.

Эти результаты свидетельствуют о том, что разнообразные химические факторы играют важную роль в продуктивности сообществ и видовом составе в мелких озерах, в то время как на сообщества более глубоких озер влияют соленость, щелочность, карбонаты и органическое загрязнение.

С помощью программы CANOCO был выявлен только один обильный вид-индикатор, *Dunaliella salina*, который положительно коррелировал с засолением в озере Вейсовое, являющемся центром флористического ядра северной группы озер

(Рис. 72а). ССА озера Червоное (Рис. 72б) показал четыре группы параметров, для которых *Adlafia minuscula* и *Chaetoceros muelleri* являлись биоиндикаторами высокой солености и щелочности, а также биосенсорами кислых вод. В том же самом сообществе, *Cyclotella stelligera* и *Navicula gregaria* установлены как индикаторы диоксида кремния и биосенсоры на карбонаты.

Наиболее важные отношения, рассчитанные статистически для параметров этих двух репрезентативных озер, показали, что в северной группе озер численность и биомасса увеличивались синхронно в отличие от видового богатства (Рис. 73а, б). Органические нагрузки играли важную роль в двух типах сообществ: 1) мелкоклеточных – в водах, богатых органическим веществом, и 2) с более крупными клетками в водах, слабо насыщенных органическими веществами. Электропроводность и рН воды, тесно связанные с органическим загрязнением, могут быть оценены как регуляторы общего видового богатства, а также видового состава в этой группе озер (Рис. 74а, б).

В противоположность этому, биологические параметры южных мелководных озер не показали существенной зависимости видового состава, но образовывали такие же типы крупно- и мелкоклеточных сообществ (Рис. 75а, б). Показано, что видовое богатство в сообществах регулируется электропроводностью и рН воды (Рис. 76а, б), где в водах со средней электропроводностью и низкой органической нагрузкой обнаружены маловидовые сообщества, а многовидовые сообщества развивались при увеличении электропроводности воды и органических нагрузок. Наши результаты подтверждают выводы, сделанные в результате биоиндикационного анализа изученных озерных сообществ, что видовое богатство находится под влиянием увеличения солености (Klymiuk et al., 2014), как и в других озерах, подверженных высокой испаряемости в условиях теплого климата (Barinova et al., 2009c, 2010b, 2011a), в которых соленость воды сыграла историческую роль в процессе формирования разнообразия водорослей. Но настоящий разносторонний анализ показывает, что, кроме того, органическая нагрузка также является важным регулирующим фактором. Для исследованных озер обнаружено два разных типа сообществ, которые были выявлены только с помощью статистических методов (Лялюк, Климяк, 2011; Климяк, 2012, 2015; Климяк и др., 2014; Klymiuk et al., 2014, 2015; Barinova et al., 2015b; Klymiuk, Barinova, 2015, 2016).

Фитопланктон изученных озер, выявленный в ходе анализа, проведенного международным коллективом соавторов на основе сборов и обработок проб украинских коллег, и оцененный с помощью различных статистических подходов, может быть разделен на два типа: северных глубоких озер (1) с высокой соленостью и влиянием органической нагрузки и (2) южных мелководных озер с влиянием ионов минералов и органической нагрузки. Численность и биомасса изменялись синхронно в изученных озерах и коррелировали с видовым богатством в группе глубоких озер, но не в мелководных озерах. Было обнаружено два типа сообществ – сообщества с низким видовым богатством в водоемах с умеренной электропроводностью и низкими органическими нагрузками, а также богатые видами сообщества, которые развились при увеличении электропроводности и органических нагрузок. Поэтому электропроводность воды и рН, тесно связанные с органическим загрязнением, могут быть выделены как регуляторы видового богатства, биомассы и обилия фитопланктона в изученных озерах.

8.5. Макрофиты и харофитовые водоросли в экологической оценке охраняемых озер Донецкой области

Пресноводные водоросли широко используются в качестве биоиндикаторов водной среды (Bellinger, Sigeo, 2010), однако экологическая оценка на основании данных об экологии водорослей для харофитовых, а также макрофитных сообществ в Украине находится на начальном этапе (Bilous et al., 2013b, c; Bilous et al., 2014; Klymiuk et al., 2014). Кроме экологии видов и описания мест их обитания, в Украине, в основном, обращают внимание на биологическую активность этих видов с подробным описанием их морфологии и флористических аспектов (Tsarenko et al., 2011).

В Юго-Восточной Украине город Донецк является центром, где на небольшой площади сосредоточены металлургические, машиностроительные, химические заводы и угольные шахты, которые отводят большие объемы сточных вод (Лукьянченко, 2008). Такое интенсивное воздействие приводит к нарушению экологического состояния водных объектов и требует различных методов оценки. Главный водный путь, протекающий через центр города, – река Кальмиус, относится к Приазовскому бассейну согласно водного районирования Украины (Гребінь та ін., 2013). Ее речной бассейн на территории Донецка насыщенный большим количеством водохранилищ и прудов, является удобной моделью для мониторинга и исследований поверхностных вод в регионе и находится под долговременным антропогенным прессом. Исследования водной растительности прудов города проводились более 30 лет назад (Хархота, Повх, 1976; Рышкова, 1980; Бурда, 1991; Дубина, 2006) и не отражают текущего состояния их флоры. Биоиндикационные методы оценки водных ресурсов Донецкой области ранее не проводились (Дідух, 2012). Современное исследование макрофитов было частично освещено в статье (Фатюха та ін., 2012), но биоиндикационный аспект работы все еще остается на начальной стадии.

В последнее время интенсивно развивается биоиндикационный подход в бассейнах Восточного Средиземноморья и Черного моря (Barinova, 2011a, Bilous et al., 2013b; Bilous et al., 2014; Klymiuk et al., 2014), однако не только на основе микроскопических водорослей, но также с использованием харофитовых и других макроводорослей (Barinova et al., 2014a, b). Нами собрана обобщенная информация о видовой аутоэкологии (Баринова и др., 2006; Cyanobacteria.net) для макрофитов и сообществ макроводорослей из трех различных озер бассейна реки Кальмиус в целях экологической характеристики, поскольку эти водоемы важны как объекты рекреации и сохранения разнообразия.

Цель настоящего исследования, проведенного международным коллективом соавторов на основе сборов и обработок проб украинскими коллегами – изучить харофитовые водоросли в озерах этого региона Украины, чтобы охарактеризовать экологическое состояние этих водоемов методом биоиндикации на основе выявленного разнообразия водорослей и макрофитов.

Макрофиты были отобраны А. Фатюхой в течение 2012–2014 гг. ежемесячно с глубины 0–70 см из каждого изучаемого озера. Образцы харофитовых водорослей также отбирали в каждом озере. Макрофиты и харофитовые были гербаризированы и доставлены в Донецкий ботанический сад для изучения под микроскопом. Часть образцов харофитовых водорослей была отправлена в Институт эволюции Хайфского университета, где они были изучены под световым микроскопом Nikon и стереомикроскопом Leica с цифровыми камерами при увеличении $\times 100$ – 1000 . Часть

образцов харофитовых была отправлена в Центрально-Сибирский ботанический сад и изучена на стереомикроскопе Carl Zeiss Stereo Discovery V12, также были сделаны микрофотографии с помощью цифровой камеры AxioCam MRS-S и программного обеспечения AxioVision 4.8.

Харофитовые водоросли обрабатывали HCl для удаления карбоната кальция. Элементы структуры наблюдали цифровой камерой Nikon, камерой DinoLight и световыми микроскопами (LM) в Институте эволюции Хайфского университета и Центрально-Сибирском ботаническом саду СО РАН и определяли с помощью международных определителей (Голлербах и др., 1953; Krause, 1997; John et al., 2011). Обилие макрофитов и харофитовых водорослей оценивали в процентном соотношении по площади каждого озера.

Элементный анализ проб воды проводили в исследовательской лаборатории "Люкс", Донецк, Украина. В общей сложности 33 элемента (Ag, Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Ti, V, W, Zn, Zr) были количественно определены с помощью атомно-эмиссионного спектрофотометра с индуктивно связанной плазмой (ICP-OES) Shimadzu ICPE-9000 по ДСТУ ISO 11885:2005.

Статистический анализ корреляции между видовым разнообразием и основными параметрами воды был рассчитан с помощью метода наименьших квадратов, на основе евклидова расстояния, с использованием программы Statistica 12.0.

Расчет коэффициентов корреляции Пирсона проводили с использованием wessa.net. с определением статистической значимости и выбирались достоверные значения.

Канонический анализ параметров (Canonical Correspondence Analysis – CCA) в программе CANOCO (Ter Braak, Šmilauer, 2002) использовали для определения взаимосвязей видового разнообразия в сообществах водорослей и показателей окружающей среды.

Три озера, выбранных для исследования, расположены в городе Донецке и его промышленной зоне (Рис. 77). Для озер характерно сезонное изменение прозрачности воды и биомассы макрофитов. Озера используются для рекреации и сохранения разнообразия. Площадь и длина береговой линии, рассчитаны с использованием кадастровых карт Украины (Публічна кадастрова карта України) и карт координат Google (Карты координат).

Озеро Азотное (Рис. 78) расположено в Пушкинском парке в г. Донецк, в верхнем притоке р. Дурная (Бахмутка), впадающем в р. Кальмиус 48°00'36.4"N 37°44'47.8"E. Площадь поверхности составляет около 1,7 га, береговая линия – 700 м, мелкое, мутное, вдоль дамбы проходит оживленная трасса, верхняя часть заросла макрофитами. Рядом с озером расположен Донецкий завод химреагентов, но прямых сбросов не существует. Озеро используется с целью сохранения разнообразия. Растения собирали на илистом дне в 2 метрах от берега на глубине 50 см.

Озеро Молодежное (Рис. 79) расположено в Донецком ботаническом саду на верхнем левом притоке р. Богодухов, впадающем в реку Кальмиус, координаты 48°00'10.0"N 37°53'04.7"E. Площадь зеркала составляет около 3,9 га, береговая линия – 890 м, глубокое, непосредственные сбросы отсутствуют, по личным наблюдениям – с прозрачной водой в течение года, что является нетипичным для Донецких прудов. Пробы отобраны на иловом дне, примерно в 2 метрах от берега на глубине 50 см, где макрофиты образуют густые заросли.

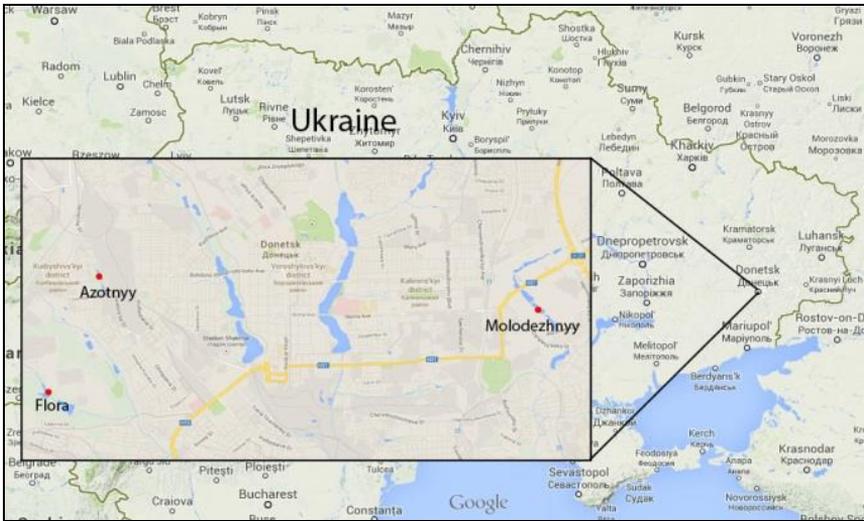


Рисунок 77. Три исследованных пруда в Донецкой области, Украина



Рисунок 78. Озеро Азотное в Донецкой области, Украина



Рисунок 79. Озеро Молодежное в Донецкой области, Украина



Рисунок 80. Озеро Флора в Донецкой области, Украина

Озеро Флора (Рис. 80) расположено в лесной зоне, на реке Дурная, которая является верхним правым притоком реки Кальмиус с координатами 47°59'04,5 "N 37 ° 43'45,9" E. Его площадь около 4 га, береговая линия 1200 м, озеро глубокое, мутное, расположенное вблизи двух шахтных отвалов, прямых сбросов в него не отмечено. Образцы собирали на дне илистого песка, примерно в 3 метрах от берега на глубине 50 см, где макрофиты образуют густые заросли.

Химические показатели были измерены в трех изученных озерах в период с апреля 2012 года по октябрь 2013. Из таблицы 61 видно, что химические показатели отражают незначительное загрязнение воды (Барина и др., 2006; Varinova, 2011a), также воды обогащены кальцием, магнием и присутствуют сульфаты. Вода озера Азотное насыщается круглый год железом, калием и марганцем, а значения кальция, лития, магния, натрия, сульфатов, кремния и стронция были значительно ниже, чем в озерах Флора и Молодежное. Это указывает на экологические различия между озером Азотное, которое может быть отнесено к категории находящегося под антропогенным воздействием, и озерами Флора и Молодежное, которые выглядят более естественными, поскольку расположены в лесной зоне (Рис. 79–80).

Таблица 61. Химические показатели воды в изученных озерах (мг/дм³). Фло. – Флора, Мол. – Молодежное, Азо. - Азотное

Озеро	Дата отбора	B	Ba	Ca	Fe	K	Li	Mg	Mn	Na	P	S	Si	Sr	Zn
Фло.	04.2012	0,77	0,03	160	0,005	3,56	0,10	126,0	0,004	567	0,01	635	2,46	2,78	0,001
Фло.	05.2012	0,86	0,03	199	0,003	4,46	0,11	135,0	0,001	575	0,01	618	1,22	5,70	0,001
Фло.	06.2012	0,74	0,04	184	0,001	4,43	0,11	141,0	0,003	524	0,02	418	2,80	5,12	0,002
Фло.	07.2012	0,78	0,04	152	0,001	4,64	0,13	143,0	0,001	549	0,35	404	3,20	5,51	0,002
Фло.	08.2012	0,58	0,04	206	0,001	3,83	0,11	142,0	0,001	675	0,05	467	5,73	4,39	0,002
Фло.	09.2012	0,77	0,03	172	0,002	2,06	0,10	152,0	0,002	332	0,00	450	4,05	4,49	0,003
Фло.	10.2012	0,79	0,03	156	0,004	4,61	0,13	154,0	0,006	611	0,17	480	4,16	6,16	0,004
Фло.	11.2012	0,69	0,03	136	0,005	3,64	0,15	141,0	0,007	624	0,03	352	3,52	6,96	0,004
Фло.	04.2013	0,69	0,04	174	0,003	4,22	0,13	134,0	0,004	506	0,01	506	4,53	5,89	0,003
Фло.	07.2013	0,71	0,04	168	0,003	4,36	0,12	140,0	0,007	578	0,14	485	4,29	6,73	0,002
Фло.	10.2013	0,71	0,04	175	0,004	4,74	0,11	156,0	0,007	603	0,17	439	5,75	5,88	0,004
Мол.	04.2012	0,55	0,03	133	0,008	4,31	0,04	75,5	0,004	288	0,00	456	2,57	1,75	0,003
Мол.	05.2012	0,55	0,04	155	0,006	5,70	0,05	85,6	0,003	330	0,01	450	0,54	3,66	0,004
Мол.	06.2012	0,44	0,03	146	0,002	5,94	0,06	108,0	0,002	372	0,02	350	0,39	3,56	0,002
Мол.	07.2012	0,51	0,04	107	0,002	5,48	0,06	96,1	0,002	352	0,34	326	0,72	3,62	0,003
Мол.	08.2012	0,40	0,03	164	0,002	5,55	0,06	98,7	0,002	470	0,05	401	1,79	3,09	0,004
Мол.	09.2012	0,52	0,03	136	0,003	2,96	0,06	89,3	0,006	232	0,00	335	1,47	3,22	0,005
Мол.	10.2012	0,56	0,03	109	0,005	6,11	0,07	97,5	0,006	389	0,17	424	1,47	4,20	0,005
Мол.	11.2012	0,64	0,05	189	0,005	6,06	0,11	127,0	0,009	565	0,03	387	2,08	5,98	0,005
Мол.	04.2013	0,58	0,02	127	0,007	5,44	0,07	83,0	0,004	357	0,01	421	1,62	2,55	0,002
Мол.	07.2013	0,62	0,04	132	0,008	5,94	0,07	101,0	0,002	364	0,29	504	1,51	3,51	0,003
Мол.	10.2013	0,59	0,04	136	0,008	5,73	0,07	107,0	0,006	376	0,12	474	1,34	4,62	0,004
Азо.	04.2013	0,42	0,03	67	0,055	10,40	0,03	63,8	0,301	168	0,00	144	1,05	0,98	0,003
Азо.	07.2013	0,44	0,03	70	0,068	11,90	0,02	67,8	0,317	180	0,03	159	1,20	1,22	0,002
Азо.	10.2013	0,42	0,03	75	0,062	12,80	0,04	70,1	0,348	191	0,04	162	1,53	1,44	0,003

В изученных озерах идентифицировано пять видов макрофитов сосудистых растений (Таблица 62) и три вида харофитовых водорослей: *Chara dominii* Vilh. (Рис. 81), *Chara tomentosa* L. (Рис. 82), и *Chara intermedia* A. Braun (Рис. 83). *Chara dominii* указывалась ранее для флоры Украины с единственным местонахождением в Волынском Полесье (Голлербах и др., 1953; Паламар-Мордвинцева та ін., 2005; Борисова, 2014; Борисова та ін., 2016; Borissova, 2005), кроме того, эта находка была единственной для Европы. К сожалению, ранее собранные образцы *C. dominii* были утеряны (по личной информации проф. П.М. Царенко, Институт ботаники НАН Украины) и та находка не может быть проверена. Таким образом, собранная нами коллекция фиксированных и гербарных образцов *C. dominii* из озера Флора является подтвержденной находкой этого вида для Степной зоны Украины, а *Chara tomentosa*

и *C. intermedia* были ранее известны для этой зоны (Varinova et al., 2015b). *Chara tomentosa* встречается крайне редко в Украине. *Chara intermedia* известна ранее для лиманов Черного моря (Голлербах и др., 1953; Паламар-Мордвинцева та ін., 2005; Борисова, 2014; Борисова та ін., 2016; Borisova, 2005).

Поверхность изученных озер была покрыта пятью видами макрофитов (Таблица 62), разнообразие и процент охвата которых изменялись от озера к озеру и оставались наибольшими для озера Флора. Харофитовые также были разнообразны в этом озере и представлены двумя видами, как и в озере Азотное, в то время как в озере Молодежное обнаружен только одно вид. В озере Флора выявлен редкий вид харофитовых – *Chara dominii* (Varinova et al., 2015b).

С целью характеристики качества озерных вод и устойчивости их экосистем, использованы биоиндикационные и статистические методы на основе экологии видов водорослей и макрофитов, обитающих в исследуемых озерах.

Таблица 62 показывает значения Индекса сапробности S, который был рассчитан на основе обилия видов и видоспецифичного индекса s. Воды в озерах Флора (S=2,16) и Молодежном (S=2,0) были органически более загрязненными, чем в озере Азотное (S=1,41). Качество воды в первых двух озерах может быть оценено как III класса, в то время как в Азотном – вода соответствовала II классу. Классность вод коррелирует с представлением об экологии широко распространённого бета-мезосапробного макрофита *Ceratophyllum demersum* с видовым индексом s = 2,2 в озере Флора, и олигосапробной *Chara tomentosa* с s = 1,2 в озере Азотное. Таким образом, озера Флора и Молодежное могут быть охарактеризованы как имеющие мезотрофное состояние с низким органическим загрязнением, в то время как озеро Азотное – олиготрофное с небольшим органическим загрязнением.

Таблица 62. Разнообразие и экологические предпочтения макрофитов и харофитовых в изученных озерах с процентом покрытия поверхности озера и аутоэкологией видов по (Баринова и др., 2006). Фло. – Флора, Мол. – Молодежное, Азо. - Азотное

Таксон	Код	Фло.	Мол.	Азо.	Видоспецифический Индекс S	Группа сапробионтов
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	POTPEC	2,9	2,5	18,5	1,70	b-o
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	POTPER	2,9	2,5	3,7	2,30	b
<i>Potamogeton crispus</i> L.	POTCRI	2,9	0,0	0,0	2,60	a-b
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	CERATO	14,7	0,0	3,7	2,20	b
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	MYRVER	2,9	0,0	0,0	1,80	o-a
<i>Chara tomentosa</i> L.	CHATOM	0,0	0,0	54,1	1,20	o
<i>Chara dominii</i> Vilh.	CHADOM	14,7	0,0	0,0	–	–
<i>Chara intermedia</i> A. Braun	CHAIINT	58,8	94,9	20,0	–	–
Общее количество видов	–	7	3	5	–	–
Индекс S для озера	–	2,16	2,00	1,41	–	–

В исследуемых озерах значения показателей среды и биоты в целом колеблются в небольшом диапазоне (Таблица 62). Тем не менее, возможно видеть различия в отношении биологических показателей, таких как видовое богатство и индекс сапробности S. Таким образом, в отношении роста водорослей и макрофитов в озерах положительную корреляцию имеют видовое богатство с литием (коэффициент Пирсона 0,75, p<0,01), магнием (0,58, p<0,04), натрием (0,72, p<0,01), кремнием (0,81, p<0,0001) и стронцием (0,72, p<0,01). Индекс сапробности S положительно коррелирует с барием (коэффициент Пирсона =0,65, p <0,02), литием (=0,91, p<0,001), магнием (0,87, p<0,001), натрием (0,57, p<0,01), кремнием (=0,81, p<0,003) и стронцием (0,72, p<0,01).



Рисунок 81. *Chara dominii*: 1 – вид таллома, 2 – осевая кора, прилистники и основание мутовки

Связь между показателями воды и биологическими показателями в озерах рассчитывалась с помощью программ Statistica 12.0, wessa.net и CANOCO.



Рисунок 82. *Chara tomentosa*: 1 – вид таллома, 2 – разветвления с осевой корой и оогониями; 3, оси с осевой корой, прилистниками, основанием мутовки и веточками



Рисунок 83. *Chara intermedia*: 1 – мутовки веточек, 2 – ось с веточками, осевой корой, оогониями и основанием мутовки

Макрофитовые и харофитовые виды показывают свои собственные предпочтения параметров среды. Так, обилие *Potamogeton perfoliatus* отрицательно коррелирует с органическим загрязнением (коэффициент Пирсона $-0,86$, $p < 0,001$), в то время как *Potamogeton crispus* и *Myriophyllum verticillatum* имеют положительную корреляцию ($0,66$, $p < 0,02$ в обоих случаях). *Chara dominii* и *C. intermedia* показывают положительную корреляцию их обилия с органическим загрязнением ($0,66$, $p < 0,02$ и $0,77$, $p < 0,007$, соответственно), но *C. tomentosa* не показала существенной корреляции.

Было важно выявить, из каких источников происходит органическое загрязнение, стимулирующее рост и водорослей, и макрофитов. Международный коллектив исследователей предположил, что кальций поступает из подземных источников, а легко растворимый натрий с поверхностным стоком. Рисунок 84 показывает, что индекс органического загрязнения S имеет тенденцию к увеличению при росте количества кальция и низком содержании натрия. В то же время, органическое загрязнение слабо стимулируется концентрацией натрия. Видовое богатство имеет противоположную тенденцию и увеличивается с возрастанием количества кальция и натрия. Отсюда можно сделать вывод, что загрязнение происходит, в основном, из наземных источников, поступает со стоком и стимулирует рост видов. Рисунок 85 показывает, что макрофит *Potamogeton pectinatus* (а также другие макрофиты, которые анализировались) предпочитают обогащенную кальцием и натрием воду, тогда как харофитовая водоросль *Chara intermedia* имеет противоположные предпочтения вод с низкой концентрацией кальция и натрия. Это заключение сопоставимо с химическими данными в таблице 62 и данными о представленности видов в таблице 62.

Канонический анализ соответствий (ССА) показывает (Рис. 86), что показатели воды разделяются на две разные группы. Группа марганца, калия и железа оказывает отрицательное влияние на большинство видов, за исключением *Chara tomentosa*, рост которой стимулируется этими показателями в озере Азотное. Все другие параметры, включая органическое загрязнение (как индекс S), сгруппированы во втором пакете показателей и стимулируют рост макрофита *Ceratophyllum demersum* и харофитовых водорослей *Chara dominii* и *Chara intermedia*, которые населяли озера Флора и Молодежное. Интересно, что этот набор параметров и видов, подверженных их влиянию, увеличивается под воздействием органического загрязнения, которое также увеличивается при добавлении подземных вод, обогащенных шахтными водами, а также с поверхностным стоком (Фатюха, Климык, 2014).

Таким образом, международный коллектив исследователей, сделал вывод о том, что проанализированная выше ситуация в трех изученных харофитовых озерах выглядит природной, на начальном этапе увеличения трофического уровня, когда рост видов стимулируется обогащением органическими веществами как трофической базы. То есть, озеро Молодежное может быть использовано как фоновое для оценки антропогенного воздействия, а при исследовании комплексного влияния поступающих в озеро органических и насыщенных илами вод с поверхностными или подземными водами по профилю водосборной площади, нужно больше внимания уделить изучению озера Флора. В то же время, можно предположить, что в озере Азотное могут быть обнаружены вещества токсичные для фотосинтетиков.

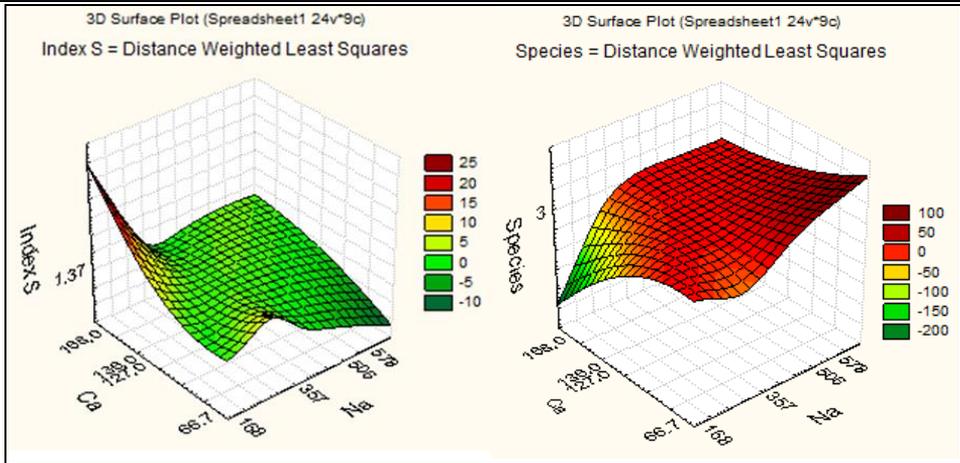


Рисунок 84. Распределение индекса сапробности S и числа видов водорослей Донецких озер в градиенте кальция и натрия

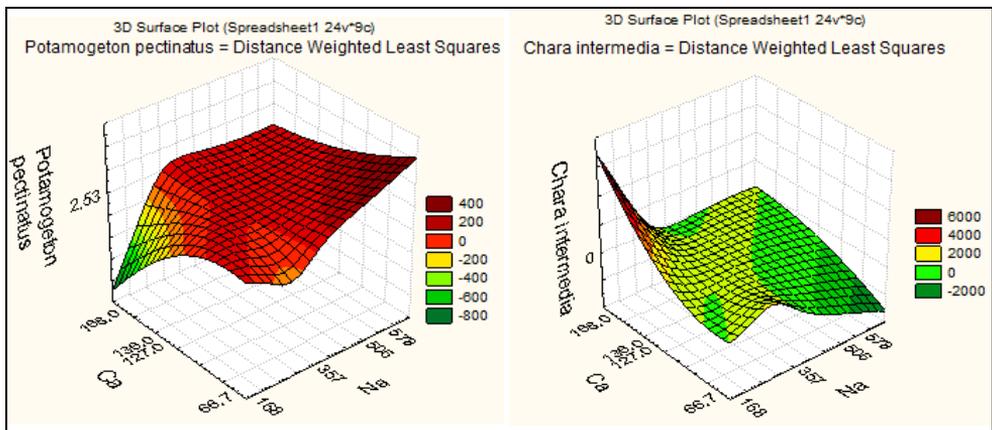


Рисунок 85. Взаимоотношения кальция, натрия, макрофита *Potamogeton pectinatus*, и харовитовой водоросли *Chara intermedia* в Донецких озерах

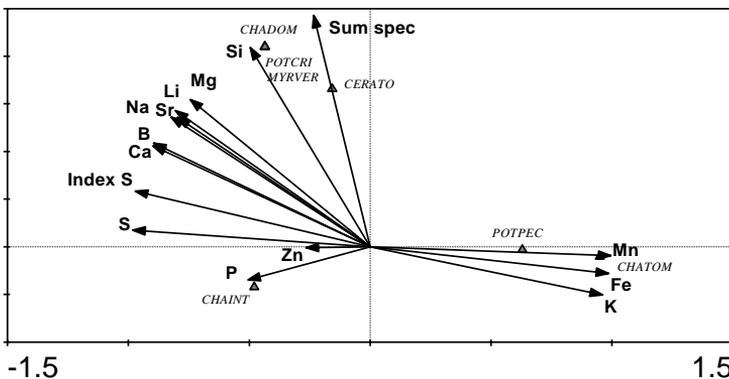


Рисунок 86. Плот канонического анализа соответствия взаимосвязей (ССА) видов и параметров среды Донецких озер

Таким образом, впервые с использованием методов биоиндикации и статистики проанализировано три экосистемы озер в Донецкой области. В результате проведенного международным коллективом соавторов исследования на основе сборов и обработок проб украинскими коллегами было обнаружено пять видов макрофитов и три вида харофитовых водорослей. Озера Флора и Молодежное являются мезотрофными и слабозагрязненными органическими веществами, в то время как озеро Азотное – олиготрофное и слабо органически загрязненное. Статические методы показывают, что органическое загрязнение поступает в основном из подземных вод, обогащенных шахтными водами, и стимулирует рост видового богатства и обилия видов, наряду с растворенным натрием из поверхностного стока. В то время как виды сосудистых макрофитов устойчивы к концентрации неорганических веществ, харофитовые водоросли отдадут предпочтение водам, обогащенным кальцием, особенно чувствительна к нему *Chara intermedia*.

Возможно сделать вывод, что озеро Молодежное может быть определено как фоновое для оценки антропогенного воздействия. А наиболее интересным объектом мониторинга органического загрязнения является озеро Флора с присутствием редких видов, таких как, например, *Chara dominii*. Также, в последующих исследованиях, следует обратить внимание на мониторинг воздействия токсичных веществ в озере Азотное. Методы биоиндикации, применяемые совместно со статистическими, могут быть использованы в качестве эффективного инструмента оценки состояния экосистем для защиты водосборных бассейнов в техногенно-затронутом районе, таком, как, например, Донецкая область Украины.

8.6. Биоиндикация экосистемы реки Южный Буг по фитопланктону

Для Украины одной из существующих экологических проблем в настоящее время является состояние достаточно зарегулированной реки Южный Буг. Она принадлежит к основным водотокам нашей страны и в пределах Украины по длине и площади бассейна занимает третье место после Днестра и Днепра. Эта река является очень важной в хозяйственном плане водной артерией Украины и обеспечивает водоснабжение ряда ее областей. Южный Буг служит источником воды для 1026 субъектов хозяйственной деятельности (Ворона та ін., 2009), поэтому сохранение ее благоприятного экологического состояния является для Украины одной из проблем первостепенной важности. Кроме того, необходимо подчеркнуть, что только водосборный бассейн реки Южный Буг находится целиком в пределах Украины, тогда как остальные крупные реки и их притоки частично перерезаются административными границами сопредельных государств. То есть, ответственность за состояние этой реки и ее бассейна целиком находится в ведении государственных административных и мониторинговых служб Украины, поэтому она может быть модельным объектом как оценки состояния и мониторинговой эффективности, так и эффективности системы принятия хозяйственных решений на ее бассейне.

Южный Буг, наряду с другими водотоками Украины, испытывает значительное негативное воздействие от человеческой деятельности и требует всестороннего изучения его экологического состояния и разработке мероприятий относительно уменьшения этого влияния. Исследование и анализ этих проблем, с полным использованием индикаторных характеристик водорослей реки Южный Буг до нас не проводились. Таким образом, объектом наших исследований служила р. Южный Буг (Рис. 87), являясь одним из наибольших водотоков Украины (длина – 806 км,

площадь бассейна – 63 700 км²) (Вишневецкий, 2000), с особенностью расположения бассейна только в ее пределах, и наибольшей речной системой Западной степи (Tockner et al., 2009).

С помощью одной из биологических частей экосистемы – планктонных водорослей, по особенностям сходства их видового состава, осуществлено деление реки Южный Буг и выделены на ней отрезки основного русла.

Особенностью, рассматриваемой нами крупной Европейской реки, является ее гидрологическая неоднородность: относительно равнинные участки прерываются порогами, образующимися в результате перепада высот и выхода кристаллических пород. Помимо этого, русло реки Южный Буг сильно модифицировано по сравнению с природным состоянием, а ее экосистема подвержена антропогенному воздействию.

Эти причины и ряд других (специфика рельефа, почв, гидрологические условия и т.д.) способствовали условному делению реки на верхний (до г. Винницы), средний (г. Первомайск) и нижний участки (до устья) (Вишневецкий, 2000; Денисик, Гусак, 2002). Кроме того, существует деление реки, основанное на типологии рек с учетом гидроморфологических условий. При этом участки находятся в следующих границах: верхний – от истока до г. Ладыжин, средний – от г. Ладыжин до г. Южноукраинск, нижний – от г. Южноукраинск до устья реки (Гавриков та ін., 2011).

Безусловно, гидроморфологические условия русла реки влияют на биологические параметры ее экосистемы. Учитывая накопленные нами к настоящему времени данные о фитопланктоне реки Южный Буг, представляется возможным провести деление русла реки по фитопланктону в целом и сравнить его с имеющимся гидролого-географическим делением.

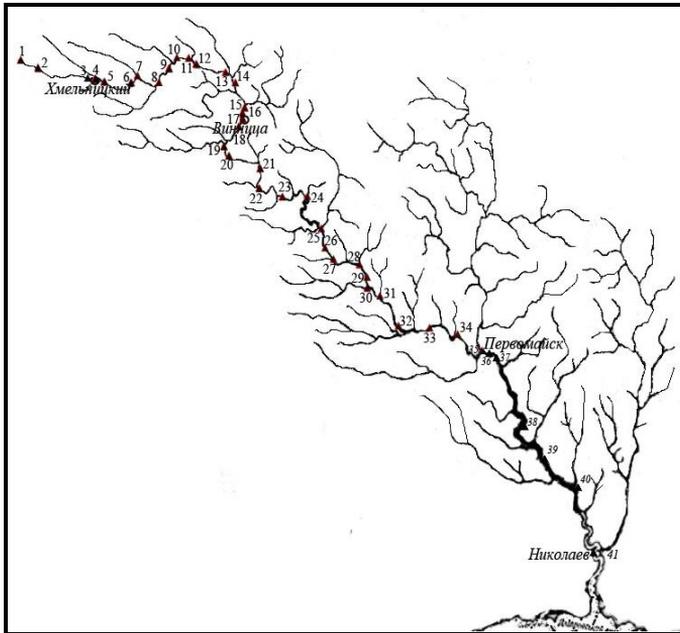


Рисунок 87. Карта-схема станций отбора проб фитопланктона на р. Южный Буг

Исследование вопросов экологического районирования имеет свою предысторию. Одной из первых таких попыток можно назвать схему, предложенную О.Г. Поддубным (Поддубный, 1971), который выделил среди плесов участки, а в них

– ярусы (зоны), потом – станции и биотопы. Позднее О.Г. Поддубный (Поддубный, 1990) развил схему экологического районирования в целях разработки научных основ управления продуктивностью и качеством среды как одну из форм аналитического обобщения гидробиологической информации о взаимовлиянии и взаимосвязи организма и среды. Исходной структурной единицей экологического районирования О.Г. Поддубного является не акватория водоема, а ее биоценоз, который занимает характерные биотопы. По интегральному признаку, которым, по мнению автора, является гидродинамическая активность толщи воды, выделяются биотопы литорали, сублиторали и профундали.

Характеристики биоты возможно использовать при делении водных объектов на участки как по совокупности биологических параметров, так и по одному из них. Например, известен принцип деления рек и водохранилищ на участки на основе характеристик фитопланктона (Ролл, 1940; Серeda, 2008; Малашенков, 2009; Шкундина, Полева, 2014).

Целью настоящего исследования, проведенного международным коллективом соавторов на основе спланированного сбора и обработки проб фитопланктона украинскими коллегами, являлось выявление гетерогенности видового состава фитопланктона и разделение русла реки Южный Буг на этой основе.

Отбор проб осуществлен батометром Рутгнера, с последующим их сгущением методом отстаивания. Дальнейшая обработка фитопланктона проведена методом прямого микроскопирования в камере Нажотта.

Полученные списки водорослей для каждой станции были унифицированы с целью преобразования их в одну систему и унификации синонимов.

Сравнение видового состава водорослей планктона на станциях проведено с использованием программного модуля "GRAPHS" (Новаковский, 2004). Дендрит построен на основе коэффициентов сходства видового состава фитопланктона на станциях, а дендрограмма – на основе Эвклидова расстояния.

Материалом для настоящего исследования послужили 123 пробы фитопланктона, собранные в июле 2007–2011 гг. на верхнем и среднем (1–35 станции) и в июле 2014 г. на нижнем участке (станции 36–41) реки Южный Буг. Станции на реке сверху вниз расположены следующим образом: 1 – с. Холодец; 2 – с. Волчья Гора; 3 – с. Алешин; 4 – г. Хмельницкий; 5 – с. Копыстин; 6 – с. Голосков; 7 – пгт Меджибож; 8 – пгт Летичев; 9 – с. Новокопачин; 10 – с. Березна; 11 – г. Хмельник; 12 – с. Широкая Гребля; 13 – с. Уладовка; 14 – с. Гушинцы; 15 – пгт Стрижавка; 16 – Пятничаны (район г. Винницы); 17 – Винница (центр); 18 – Сабаров (район г. Винницы); 19 – г. Гнивань; 20 – пгт Тывров; 21 – с. Стрельчинцы; 22 – с. Печера; 23 – пгт Брацлав; 24 – с. Семенки; 25 – г. Ладыжин; 26 – с. Губник; 27 – с. Глубочок; 28 – с. Маньковка; 29 – с. Джулинка; 30 – с. Луговое; 31 – г. Гайворон; 32 – пгт Завалье; 33 – с. Луполово; 34 – с. Долгая Пристань; 35 – г. Первомайск; 36 – ниже г. Первомайск; 37 – с. Мигея; 38 – г. Южноукраинск; 39 – пгт. Александровка; 40 – г. Новая Одесса; 41 – г. Николаев.

8.6.1. Динамика видового состава фитопланктона

В результате изучения фитопланктона реки Южный Буг выявлена широкая амплитуда изменчивости видового богатства (количество видов на станции изменялось от 14 до 70). При этом важно было оценить гетерогенность видового состава. Его анализ проведен международным коллективом соавторов с применением статистических методов на базе сборов и определений видового состава фитопланктона украинской командой соавторов в два этапа с помощью программы

"GRAPHS". На рисунке 88 представлен дендрит, построенный на основе коэффициента флористической общности Сёрнсена-Чекановского. Видно, что видовой состав отражает высокую гетерогенность условий, в которых он формируется. Коэффициенты сходства варьировали от 25% до 73%. Однако оказалось возможным выделить группы станций с однородными планктонными комплексами. Так, станции 1–8 (с. Холодец – пгт Летичев) имеют много общего со станцией 34 (с. Долгая Пристань), и их возможно выделить в отдельную группу. Станции с 31 (г. Гайворон) по 41 (г. Николаев) образуют сходную между собой совокупность. Остальные станции объединяются с 9 (с. Новокопстантинов) по 30 (с. Луговое). Таким образом, проведенный анализ позволил выделить 3 участка, которые можно условно назвать – верхний (с. Холодец – пгт Летичев), средний (с. Новокопстантинов – с. Луговое) и нижний (г. Гайворон – г. Николаев).

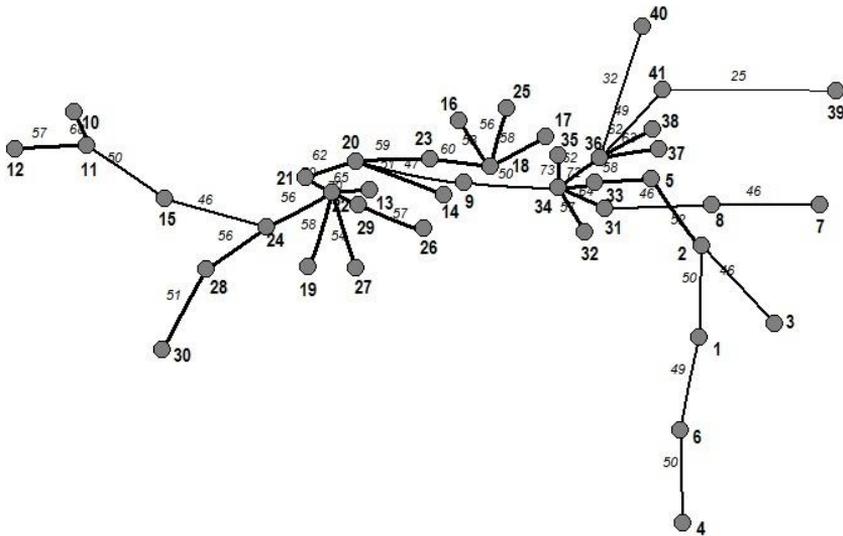


Рисунок 88. Дендрит включения-пересечения видового состава фитопланктона реки Южный Буг на основе коэффициента Сёрнсена-Чекановского

Предложенный вариант деления реки заметно отличается от существующих (Вишневський, 2000; Денисик, Гусак, 2002; Гавриков та ін., 2011). С большой вероятностью можно заключить, что ни известные до сих пор варианты, ни представленный нами, в полной мере не отображают эколого-региональную специфику, сложившуюся на реке. Южный Буг – антропогенно модифицированная река, и представление о верхней, средней и нижней частях, по-видимому, для нее не вполне адекватно отражает ее своеобразие. Следовательно, целесообразно провести разделение реки на более дробные участки, увеличив их количество, с целью более точного отражения имеющихся условия на реке.

Для выполнения поставленных целей также построена дендрограмма, которая визуальнo отражает матрицу сходства на основе объединения каждой пары наиболее близких кластеров (Рис. 89).

Как видим из рисунка 89, наблюдается разделение станций по фитопланктону на 4 кластера на уровне сходства 65%, соответствующие 5 отдельным участкам (отрезкам) – от ст. 1 (с. Холодец) до ст. 9 (с. Новокопстантинов), 10–15 (с. Березна –

пгт Стрижавка), 16–23 (Пятнычаны – пгт Брацлав), 24–30 (с. Семенки – с. Луговое), и 31–41 (г. Гайворон – г. Николаев).

Деление русла реки на основе статистического сравнения видового состава фитопланктона оказалось более дробным, чем ранее проведенные по географическим и гидрологическим параметрам реки. Полученные результаты не только дополняют уже имеющиеся данные по биоте реки Южный Буг, но и дают возможность предположить, что такое деление реки на участки позволит детальнее провести типизацию ее русловой части.

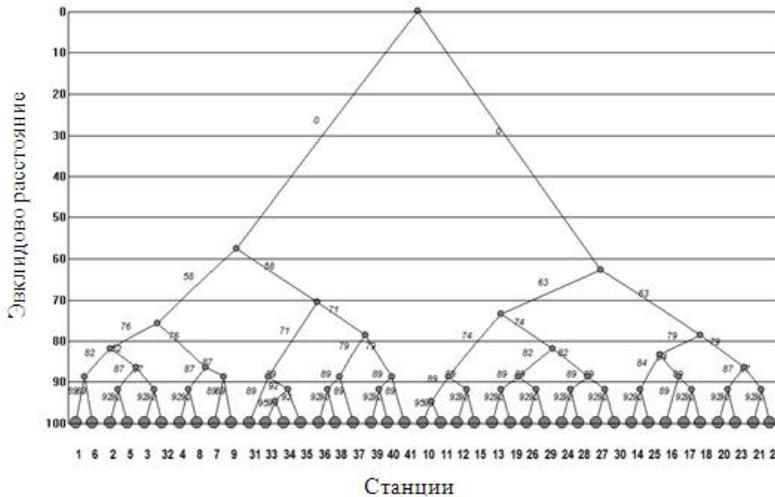


Рисунок 89.
Дендрограмма распределения фитопланктона по станциям реки Южный Буг (методом Варда) на основе Эвклидова расстояния

Учитывая хронологическую последовательность выполнения исследований на р. Южный Буг, не имея полного представления о фитопланктоне реки в целом, имея в своем арсенале только собственный энтузиазм, наша работа была построена поэтапно. Для этого мы воспользовались классическим делением реки на участки. Изначально отбор проб произведен на верхнем участке, далее на среднем и только в конце нашей работы на нижнем. Ошибочность этого подхода мы осознаем, безусловно, следовало изначально уменьшить количество станций и одновременно отобрать пробы на всей реке. Однако, таким путем мы не смогли бы так детально оценить особенности фитопланктона и в полной мере его охарактеризовать, что было одной из наших задач и в дальнейшем служило основой применения метода биоиндикации.

Таким образом, одним из первых этапов нашей работы стало изучение верхнего участка реки Южный Буг. При этом целью нашего исследования определена характеристика условий местообитания и оценка качества ее воды на основе выявленного видового состава планктонных водорослей методом биоиндикации. Кроме того, предложенный метод может служить базой для развития и обеспечения системы мониторинга рек как на территории Украины, так и за ее пределами.

Материалом для первого этапа работы послужили гидробиологические и гидрохимические пробы, отобранные в течение 2007–2011 гг. в период летней межени на 15 станциях верхнего участка р. Южный Буг на территории Хмельницкой и Винницкой областей: 1 – с. Холодец, 2 – с. Волчья Гора, 3 – с. Алешин, 4 – г. Хмельницкий, 5 – с. Копыстин, 6 – с. Голосков, 7 – пгт. Меджибож, 8 –

пгт. Летичев, 9 – с. Новокопачин, 10 – с. Березна, 11 – г. Хмельник, 12 – с. Широкая Гребля, 13 – с. Уладовка, 14 – с. Гушинцы, 15 – пгт. Стрижавка (Рис. 87).

Отбор количественных проб фитопланктона и их последующая обработка проведены с применением общепринятых гидробиологических методик (Арсан та ін., 2006). Количество аммонийного, нитритного и нитратного азота, а также неорганического фосфора в воде определяли колориметрическим методом (Семенов, 1977).

8.6.2. Биоиндикация верхнего участка реки Южный Буг

Для реализации поставленной цели достаточно детально изучен и проанализирован видовой состав фитопланктона верхнего участка реки (Белоус, 2012). Идентифицированные украинской командой коллег водоросли являются индикаторами по таким параметрам, как: приуроченность к субстрату (местообитание), текучесть вод и их насыщение кислородом (реофильность), температурный режим, рН, соленость, органическое загрязнение, трофность, тип питания как отношение к количеству азотсодержащих органических соединений. Очень часто каждый из обнаруженных видов был индикатором нескольких показателей, однако мы сгруппировали виды-индикаторы по их отношению к конкретным показателям.

Для лучшего понимания полученных результатов мы распределили на гистограммах виды-индикаторы в группах по порядку усиления индикаторных свойств. При этом направление усиления индикаторной значимости обозначили стрелкой. Поскольку анализируемый показатель был нормирован, то есть, группы индикаторов распределились в порядке увеличения их индикаторной значимости, это дало нам возможность построить линии трендов относительно распределения числа видов-индикаторов в отдельных группах. Ввиду того, что это распределение приближается по форме к кривой Гаусса, целесообразнее было использование полиномиальных трендов. При этом линия тренда имеет вершину, которая указывает на оптимум распределения видов-индикаторов по отношению к анализируемому фактору, что, соответственно, свидетельствует о наиболее характерных условиях существования этого сообщества.

В результате изучения современного таксономического состава верхнего участка реки Южный Буг обнаружено 298 видов (319 ввт) водорослей и определено доминирование отдела Chlorophyta (Белоус, 2012). Нами впервые проведены биоиндикационные исследования верхнего участка реки Южный Буг (Белоус та ін., 2014). В фитопланктоне выявлено 256 видов (276 ввт) индикаторов по разным группам.

Среди идентифицированных водорослей верхнего участка р. Южный Буг в толще воды выявлено 235 видовых и внутривидовых таксонов водорослей (84,2% от общего количества найденных индикаторных таксонов), которые являются индикаторами приуроченности к определенному типу местообитания. Они принадлежали к 4-м экологическим категориям (Рис. 90а). Как видим, большинство из них планктонно-бентосные (52,3%), несколько меньше было планктонных (34,0%). При этом вершина линии тренда указывает на среднюю позицию между этими группами. Следует также отметить, что на исследуемом участке реки отмечены и бентосные формы, а также эпифиты, которые выявлены в небольшом количестве.

Чаще среди планктонно-бентосных видов встречались *Actinastrum hantzschii* Lagerh., *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen, *Coelastrum microporum* Nägeli, *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) West et G.S. West, *Merismopedia punctata* Meyen и другие, среди планктонных – *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Bornet et Flahault,

Desmodesmus communis (E. Hegew.) E. Hegew., *Lepocinclis ovum* (Ehrenb.) Lemmerm., *Oocystis marssonii* Lemmerm., *Pediastrum duplex* Meyen, а среди бентосных – *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., *Cymbella lanceolata* (C. Agardh) Ehrenb., *Navicula lanceolata* (C. Agardh) Ehrenb. и другие, попавшие в планктон с турбулентностью воды.

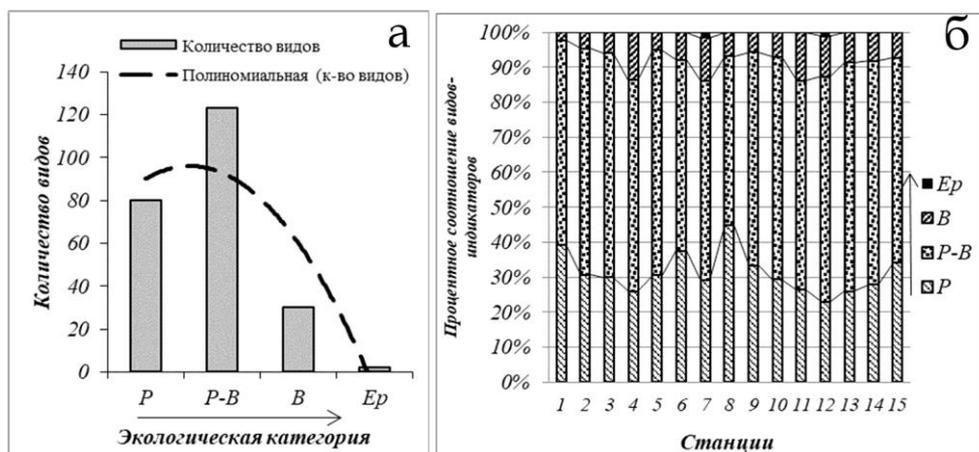


Рисунок 90. Распределение видов водорослей, которые являются индикаторами приуроченности к типу местообитания: (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдения верхнего участка р. Южный Буг

Из рисунка 90б видно, что основное количество индикаторных видов водорослей на всем протяжении исследованного участка р. Южный Буг сосредоточено в двух группах – планктонных и планктонно-бентосных. Флуктуации в процентном соотношении видов-индикаторов были незначительными. При этом наибольшим количеством планктонных водорослей характеризовались ст. 1, 6 и 8, а наименьшим числом планктонно-бентосных форм – ст. 9 и 15. В общем, по количеству видов-индикаторов верхний участок р. Южный Буг оказался сравнительно однородным в отношении приуроченности водорослей к определенным типам местообитания.

Группа видов-индикаторов текучести вод и их насыщения кислородом насчитывала 185 таксонов видового и внутривидового ранга, что составило 66,3% от общего видового богатства водорослей верхнего участка р. Южный Буг. Выявленные организмы принадлежали к таким экологическим категориям: индикаторы быстротекущих, стоячих или слабо текучих вод. Как видно из рисунка 91а, заметным преимуществом характеризовались именно последние (80,0%). Это подтверждает и линия тренда, вершина которой находится именно над группой видов-индикаторов слабо текучих вод. Как правило, водотоки с быстрым течением хорошо обогащены кислородом, а те, которые текут медленнее, характеризуются меньшим содержанием кислорода. Достаточно слабо насыщены кислородом стоячие воды. Иногда они имеют даже бескислородные заморные зоны, чаще – в придонном слое. Таким образом, по количеству индикаторов медленнотекущих вод, которые доминировали на верхнем участке р. Южный Буг, можем сделать вывод о том, что ее воды умеренно обогащены кислородом.

Среди видов этой индикаторной группы, которые встречались чаще, следует отметить *Actinastrum hantzschii*, *Coelastrum microporum*, *Euglena caudata* Hubner, *Melosira varians* С. Agardh, *Monoraphidium griffithii* (Berk.) Komárk.-Legn. и другие.

Процентное распределение видов-индикаторов относительно вышеупомянутого показателя свидетельствует об однородности условий на всем протяжении исследованного речного участка (Рис. 91б). Существенно заметным является преобладание в нем организмов-индикаторов медленно текущих вод. Таким образом, верхний участок р. Южный Буг характеризуется относительно медленным течением, которое создает благоприятные условия для развития водорослей в толще воды, которая умеренно насыщена кислородом.

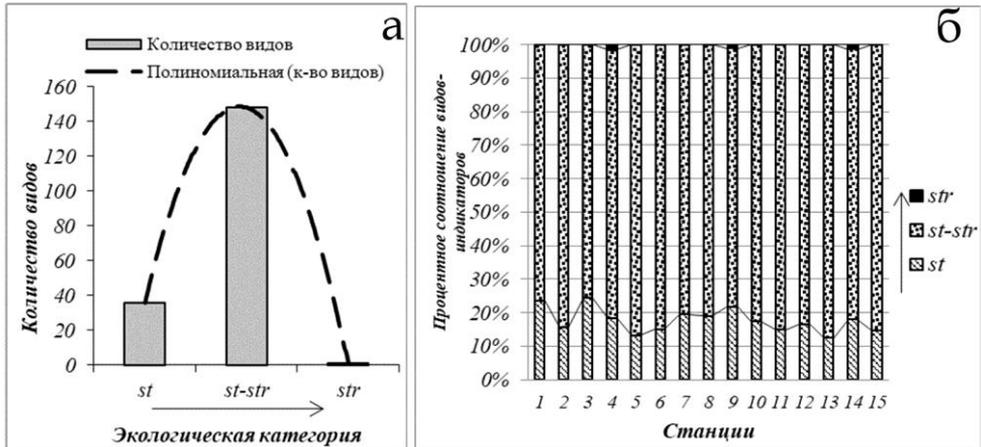


Рисунок 91. Распределение видов водорослей, которые являются индикаторами текучести вод и их насыщения кислородом: (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдения верхнего участка р. Южный Буг

Следует отметить, что на данный момент водорослей-индикаторов температурного режима известно немного. Именно поэтому нами на верхнем участке р. Южный Буг выявлено только 46 видовых и внутривидовых таксонов водорослей (16,5% от общего количества найденных здесь видов), которые являются индикаторами температурного режима водотока. Они принадлежат к 4-м экологическим категориям: холодолюбивые, умеренного диапазона, эвритермные (индифференты) и теплолюбивые организмы (Рис. 92а). Большинство среди выявленных водорослей-индикаторов температурного режима на этом участке реки составляли эвритермные виды (54,3%). Несколько меньшим количеством характеризовалась группа видов-индикаторов умеренного температурного режима (34,8%). Привлекает внимание тот факт, что среди видов-индикаторов в небольшом количестве имеются организмы, которые могут обитать в теплых (8,7%) и холодных (2,2%) водах. Однако вершина линии тренда находится посередине между индикаторами умеренного температурного режима и эвритермными видами. Это является свидетельством температурных условий, которые характерны для р. Южный Буг в летний период – воды несколько теплее, чем климатическая норма boreальной области.

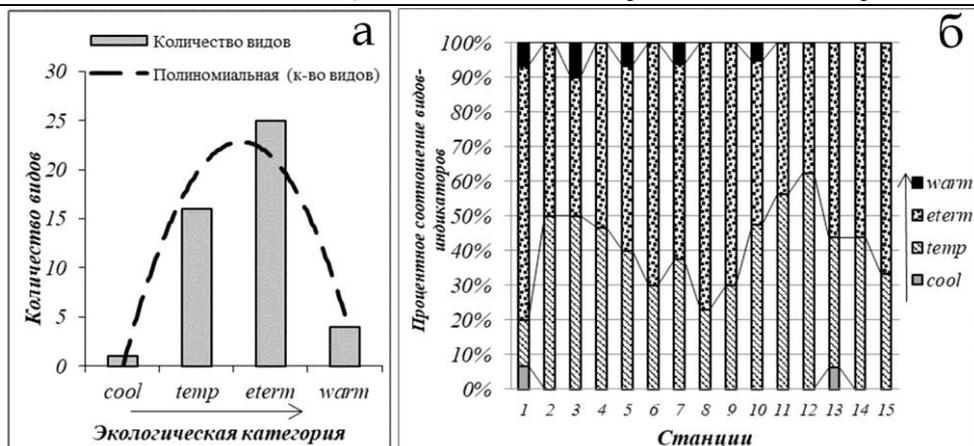


Рисунок 92. Распределение видов водорослей-индикаторов температурного режима вод: (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдения верхнего участка р. Южный Буг

Следует также отметить, что среди эвритермных водорослей достаточно часто встречаются *Euglena acus* Ehrenb., *Lepocinclis ovum*, *Phacus acuminatus* A. Stokes и *Trachelomonas volvocina* Ehrenb. Относительно индикаторов умеренных вод высокой частотой встречаемости характеризовались *Amphora ovalis*, *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Melosira varians*, *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. и *Stephanodiscus hantzshii* Grunow.

Распределение видов-индикаторов температурного режима по станциям верхнего участка р. Южный Буг свидетельствует о том, что вода больше всего прогрелась на ст. 1, 6 и 8, а также на тех станциях, которые находились ближе к концу исследованного участка, то есть, на ст. 13, 14 и 15 (Рис. 92б).

В общем, несмотря на флуктуации распределения индикаторных видов по станциям, воды верхнего участка р. Южный Буг за исследуемый период характеризовались как умеренного температурного режима, которые содействовали развитию фитопланктона.

Среди водорослей, которые могут свидетельствовать об уровне рН воды верхнего участка р. Южный Буг нами выявлено 95 видовых и внутривидовых таксонов (34,1% от общего таксономического состава). Виды-индикаторы этой группы принадлежали к 4-м экологическим категориям. В частности, это были ацидофилы, индифференты, алкалифилы и алкалобионты (Рис. 93а). Как видим, самую существенную часть составили индифференты (54,7%), хотя алкалифилы также заняли важное место (38,9%). Выявлено достаточно небольшое количество ацидофилов (3,2%) и алкалобионтов (3,2%).

Анализируя ход линии тренда, можно видеть, что ее вершина находится между группой индифферентных видов и алкалифилами, что свидетельствует о слабощелочной реакции водной среды. Среди индифферентов достаточно часто встречались *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, *Desmodesmus communis*, *Euglena gracilis* G.A. Klebs и *Pediastrum duplex*, а среди алкалифилов – *Cyclotella meneghiniana*, *Cymbella lanceolata*, *Melosira varians*, *Navicula lanceolata* и *Stephanodiscus hantzshii*.

Оценивая распределение видов-индикаторов рН водной среды на верхнем участке р. Южный Буг можно убедиться в преобладании индифферентов и алкалифилов на всем ее протяжении (Рис. 93б).

Следует отметить, что при этом наблюдались только небольшие колебания процентного соотношения видов-индикаторов. Так, верхняя часть исследуемого участка реки имела слабощелочную реакцию, хотя и с наличием индикаторов более кислых вод. Далее (до ст. 7) наблюдалось увеличение количества алкалифилов. На ст. 4–7 более заметны были алкалибионты, то есть, обитатели сильнощелочных вод. Далее по течению рН воды по индикации несколько снижался, а начиная со ст. 9 он восстанавливался, оставаясь слабощелочным. Несмотря на доминирование видов-индифферентов, динамика соотношения индикаторных групп на станциях наблюдений позволяет обратить внимание на ст. 1 и 8, которые имели относительно более кислые воды. Возможно, это является результатом антропогенной acidификации или влияния притоков, которые несут свои воды с заболоченной территории.

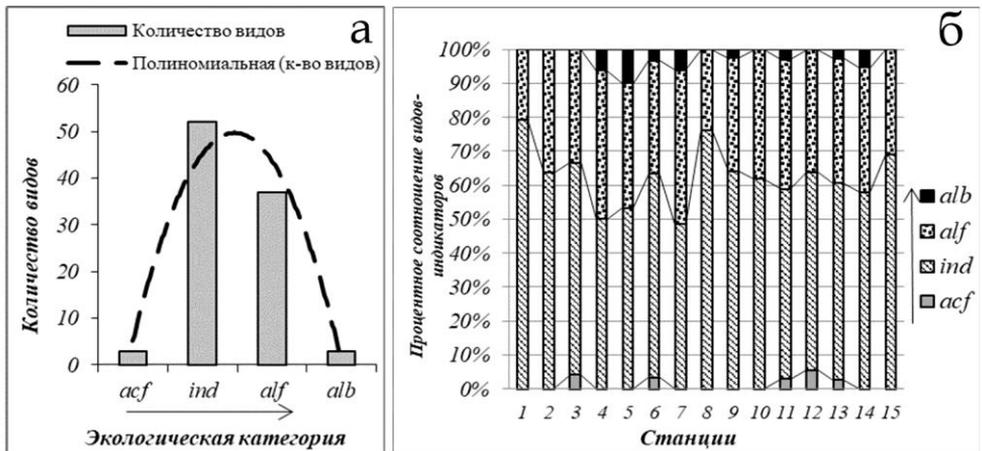


Рисунок 93. Распределение видов водорослей-индикаторов рН среды: (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдений верхнего участка р. Южный Буг

Таким образом, суммируя полученные результаты, можно говорить о постепенном повышении рН воды до ст. 7 после впадения более кислых вод в районе ст. 3 и ст. 6. Хотя в дальнейшем и до ст. 15 произошло увеличение количества алкалифилов, что является свидетельством увеличения активной реакции водной среды.

Среди выявленного видового состава водорослей нами определено 147 индикаторов солености вод, что составило 52,7% от всего таксономического состава фитопланктона. Выявленные виды относились к 4-м категориям: олигогалобов-галофобов, олигогалобов-индифферентов, олигогалобов-галофилов и мезогалобов. Как видно из рисунка 94а, большинство индикаторов солености формировала группа индифферентов (78,9%), то есть, группа олигогалобов или обитателей пресных вод, которые могут выдерживать небольшое количество хлоридов.

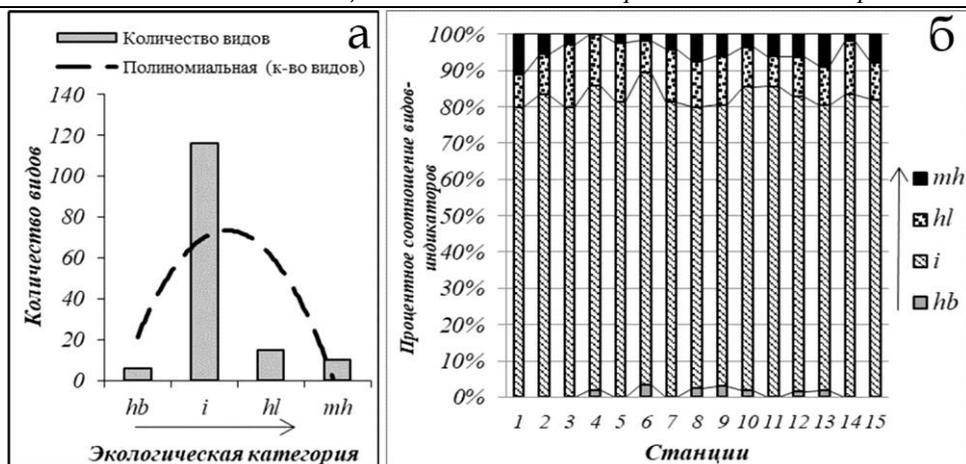


Рисунок 94. Распределение видов водорослей-индикаторов солёности вод: (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдений верхнего участка р. Южный Буг

В свою очередь, линия тренда тоже указывает на индифферентов как на доминирующую группу. Часто среди представителей этой группы встречались *Actinastrum hantzshii*, *Aulacoseira granulata*, *Desmodesmus communis*, *Dolichospermum flos-aquae* (Lyngb.) Wacklin, Hoffmann et Komarek и *Stephanodiscus hantzshii*.

Другие группы – галофобы и галофилы, представлены незначительным количеством видов. Кроме того, обнаружено незначительное количество видов-мезогалобов. Распределение индикаторных групп по станциям верхнего участка реки было практически однородным, с заметным доминированием индифферентов по всей длине участка реки (Рис. 94б). Таким образом, солёность вод верхнего участка оставалась достаточно стабильной, а ее воды – слабо минерализованными.

Для оценки степени органического загрязнения верхнего участка реки нами использована система Пантле-Бука в модификации Сладчека и выявлены индикаторы таких зон самоочищения, как полисапробная, альфа- и бетамезосапробная, олигосапробная и ксеносапробная. Учитывая количество видов-индикаторов той или иной зоны самоочищения, мы отнесли их к соответствующим классам качества вод.

Как видно из рисунка 95а, индикаторные виды водорослей распределились между 5-ю классами качества вод. Вершина линии тренда указывает на III класс качества вод как на наиболее представленный (65,4%). Ему соответствуют представители бета-олиго-сапробионтов, олиго-альфа-мезосапробионтов, бета-мезосапробионтов и бета-альфа-мезосапробионтов. Среди них чаще встречались *Crucigenia quadrata* Morren, *Desmodesmus armatus* (Chodat) E. Hegew., *Merismopedia punctata*, *Pediastrum duplex*, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegew. и некоторые другие.

На рис. 95б показано изменение качества вод на верхнем участке р. Южный Буг. Как видим, III класс качества вод был достаточно стабильным, за исключением ст. 13, где произошло незначительное ухудшение качества воды. Хотя все же она не выходила за пределы III класса. Ниже по руслу реки экологическая ситуация на ней стабилизировалась.

Учитывая особенности оценки органического загрязнения по Ватанабе, на верхнем участке р. Южный Буг нами выявлено 36 видовых и внутривидовых

таксонов водорослей-индикаторов. Как видно на рис. 96а, вершина линии тренда указывает на доминирование эврисапробов (66,7%), то есть таких водорослей, которые могут выдерживать умеренное органическое загрязнение. Это, в первую очередь, *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians*, *Stephanodiscus hantzshii*, *Ulnaria acus* (Kütz.) Aboal, *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compere, *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm. и другие. Среди сапроксенов следует отметить: *Amphora pediculus* (Kütz.) Grunow, *Cocconeis pediculus* Ehrenb., *Symbella lanceolata* и другие.

Анализ динамики индикаторных видов на исследованных станциях показал заметное преимущество сапроксенов и эврисапробов на всей длине исследованного участка реки (Рис. 96б). Это особенно заметно на ст. 1, 4, 11 и 13 и свидетельствует об относительной чистоте воды. Доля индикаторов ошутимого органического загрязнения (сапрофилов) была существенной на ст. 2 и 3.

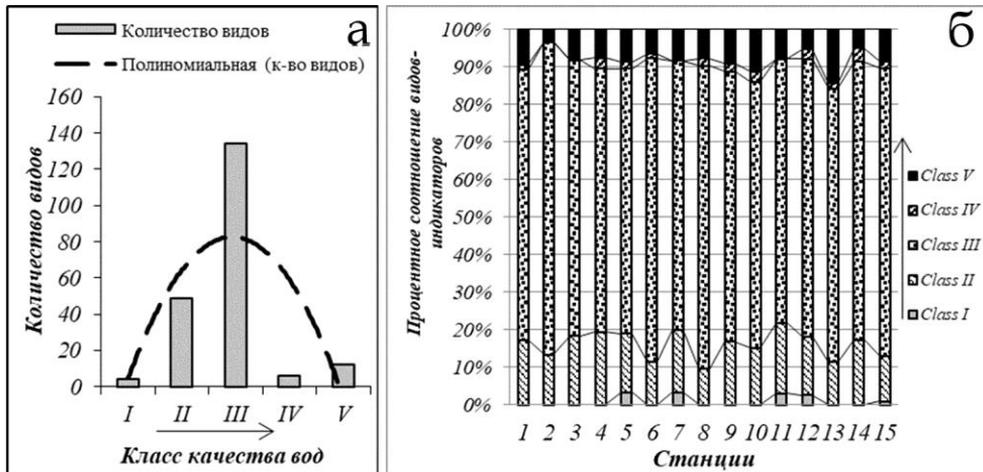


Рисунок 95. Распределение видов водорослей-индикаторов органического загрязнения по классам качества вод (в системе Пантле-Бука в модификации Сладечека): (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдений верхнего участка р. Южный Буг

В целом, выявленные виды-индикаторы свидетельствуют об отсутствии сильного органического загрязнения на исследуемом участке р. Южный Буг, хотя на некоторых ее станциях были достаточно заметны колебания чистоты вод в сторону ухудшения.

Основой системы индикаторов типа питания, разработанной Г. Ван Дамом (Van Dam et al., 1994), являются индикаторные особенности диатомовых водорослей, в частности, особенности их питания и отношения к количеству в воде азотсодержащих органических соединений. В результате проведенного исследования, из 4-х категорий этой системы, на верхнем участке р. Южный Буг нами выявлены представители каждой из них. Как видим из рисунка 97а, преобладают тут автотрофы, которые выдерживают повышенные концентрации азотсодержащих органических соединений (67,6%). Второе место принадлежит автотрофам, которые развиваются при низкой концентрации азотсодержащих органических соединений (18,9%). Две другие позиции принадлежат факультативным гетеротрофам, которые развиваются в воде при периодических

повышенных концентрациях азотсодержащих органических соединений, и облигатным гетеротрофам, которые развиваются в воде при повышенных концентрациях азотсодержащих органических соединений. Таким образом, индикаторы типа питания составили 13,3% от общего количества видовых и внутривидовых таксонов водорослей, найденных на верхнем участке р. Южный Буг.

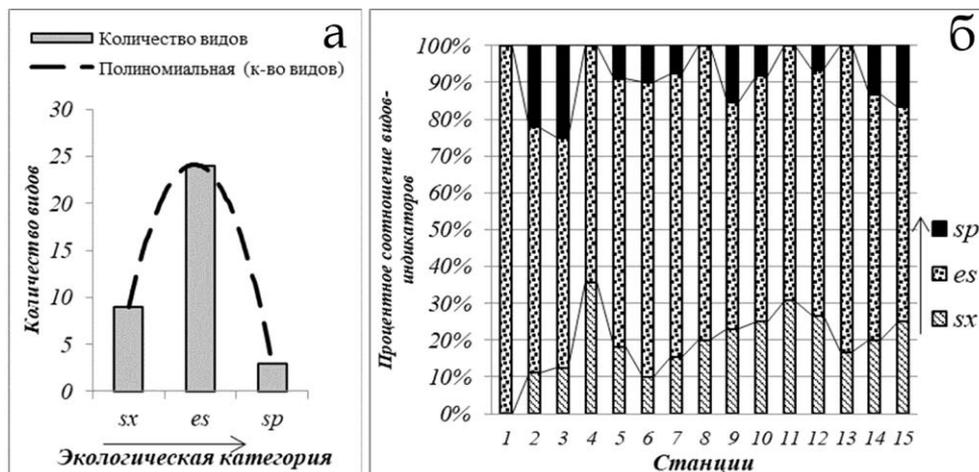


Рисунок 96. Распределение видов водорослей-индикаторов органического загрязнения вод (по системе Ватанабе): (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдений верхнего участка р. Южный Буг

Среди видов, принадлежащих к организмам с автотрофным типом питания, которые выдерживают повышенные концентрации азотсодержащих органических соединений, более часто встречались *Aulacoseira granulata* var. *curvata* Grunow, *Cocconeis pediculus*, *Navicula lanceolata* и *Ulnaria ulna*.

Оценивая распределение этой группы индикаторных организмов по руслу реки, следует отметить, преобладание факультативных гетеротрофов, которые развиваются в воде при периодических повышениях концентрации азотсодержащих органических соединений (до 70% в сообществе) у ее истока (ст. 1) (Рис. 97б). На последующих станциях (ст. 2–4) они постепенно вытеснялись автотрофными организмами, которых на ст. 4 уже было около 90%.

Начиная со ст. 4 и до ст. 10, включительно, наблюдалось постепенное вытеснение автотрофов, количество которых на ст. 10 составило уже 67% и далее до конца участка. Исключением была лишь ст. 11, где автотрофы снова занимали ведущую позицию (больше 90%). Таким образом, динамика индикаторных видов свидетельствует о том, что на исследованном участке фотосинтетическая активность водорослей р. Южный Буг периодически угнеталась из-за незначительного загрязнения верхней и средней части этого участка водотока.

Система оценки трофического состояния вод по Г. Ван Даму (Van Dam et al., 1994), включает 7 категорий видов-индикаторов, которые принадлежат к отделам Bacillariophyta, Cyanophyta, Chlorophyta и Charophyta. Среди видового состава водорослей, выявленных нами на верхнем участке р. Южный Буг, отмечено 37 видовых и внутривидовых таксонов водорослей, которые являются индикаторами 5 категорий трофности вод. Как видно из рисунка 98а, по количеству видов

преобладали организмы-индикаторы эвтрофных вод (67,6%), на что также указывает и вершина линии тренда. Среди них чаще встречались *Amphora ovalis*, *Cocconeis pediculus*, *Melosira varians*, *Navicula veneta* Kütz. и другие.

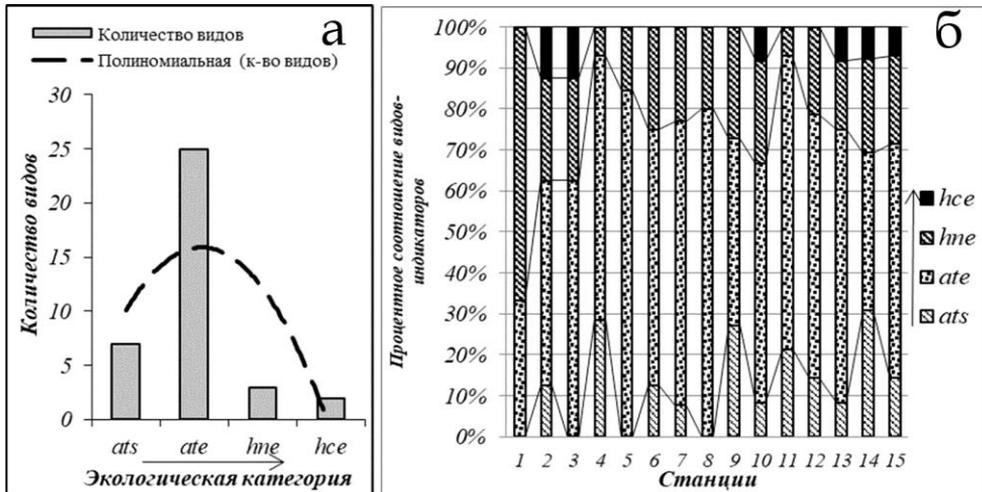


Рисунок 97. Распределение видов водорослей-индикаторов типа питания и их отношения к количеству азотсодержащих органических соединений: (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдений верхнего участка р. Южный Буг

Меньшим количеством представлены другие категории. Следует также отметить отсутствие видов, которые являются индикаторами олиготрофных вод. Вместе с тем, были в наличии виды, которые принадлежат к более высоким категориям эвтрофных вод. Это свидетельствует о разнотипном отклике водорослевого сообщества реки на изменение условий, при которых возможно развитие как мезотрафентов, так и гипертрафентов.

Динамика изменений индикаторного состава по станциям реки свидетельствует, что в верховье (ст. 1) вклад эуотрофентов достигал 35% (Рис. 98б). Потом они вытеснялись мезотрафентами (включительно до ст. 5). На ст. 6 и 7 заметным было увеличение количества индикаторов гипертрофных вод, хотя они составляли не более 25%. Начиная от ст. 8 и к концу верхнего участка уровень трофности реки оставался постоянным с преобладанием эуотрофентов и приблизительно равным количеством индикаторов других категорий трофности. То есть, проведенная оценка исследованного участка р. Южный Буг на основе биоиндикационных характеристик водорослей свидетельствует о его эвтрофном статусе.

Таким образом, в толще воды исследованного участка реки Южный Буг отмечено преобладание планктонных и планктонно-бентосных видов водорослей, а также индикаторов медленно текущих вод, умеренного температурного режима, слабощелочных вод и индифферентов по отношению к pH и уровню солености. Речная вода верхнего участка по уровню органического загрязнения по Пантале-Буку (в модификации Сладечека) принадлежит к III классу качества, а по системе Ватанабе – она характеризуется умеренным содержанием органических соединений. В ее водной толще преобладали автотрофные организмы, которые выдерживают

повышенные концентрации азотсодержащих органических соединений и индикаторы эвтрофных вод.

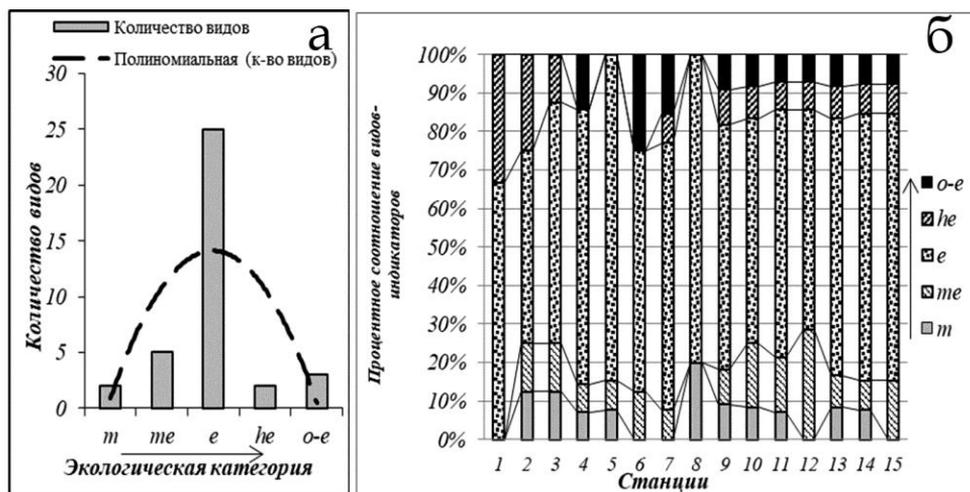


Рисунок 98. Распределение видов водорослей-индикаторов уровня трофности вод: (а) количество видов-индикаторов, (б) их процентное распределение на станциях наблюдений верхнего участка р. Южный Буг

Такой детальный биоиндикационный анализ фитопланктона верхнего участка Южного Буга является крайне важным аспектом мониторинга и требует продолжения по всей русловой части реки.

8.6.3. Биоиндикация середины реки Южный Буг

Следующим этапом наших исследований стало изучение среднего участка Южного Буга. Так же, как и на верхнем участке, нами был собран фитопланктон в период его максимального развития, летом, и далее проанализирован с помощью статистических корреляций между параметрами среды и биотическими характеристиками. Такой вид анализа может быть использован как модельный при мониторинге рек Европы и других стран на основе новых подходов и экологических индексов.

Основной работы международного коллектива соавторов служила биоиндикация экологического состояния, влияния загрязнения и самоочищения, что отображает насколько информативным и показательным компонентом экосистемы являются водорослевые сообщества при характеристике больших речных экосистем (Reynolds, Descy, 1996).

Альгологические и гидрохимические исследования были проведены украинскими коллегами на отрезке среднего участка Южного Буга, который равен расстоянию 369 км, в период 2007–2010 годов во время летней межени на 20 станциях (Винницкая, Кировоградская и Николаевская обл.): 16 –Пятничаны (район г. Винницы); 17 – Винница (центр); 18 – Сабаров (район г. Винницы); 19 – г. Гнивань; 20 – пгт Тывров; 21 – с. Стрельчинцы; 22 – с. Печера; 23 – пгт Брацлав; 24 – с. Семенки; 25 – г. Ладыйжин; 26 – с. Губник; 27 – с. Глубочок; 28 – с. Маньковка; 29 – с. Джулинка; 30 – с. Луговое; 31 – г. Гайворон; 32 – пгт Завалье; 33 – с. Луполово; 34 – с. Долгая Пристань; 35 – г. Первомайск (Рис. 87). Станции

исследований определены по принципу степени антропогенной нагрузки (после городов и поселков) только на русле реки, однако пробы не отбирались на русловых водохранилищах.

Отбор проб осуществлен в период с июня по август, при этом общее их количество составило 124 пробы. Планктонные пробы отбирали с помощью планктонной сети Апштейна (20 μm диаметр пор) и батометром Рутгнера (Арсан та ин., 2006). Для более детального исследования и индикации некоторых видов водорослей на каждой станции часть проб фиксировали 4% формальдегидом, а также оставляли в живом состоянии. Кроме того, отобраны пробы воды для гидрохимического анализа (Семенов, 1977).

Обработку проб проводили с использованием микроскопов Zeiss и PZO под увеличением $\times 400-1000$. Количественный анализ фитопланктона произведен в камере Нажотта (0.2 cm^3), при этом просчитывалось не менее 800 клеток из каждой повторности. Гидрохимический анализ аммония, нитритов и нитратов, а также органического фосфора выполнен с помощью колOMETрических методов (Семенов, 1977).

Был проведен детальный биоиндикационный анализ списка фитопланктона, обнаруженного на исследованном участке реки. Каждая группа индикаторов была отдельно проанализирована и охарактеризована при помощи индикационных таблиц (Барина и др., 2006; Ziglio et al., 2006). Виды, которые реагируют на изменения окружающей среды, могут быть использованы как биоиндикаторы, показывая ответ водной экосистемы на эвтрофикацию, ацидификацию (на основании уровня pH), соленость и самоочищение (Барина и др., 2006; Sládeček, 1973). Индексы сапробности, с одной стороны, выявляют органическое загрязнение, а с другой стороны самоочищение (Barinova, 2011a), рассчитанные на основе видоспецифичных индексов и количественных характеристик идентифицированного видового состава фитопланктона (Sládeček, 1973, 1986) по формуле:

$$S = \sum_{i=1}^n (s_i \times a_i) / \sum_{i=1}^n (a_i), \quad (\Phi. 7)$$

где S – индекс сапробности сообщества; s_i – видоспецифический индекс i -того вида; a_i – его относительная численность; n – общая численность видов-индикаторов сапробности в пробе.

В тоже время, органические загрязнители могут стимулировать фотосинтетическую активность, влияя на видовое богатство и усиливая самоочищение.

Индекс состояния экосистемы (WESI), который отражает способность экосистемы к самоочищению (Барина и др., 2006; Barinova, 2011a), основанный на классификации качества воды по гидрохимическим показателям и по индексам сапробности, был рассчитан для каждой из станций по формуле:

$$\text{WESI} = \text{Разряд } S / \text{Разряд } \text{N-NO}_3^-, \quad (\Phi. 3)$$

где Разряд S – разряд качества воды по классификации Сладечека на основании индексов сапробности (Sládeček, 1973); Разряд N-NO_3^- – разряд качества воды по классификации Сладечека на основании концентрации нитратного азота.

Если значение индекса WESI равно или больше 1, то фотосинтетическая активность фитопланктона обеспечивает достаточный уровень самоочищения экосистемы, если же его значение меньше 1, то процессы самоочищения подавлены в

результате неблагоприятного воздействия на фотосинтез (Баринова и др., 2006; Barinova, 2011a).

Статистический анализ видового богатства планктонных водорослей и их экологических характеристик был проведен с помощью канонического анализа соответствий (Canonical Correspondence Analysis – CCA), используя программу CANOCO (Ter Braak, Šmilauer, 2002). Статистическая значимость каждого параметра оценена с использованием тест неограниченных перестановок Монте-Карло, общим количеством 945 (Ter Braak, 1990). Этот метод состоит в построении программой квадрата с перекрытием богатства видов по отношению к заданным характеристикам окружающей среды. Стрелки представляют экологические параметры, с максимальными значениями воздействия на анализируемый видовой состав на их концах (Ter Braak, 1990).

Химические показатели измерялись на всем исследованном участке реки (369 км) в летний период наиболее активной вегетации планктона. Данные этого анализа представлены в таблице 63.

Проведенные украинскими коллегами химические анализы в большинстве случаев свидетельствовали об отсутствии высоких концентраций неорганических соединений азота и фосфора в воде. При этом по количеству нитритов и ортофосфатов воды реки были в пределах II–IV класса, а по нитратам и аммонийному азоту в пределах II–III класса (Романенко та ін., 2001). По содержанию нитритов выделялись ст. 19 и 27, а по количеству ортофосфатов – ст. 27 и 31, качество воды на которых соответствовало IV классу.

Таблица 63. Химические показатели воды среднего участка р. Южный Буг

Станции отбора проб	Населенные пункты	NH_4^+ , мг N/дм ³	NO_2^- , мг N/дм ³	NO_3^- , мг N/дм ³	PO_4^{3-} , мг P/дм ³
16	р-н Пятничаны	0,05	0,007	0,14	0,092
17	г. Винница	0,02	0,005	0,18	0,115
18	р-н Сабаров	0,05	0,030	0,58	0,16
19	г. Гнивань	0,20	0,054	0,40	0,115
20	пгт. Тывров	0,05	0,009	0,20	0,040
21	с. Стрельчинцы	0,02	0,009	0,25	0,012
22	с. Печера	0,16	0,020	0,38	0,092
23	пгт. Брацлав	0,07	0,013	1,15	0,115
24	с. Семенки	0,40	0,042	0,50	0,102
25	г. Ладыжин	0,02	0,041	1,50	0,160
26	с. Губник	0,10	0,027	0,25	0,115
27	с. Глубочок	0,02	0,054	0,48	0,248
28	с. Маньковка	0,34	0,042	0,39	0,087
29	с. Джулинка	0,20	0,036	0,58	0,092
30	с. Луговое	0,37	0,033	0,71	0,110
31	г. Гайворон	0,34	0,003	Следы	0,285
32	пгт. Завалье	0,38	0,010	0,25	0,097
33	с. Луполово	0,13	0,009	0,27	0,158
34	с. Долгая Пристань	0,36	0,002	Следы	0,125
35	г. Первомайск	0,05	0,010	0,25	0,20

Таким образом, в целом по содержанию неорганических соединений азота и фосфора состояние участка удовлетворительное, однако на станциях с высоким содержанием нитритов существует определенная угроза нормальной продукции фитопланктона, поскольку они, как и аммонийный азот, в высоких концентрациях могут оказывать негативное воздействие на вегетацию водорослей.

На среднем участке реки Южный Буг нами было идентифицировано 270 видов (287 ввт). Основу видового состава формировали отделы Chlorophyta (44,9%), Bacillariophyta (22,0%), Euglenophyta (11,8%) и Cyanophyta (10,5%), в то время как другие отделы составили менее 5% общего количества видов (Рис. 99, а).

Как видно из рисунка 99, а также таблицы 65, биоиндикационный подход на основе водорослей может охарактеризовать разные параметры среды. В основном, виды были представлены планкто-бентосными и планктонными группами (Рис. 99б). Преобладали виды-индикаторы медленнотекущих вод, средне обогатенных кислородом (Рис. 99в), умеренного температурного режима и эвритермы (Рис. 99г), алкалофилы и индифференты по отношению к уровню рН (Рис. 99д), и индифференты к уровню солености (Рис. 99е). Также доминировали индикаторы органического загрязнения (Sládeček, 1973; 1986), такие как бета-олиго-, олиго-альфа-, бета-, и бета-альфа-мезосапробы, принадлежащие к III классу качества вод (Рис. 99ж). Отмечено преобладание организмов с автотрофным типом питания, которые выдерживают повышенные концентрации азотсодержащих органических соединений (Рис. 99з), а также индикаторов эвтрофного состояния водной среды (Рис. 99и).

Биоиндикационный анализ (Рис. 99б–и) позволяет охарактеризовать воды исследованного участка как слабощелочные, с низкой соленостью, слаботекущие и средне насыщенные кислородом, в пределах II–III класса. Результаты нашей оценки среднего участка показывают высокое сходство с экосистемами региональных и Европейских рек (Whitton, 1984; Gosselain et al. 1994; Đurković, Čađo, 2003; Marvan et al., 2004; Wu et al., 2011).

Результаты биоиндикационного анализа указывают также на стадию эвтрофикации речной экосистемы, при которой фотосинтетическая активность высокая, в основном, из-за характерных индикаторных групп диатомовых и зеленых водорослей по модели Сладечека (Sládeček, 1973). В конце верхнего участка реки мы видим увеличение видового богатства (Bilous et al., 2012), в то время как разнообразие на среднем участке начинается с высоких значений и быстро уменьшается на центральных станциях, что коррелирует с флуктуациями фосфора и нитратного азота (Таблица 63, Рис. 101). Это также может быть результатом антропогенной активности (Хильчевский та ін., 2009).

Во время исследований международный коллектив сотрудников столкнулся с проблемой объединения данных, полученных с помощью батометра и сети. Для количественного выражения (численность, биомасса), а также при подсчете индексов, необходимо проводить точные измерения отобранного объема и переводить это в формулы с использованием коэффициентов. Однако при просмотре живого материала, отобранного сетью, список водорослей увеличивается. Таким образом, мы создаем ситуацию, когда стремление учесть важные виды-индикаторы создает трудности объединения списков видов водорослей, полученных разными методами. Такое объединение было осуществлено с учетом, что для биоиндикационных характеристик приняты во внимание показатели присутствия-отсутствия вида, а при проведении расчетов, где необходимо количественное представление материала – данные только батометра.

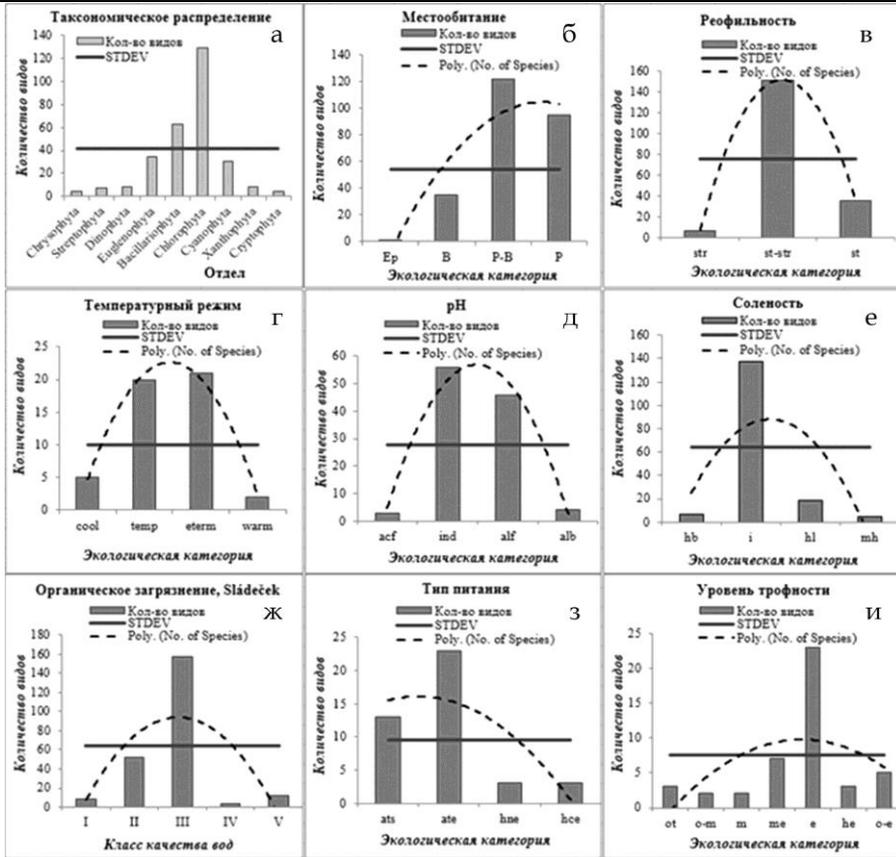


Рисунок 99. Биоиндикационные палетки для экологического анализа фитопланктона среднего участка реки Южный Буг

Таблица 64 представляет данные о видовом богатстве, численности и биомассе фитопланктона, а также индексам сапробности на исследованном отрезке реки.

Таблица 64. Характеристики фитопланктона на станциях среднего участка р. Южный Буг

Станции отбора проб	Количество видов	Численность, тыс. кл./дм ³	Биомасса, мг/дм ³	Индекс сапробности S
16	84	19008	4,151	1,88
17	114	7828	2,092	1,92
18	81	25744	4,278	1,75
19	52	32392	5,027	1,95
20	68	38364	11,117	1,92
21	52	102556	14,927	1,92
22	62	82345	15,613	1,93
23	86	75288	18,569	1,84
24	50	17616	3,300	2,04

Станции отбора проб	Количество видов	Численность, тыс. кл./дм ³	Биомасса, мг/дм ³	Индекс сапробности S
25	64	8531	6,314	2,29
26	50	3736	0,815	2,02
27	65	8574	2,05	1,91
28	62	3486	0,756	2,03
29	58	23520	8,339	1,80
30	61	6605	1,197	1,95
31	89	27248	20,885	1,98
32	53	3866	2,787	1,95
33	55	13583	8,109	1,96
34	66	40760	5,852	1,54
35	73	20955	5,650	1,83

На рисунке 100 видно, что кривая видового богатства сообществ фитопланктона на середине исследованного отрезка имела наибольший прогиб, то есть, самые низкие значения числа видов, в то время как на крайних его точках – наивысшие, от 114 до 89 видов, соответственно. Индекс сапробности, который отражает органическое загрязнение, стимулирующее фитосинтетическую активность и видовое богатство (Barinova, 2011a), показывает особенности процессов самоочищения в экосистеме на изученном отрезке реки (Рис. 100), когда фотосинтетическая активность максимальная (Sládeček, 1973). Индекс находился в пределах III класса качества вод, варьируя от 1,54 до 2,29, и имел наиболее высокие значения на средних станциях исследованного участка реки (Рис. 100). Таким образом, наблюдается обратная тенденция – увеличение индекса сапробности на середине исследованного участка при минимальном количестве видов. Это может свидетельствовать о влиянии загрязнения на средних станциях, а также о деградации структуры сообществ на этом отрезке. Подобную ситуацию наблюдаем и на больших Европейских реках, особенно регионально близких, например, река Дунай. Его воды на некоторых участках сильно подвержены влиянию сельско-хозяйственной деятельности и находятся под высоким риском эвтрофикации, при этом концентрации азота далеки от оптимальных (Peršić et al., 2013). На нижерасположенных станциях после такого влияния экологическая ситуация ухудшается из-за возрастания органического загрязнения, и разнообразие видов в сообществе уменьшается, что мы также наблюдаем в середине исследованного участка Южного Буга. Однако, в целом, по среднему участку р. Южный Буг для индекса сапробности свойственна тенденция к снижению, что, наряду с повышением видового богатства, характеризует его экосистему как справляющуюся с органическим загрязнением.

Многофакторный анализ, определяющий группы факторов, синхронно влияющих на видовой состав водорослей на станциях среднего участка реки, был проведен в программе CANOCO. В основу этого подхода положен расчет связей данных биологических и химических показателей среды. С этой целью в программе построен биplot CCA, который показывает пролонгированный ответ экосистемы на переменные (Рис. 101). На рисунке химические показатели отображены стрелками, которые разнонаправлены, что говорит о разном источнике этих показателей. Кроме того, значения аммонийного азота и нитратов располагаются на одной оси и зеркально отражают друг друга. На биплоте CCA видно, что по характеру

воздействующих факторов, станции разделились на несколько групп (Рис. 101). Таким образом, биplot показывает, что сообщества средних станций исследованного участка (ст. 18, 25 и 27) находятся под воздействием нитратов, в то время как сообщества водорослей на ст. 31 справляются с воздействием и имеют наибольшее количество видов. Остальные станции расположены достаточно близко к центру биplotа, что указывает на отсутствие выраженного воздействия исследованных факторов. Следовательно, они были исключены из нашего анализа (Ter Braak, 1990).

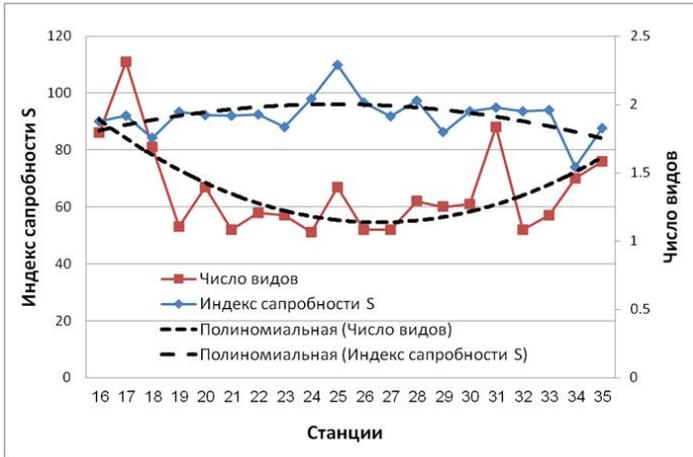


Рисунок 100. Видовое богатство фитопланктона и индекс сапробности S на станциях среднего участка р. Южный Буг

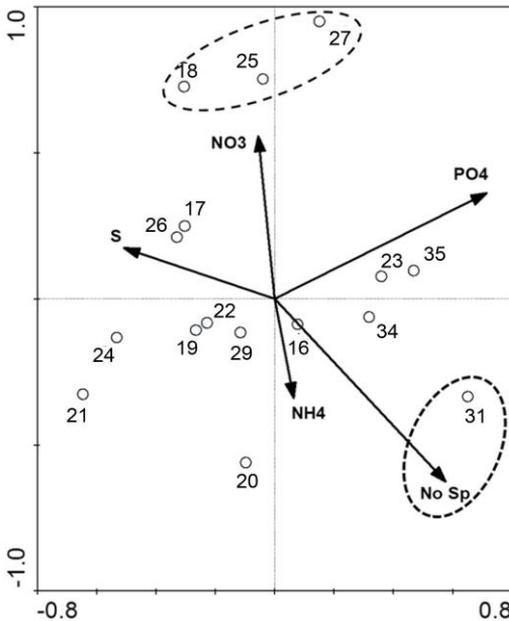


Рисунок 101. Биplot CCA анализа связи видового состава планктонных водорослей на станциях среднего участка р. Южный Буг с показателями среды (цифрами обозначены номера станций наблюдений). Eigenvalue = 0,453; p -value = 0,01

Поскольку на биplotе наблюдается разнонаправленность факторов, влияющих на сообщества планктонных водорослей, и несгруппированность станций

относительно них, то результаты данного анализа свидетельствуют об отсутствии единого критического фактора, воздействующего на фитопланктон.

На заключительном этапе оценки рассчитывали индекс состояния водной экосистемы (WESI). Мы исходили из того, что критерием самоочистительной способности, и, следовательно, состояния водной экосистемы, является способность сообщества первичных продуцентов использовать нитраты при условии отсутствия дефицита по фосфатам. Когда процесс фотосинтеза у водорослей функционирует в условиях отсутствия стресса, то эти соединения азота используются полностью и, следовательно, классификационные ранги и по индексу сапробности, и по нитратам совпадают. Если значение индекса WESI равно или больше 1, то фотосинтетическая активность фитопланктона обеспечивает достаточный уровень самоочищения экосистемы, если же его значение меньше 1, то процессы самоочищения, то есть, активность фотосинтеза, подавлены (Барина и др., 2006; Varinova 2011a).

На основе значений содержания нитратов и индекса сапробности S было получено значение индекса WESI по станциям относительно нормы индекса = 1. Как видно на рисунке 102, величина индекса состояния экосистемы практически на всех станциях равна или выше единицы, что свидетельствует о высокой способности экосистемы исследованного участка реки к самоочищению. Активность фитопланктона обеспечивает достаточный уровень самоочищения водной экосистемы, а биогенные элементы в реке находятся в достаточном количестве для активного развития планктонных водорослей.

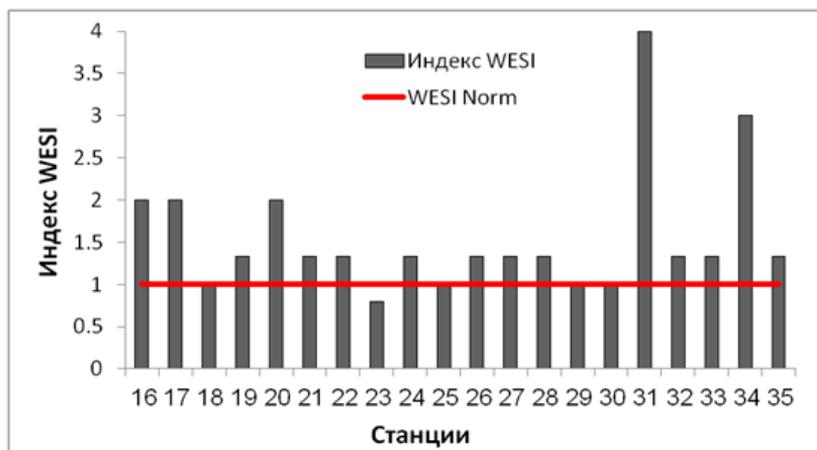


Рисунок 102. Значение индекса состояния экосистемы WESI на станциях среднего участка р. Южный Буг

Исключение составляет ст. 23, где индекс WESI оказался меньше единицы, что, по-видимому, указывает на пониженную самоочистительную способность фитопланктона на этой станции и недорасходование нитратов.

Таким образом, мы можем заключить, что экосистема реки на среднем участке Южного Буга имеет высокую самоочистительную способность. Несмотря на негативное влияние на фитопланктон на средних станциях исследованного участка, мы видим, что река постепенно справляется с нагрузкой к нижним станциям. Наши результаты сопоставимы с данными о других реках Восточного Средиземноморья (Varinova, 2011a), для которых характерно влияние источников загрязнения на протяжении всего года и имеющих высокие температуры в летний период.

8.6.4. Биоиндикация приустьевой части реки Южный Буг

Заключительным этапом исследований международного коллектива соавторов стало изучение фитопланктона нижнего участка реки. Безусловно, к моменту наших исследований это был достаточно хорошо изученный участок реки (Селезнева, 1982; Жукинский и др., 1989; Ключенко, Митковская, 1994; Калиниченко и др., 1995; Тарашук, 2004; Афанасьев та ін., 2012; Swirenko, 1926; 1941). Однако детальное изучение фитопланктона с учетом абиотической составляющей экосистемы не было проведено.

Таким образом, дальнейшей целью нашей работы стала оценка экологического состояния нижнего участка р. Южный Буг на основе состава и обилия планктонных водорослей во взаимосвязи с абиотическими компонентами водной среды.

Материалом для данной работы послужили пробы планктона и воды (всего 84), отобранные украинской командой международного коллектива соавторов в течение 2013–2014 гг. в период летней межени на шести станциях нижнего участка р. Южный Буг (Николаевская область): 36 – ниже г. Первомайск; 37 – с. Мигея; 38 – г. Южноукраинск; 39 – пгт. Александровка; 40 – г. Новая Одесса; 41 – г. Николаев (Рис. 87).

Важным показателем состояния водных экосистем является сложность структуры сообществ гидробионтов: чем структура сложнее, тем более устойчиво сообщество. Оценить сложность этой структуры возможно, применив индекс видового разнообразия Шеннона (Одум, 1986; Odum, 1969). Для этого используется формула:

$$H' = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}, \quad (\Phi. 4)$$

где N – общая численность организмов на дм^3 ; s – количество видов; n_i – численность i -го вида; H' – видовое разнообразие сообщества.

Средняя (удельная) масса клеток фитопланктона рассчитывается как соотношение между биомассой и общей численностью (B/N) (по Pugnetti et al., 2004). Известно, что условия среды, в которых развиваются клетки планктонных водорослей, существенно влияют на их размерные характеристики (Stole, Riegman, 1995; Finkel et al., 2010). В частности, возникновение мелкоклеточных форм связывают с ухудшением качества вод, то есть, информация об удельной массе клетки в сообществе может быть использована при оценке экологического состояния водоема (Zhang et al., 2012).

Для интегральной оценки загрязнения реки (Баринава и др., 2006) вычисляли индекс RPI, предложенный М. Сумита (Sumita, 1986; Sumita, Watanabe, 1995) для индекса загрязнения по диатомовым DAPro. Индекс был модифицирован С.С. Бариновой и апробирован во многих работах (Баринава, Медведева, 1996; Баринава и др., 2006; Barinova et al., 2010d; Barinova, 2011b):

$$RPIs = \frac{\sum \frac{(s_1 + s_2)}{2} \times l}{L}, \quad (\Phi. 2)$$

где RPIs – индекс загрязнения реки на основе индекса сапробности; s_1 и s_2 – индексы сапробности на крайних станциях исследованного участка; l – длина участка реки между исследованными станциями; L – вся длина реки, где определены параметры.

Следует отметить, что расчет возможен не только с использованием индексов сапробности, но и других параметров исследуемого участка реки (Баринава и др., 2006; Barinova, 2011a). Индекс загрязнения реки является устойчивой величиной при

постоянстве нагрузок на водный объект и может быть предложен как "паспортная" величина для интегральной характеристики водного объекта (Sumita, 1986).

Содержание хлорофилла-*a* в фитопланктоне определяли спектрофотометрическим методом и рассчитывали по уравнению С. Джеффри и Ф. Хамфри (Jeffrey, Humphrey, 1975).

$$C_{\text{хл.а}} = (11,85 E_{664} - 1,54 E_{647} - 0,08 E_{630}) V_1/V_2, \quad (\Phi. 8)$$

где V_1 – объем экстракта, см³; V_2 – объем отфильтрованной пробы, дм³ (или навеска водорослевого материала, г); E_{664} , E_{647} , E_{630} – экспериментально определенные оптические плотности экстракта на длинах волн 664, 647, 630 нм.

Исследованный участок реки условно занимает отрезок от г. Первомайска до г. Николаева и имеет протяженность 183 км. Среди главных факторов, обуславливающих состав и обилие фитопланктона, одно из важных мест принадлежит биогенным элементам – азоту и фосфору. В течение наших наблюдений суммарное содержание неорганических соединений азота ($N_{\text{неорг}}$) в воде исследованного участка р. Южный Буг в среднем составляло 0,355–0,745 мг N/дм³ с разным соотношением аммонийного азота, нитритов и нитратов (Таблица 65). Среди определяемых форм азота доминировал аммонийный, за исключением ст. 38, где преобладали нитраты. Это, с одной стороны, свидетельствует об интенсивном протекании в водной среде процессов аммонификации, а с другой – о загрязнении речной воды хозяйственно-бытовыми стоками и, вероятно, о поступлении неорганических соединений азота с поверхностным стоком, в первую очередь, от сельскохозяйственных угодий (Набиванец та ін., 2007). Согласно методике экологической оценки качества поверхностных вод (Арсан та ін., 2006), воду исследуемого участка р. Южный Буг по содержанию аммонийного и нитритного азота можно отнести ко II и III классам качества, а по содержанию нитратов – к I и II классу.

Содержание неорганического фосфора ($P_{\text{неорг}}$) в воде исследуемого участка реки находилось в пределах 0,271–0,543 мг P/дм³ (Таблица 65). Согласно вышеуказанной методике, вода здесь соответствовала IV и V классам качества ("грязная" и "очень грязная"). Как и в случае с ($N_{\text{неорг}}$), максимальная концентрация ($P_{\text{неорг}}$) наблюдалась на ст. 37 (с. Мигея).

Таким образом, гидрохимическая ситуация на нижнем участке Южного Буга указывает на наличие здесь локальных загрязнений речной воды неорганическими формами азота и фосфора, что, безусловно, находит определенное отражение на видовом составе и обилии планктонных водорослей. Высокой является также вероятность возникновения "цветения" воды, особенно на зарегулированных участках реки.

Максимальным видовым богатством характеризовался планктон в районе ст. 37 (с. Мигея) и ст. 36 (ниже г. Первомайска), а наименьшим – на ст. 39 (пгт. Александровка) и ст. 40 (г. Новая Одесса) (Таблица 66).

Количество видов планктонных водорослей существенно снижалось на порожистой части реки, достигая минимальных значений на ст. 39 (пгт. Александровка) (Рис. 103). Этот факт подчеркивает и линия тренда, которая заметно снижается от начала исследованного участка до ст. 39, а затем медленно поднимается. Это свидетельствует о том, что видовое богатство фитопланктона начинает восстанавливаться, однако не достигает исходных значений.

Характеризуя обилие планктонных водорослей на исследованном участке водотока, можно отметить, что наибольшее количество клеток этих растительных организмов было выявлено на ст. 41 в устье реки (54966 тыс. кл./дм³), а наименьшее – на ст. 39 (106 тыс. кл./дм³) (Таблица 66).

Таблица 65. Содержание и соотношение неорганических форм азота и фосфора на нижнем участке р. Южный Буг. Примечание: в числителе и в знаменателе, соответственно – граничные и средние величины

Станции отбора проб (населенный пункт)	Расстояние между станциями, км	NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	P _{неорг.} , мг P/дм ³
36	0	<u>0,288–0,328</u> 0,308	<u>0,003–0,009</u> 0,005	<u>0,041–0,045</u> 0,042	<u>0,368–0,389</u> 0,378
37	7	<u>0,463–0,496</u> 0,476	<u>0,024–0,029</u> 0,027	<u>0,225–0,259</u> 0,242	<u>0,504–0,543</u> 0,522
38	39	<u>0,206–0,224</u> 0,214	<u>0,005–0,008</u> 0,006	<u>0,307–0,337</u> 0,321	<u>0,468–0,494</u> 0,480
39	19	<u>0,288–0,330</u> 0,308	<u>0,017–0,024</u> 0,022	<u>0,231–0,254</u> 0,244	<u>0,303–0,321</u> 0,310
40	72	<u>0,205–0,231</u> 0,216	<u>0,001–0,003</u> 0,002	<u>0,184–0,205</u> 0,196	<u>0,328–0,364</u> 0,344
41	46	<u>0,303–0,346</u> 0,323	<u>0,001–0,004</u> 0,002	<u>0,121–0,136</u> 0,128	<u>0,271–0,302</u> 0,285
Всего:	183				

Таблица 66. Характеристики фитопланктона на станциях исследованного участка р. Южный Буг, средние данные

Станции отбора проб	Число видов (ввт)	Численность, тыс. кл./дм ³	Биомасса, мг/дм ³	Средняя масса клетки, мг/кл.	Индекс сапробности, S	Индекс Шеннона, бит/экз.
36	56	5575	2,282	0,00041	2,04	3,23
37	68 (70)	4774	2,624	0,00055	1,95	3,46
38	33	1327	0,513	0,00039	2,02	2,83
39	14	107	0,080	0,00075	1,65	2,30
40	22 (23)	1167	0,803	0,00069	2,08	1,73
41	41	54966	6,423	0,00012	2,33	0,94

Динамика количественных показателей фитопланктона указывает на то, что наличие порогов на исследованном участке реки оказывает стрессовое воздействие не только на видовое богатство водорослей, развивающихся в толще воды, но и на их обилие. Однако, после "нормализации" гидрологического режима реки, наблюдается постепенное восстановление как видового состава фитопланктона, так и его количественного развития (Рис. 104).

Оценка значений индекса сапробности на исследуемом участке реки показала, что они находились в пределах 1,65–2,33 (см. Таблицу 66). При этом наименьшая величина отмечена для ст. 39 (пгт. Александровка), а наибольшая – для устьевой части реки (ст. 41 – г. Николаев). Исходя из того, что индекс сапробности косвенно отражает степень органического загрязнения реки нетоксическими органическими соединениями, можно заключить, что уменьшение значений индекса на порожистой

части реки, вероятно, связано с интенсификацией здесь процессов окисления органического вещества вследствие обогащения воды кислородом. Уменьшение скорости течения ниже порожистой части реки отразилось и на величинах индекса сапробности (уменьшение интенсивности окисления растворенного органического вещества привело к увеличению значений индекса).

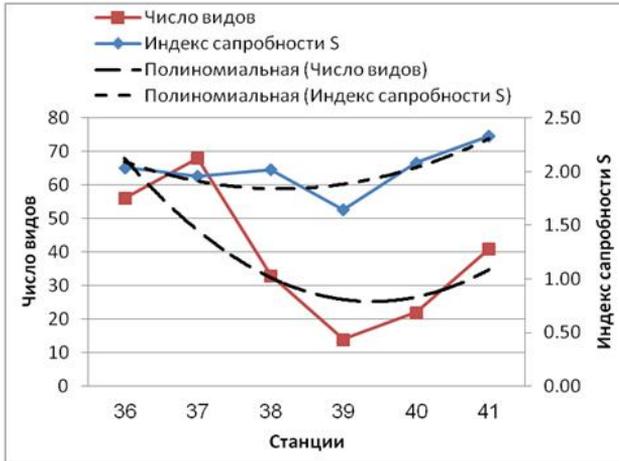


Рисунок 103.

Динамика количества видов фитопланктона и индекса сапробности S на станциях нижнего участка р. Южный Буг

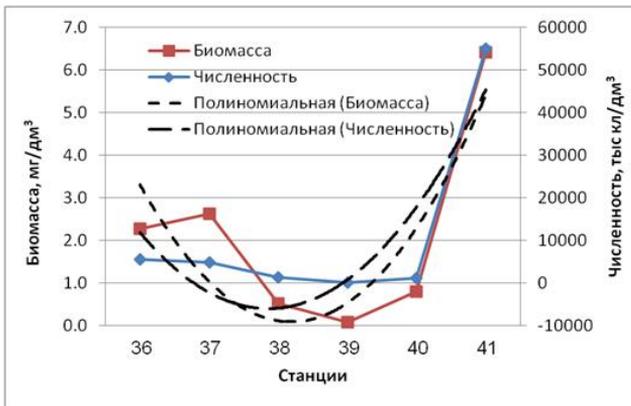


Рисунок 104.

Динамика численности и биомассы фитопланктона на станциях нижнего участка р. Южный Буг

Значения индекса видового разнообразия Шеннона, который характеризует сложность структуры сообществ гидробионтов, на исследованном участке р. Южный Буг изменялись противоположно количеству видов и имели тенденцию к снижению вниз по течению реки (Рис. 105). Это свидетельствует об упрощении структуры сообществ планктонных водорослей в целом по направлению к устью водотока.

Несмотря на то, что видовое богатство сначала снижается, а потом частично восстанавливается, порожистая часть реки оказывает заметное отрицательное влияние на структуру фитопланктона. Длина отрезка водотока, на котором снова наблюдается увеличение количества видов исследуемых гидробионтов, вероятно, недостаточна для полного восстановления видового богатства планктонных водорослей.

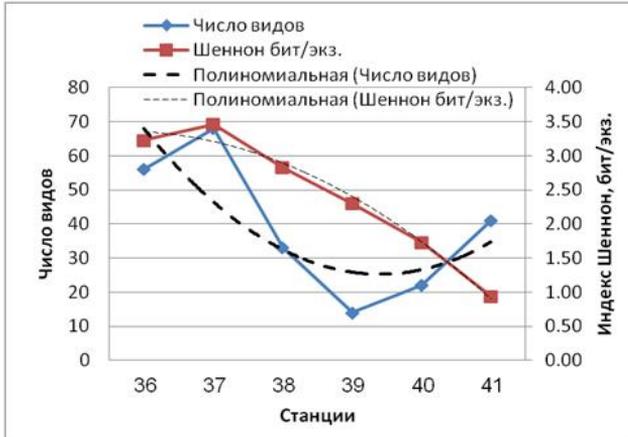


Рисунок 105. Количество видов фитопланктона и значение индекса Шеннона на станциях нижнего участка р. Южный Буг

В ходе данного исследования нами была рассчитана средняя масса клеток водорослей, развивающихся в толще воды. Этот показатель может свидетельствовать о динамике структуры планктонного сообщества. На порожистой части реки фитопланктон характеризуется наличием крупных клеток, однако их численность низкая, что влечет за собой и уменьшение биомассы (Рис. 106).



Рисунок 106. Динамика изменений средней массы клетки на станциях нижнего участка р. Южный Буг

В то же время, для более "спокойной" воды верхних и нижних станций наших наблюдений характерно наличие клеток с меньшими размерами, которые, интенсивно размножаясь, формируют более высокую биомассу.

Известно (Jeffrey, Humphrey, 1975), что фотосинтетические пигменты являются важными показателями состояния водной экосистемы, с помощью которых можно оценить ее функциональное состояние. Это обусловлено их непосредственным участием в процессах новообразования органического вещества. Как один из базовых критериев качества и степени эвтрофикации природных вод довольно часто используют содержание хлорофилла-а в фитопланктоне. Проведенное нами определение количества основного фотосинтетического пигмента на нижнем участке р. Южный Буг показало, что оно находилось здесь в пределах 0,996–19,775 мкг/дм³.

Наименьшее количество хлорофилла-а определено в фитопланктоне на ст. 38 и 39, а наибольшее – на ст. 40 и 41 (Рис. 107). Важно также отметить, что динамика содержания зеленого пигмента очень тесно коррелировала с изменениями биомассы фитопланктона.

Оценка трофического статуса исследованного участка р. Южный Буг по количеству хлорофилла-а в фитопланктоне (Трифорова, 1990) свидетельствует о преобладании здесь эвтрофного типа вод, а на порожистой части реки – олиготрофного, что подтверждается и низкими значениями индекса сапробности, свидетельствующими о наличии здесь низкого содержания органических веществ (Таблица 67).

Таблица 67. Трофический уровень станций нижнего участка р. Южный Буг по содержанию хлорофилла-а в фитопланктоне

Номер станции	Хлорофилл-а, мкг/м ³	Трофический уровень
36	12,137	эвтрофный
37	9,624	эвтрофный
38	1,8319	олиготрофный
39	0,996	ультраолиготрофный
40	16,902	эвтрофный
41	19,775	эвтрофный

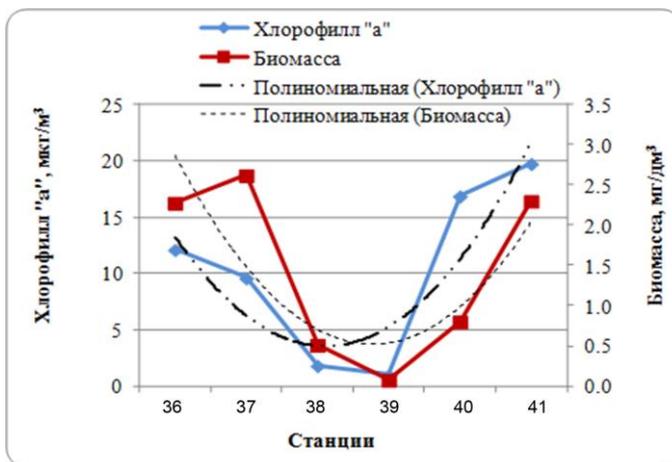


Рисунок 107. Динамика показателей трофического уровня нижнего участка реки Южный Буг

Интересно также отметить, что наряду со значительным влиянием гидрологического режима на содержание органического вещества в воде исследованного участка р. Южный Буг, весьма важной в определении трофности речной воды представляется и роль антропогенной нагрузки на водоток.

Нами также был рассчитан индекс загрязнения реки (RPI) по пяти параметрам, а также оценено качество воды на основании методики, разработанной в Институте гидробиологии (Романенко та ін., 2001). Как видно из таблицы 68, значения индекса RPI по индексам сапробности и количеству аммонийного азота свидетельствуют о том, что вода исследованного участка реки соответствует III классу качества вод, а по нитратам и нитритам – II и I классу, что не является угрозой для исследуемой водной экосистемы.

В то же время, высоким оказалось значение индекса RPI по ортофосфатам (IV класс). Этот факт заслуживает особого внимания при проведении последующего мониторинга.

По результатам интегральной оценки загрязнений на нижнем участке р. Южный Буг, проведенной международным коллективом специалистов, можно заключить, что концентрация неорганических соединений азота в воде не является угрозой для изученного участка реки, тогда как по содержанию фосфора вода в большинстве случаев относится к категории "грязная". Оценка трофического статуса исследованного участка р. Южный Буг по количеству хлорофилла-*a* в фитопланктоне показала преобладание здесь эвтрофного типа вод.

Таблица 68. Значения индекса загрязнения реки (RPI) для нижнего участка Южного Буга

Параметры	RPI-S	RPI-NO ₂ ⁻	RPI-NH ₄ ⁺	RPI-NO ₃ ⁻	RPI- PO ₄ ³⁻
RPI	1,98	0,010	0,29	0,22	0,37
Класс качества вод	III	I	III	II	IV

Кроме того, главным фактором, определяющим состав и количественные показатели развития планктонных водорослей, а также содержание хлорофилла-*a* на исследованном участке реки, является динамика водных масс. Наиболее значительные изменения в видовом богатстве, структуре и обилии фитопланктона наблюдается в районе порожистой части реки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В современный период практически все водные объекты подвергаются антропогенному прессу. Основным видом антропогенного воздействия на них является загрязнение широким спектром органических и неорганических веществ, поступающих из точечных и рассеянных источников (Оксиюк, Давыдов, 2006). В связи с тем, что влияние антропогенного пресса на водные объекты достигло глобальных масштабов, особую важность приобрела необходимость оценки экологического состояния водных экосистем.

Основополагающим принципом оценки экологического состояния водных объектов является экосистемный подход, суть которого состоит в широкой представленности как абиотических, так и биотических компонентов (Жукинский и др., 1976; Барина и др., 2006; Sládeček, 1973). Специфика современного подхода к оценке экологического состояния водных экосистем состоит в приоритетном значении биоты, при котором вода все чаще анализируется не как ресурс, а как среда обитания биоты (Афанасьев, 2001). Известно, что состояние водных экосистем наиболее адекватно можно охарактеризовать по составу группировок их организмов (Рысин, 1995; Афанасьев, 2001; Барина и др., 2006; Directive..., 2000; Tett et al., 2008; Medvedeva et al., 2012). Именно живым организмам принадлежит основная роль при оценке экологического состояния водных объектов (Directive..., 2000).

В соответствии с Водной рамочной директивой ЕС 2000/60/ЕС, основная роль при оценке экологического состояния водных объектов отводится биоиндикации – характеристике свойств водных экосистем по качественным и количественным параметрам гидробионтов. В зависимости от типа водного объекта, приоритетное значение имеют разные экотопические группировки гидробионтов. В качестве биоиндикаторов при этом используются фитопланктон, фитобентос, высшие водные растения, донные беспозвоночные и рыбы (Directive..., 2000). Необходимо также подчеркнуть, что при соблюдении экосистемного подхода к оценке экологического состояния водных объектов обязательной является характеристика физико-химических условий, обеспечивающих жизнедеятельность гидробионтов.

Известно, что водоросли, как автотрофы, формируют основу трофической пирамиды и являются важным компонентом биоты разнотипных водных объектов. Кроме того, они весьма чувствительны к изменению экологических факторов среды и достаточно четко реагируют на различные антропогенные воздействия: загрязнение неорганическими и органическими веществами, температурное загрязнение, а также на зарегулирование стока и т. д. (Оксиюк, Давыдов, 2006). Интенсивность этих воздействий отражается не только на количественном развитии водорослей, но и на их видовом составе. Это и обуславливает эффективность применения их сообществ для характеристики экологического состояния водных экосистем.

При использовании фитопланктона в качестве биоиндикатора, показательное значение имеют его видовой состав и доминирующие комплексы, размерные характеристики, структура сообществ, их количественные параметры. Именно эти характеристики водорослей используются при биоиндикации водоемов и водотоков. Существенным также является то, что этот метод имеет определенные преимущества по сравнению с химическим анализом водной среды, поскольку не требует значительных материальных затрат.

Биоиндикационный анализ – современное направление исследования состояния окружающей среды. Гарантацией его быстрого развития стала возможность

комплексной оценки влияния экологических факторов на экосистему в целом с помощью исследования определенных видов-индикаторов среды. Микроводоросли быстро реагируют на изменения в экологическом состоянии среды обитания, поэтому они являются очень удобным объектом биоиндикационных исследований. Определение экологического состояния охраняемых территорий имеет важное значение, поскольку позволяет оценить адекватность охранного статуса этих территорий и методов охраны. Таким образом, это исследование сочетает в себе оба направления.

Альгофлора Украины по опубликованной серии монографий (Tsarenko et al., 2006, 2009, 2011, 2014) насчитывает 5498 видов, представленных 6583 внутривидовыми таксонами (ввт), относящихся к 15 отделам в трактовке издания. База данных экологических предпочтений видов водорослей, составленная по результатам работы международного коллектива исследователей, включает в качестве идикаторных таксонов большинство из выявленного видового состава, а именно, 2872 вида (3318 ввт).

Если сравнить удельное разнообразие (Index Taxa/Area) флоры водорослей по опубликованным данным на территории Украины (0,0109 таксон/ км²) и сопредельных, сходных в климатическом отношении, государств, то оказывается, что более насыщена видами территория Беларуси (0.0113), а также Румынии (0.0187), но Украине уступает Турция (0.0078). На территории Украины сравнимым с общим распределением по стране оказался бассейн Южного Буга (0.0088), тогда как относительная таксономическая плотность на бассейне Днепра в пределах Украины, заметно отстает в изученности (0.0032). Для других бассейнов и территорий в Украине пока не составлено обобщающих списков, что предстоит сделать в будущем, но уже сейчас видно, что, несмотря на большое число видов из выявленного к настоящему времени разнообразия водорослей, на территории страны есть еще большой потенциал для увеличения таксономического списка при дальнейших исследованиях. Соответственно, возрастет и число видов-индикаторов, что расширит возможности для оценок и мониторинга.

Цель данной работы международного коллектива исследователей – на примере Украины, проанализировав ее альгофлору, систематизировав, актуализировав список водорослей-индикаторов, создать по упомянутым выше и некоторым другим показателям базу альгоиндикаторов, характерных для водных объектов Украины и показать на примерах, какие возможности открываются при применении биоиндикационного подхода.

Руководствуясь принципом системности, осуществлена попытка представить экологическую группу организмов – пресноводные водоросли, в качестве системного объекта исследований на видовом, ценогическом и экосистемном уровнях организации. Системные свойства экологической группы проявляются, главным образом, в динамике биологического разнообразия в его таксономическом и структурном аспектах. Таксономический подход в приведенных выше исследованиях опирается на изучение морфологии клетки и ее изменчивости под воздействием экологических факторов. В анализируемом материале удалось выявить ряд форм, появляющихся под давлением неблагоприятных для вида факторов среды. Таким образом, вычленение аберрантных и малоразмерных форм в популяциях дает возможность точнее определить таксономическое разнообразие сообщества, флоры в целом, и установить факторы, оказывающие воздействие на морфологию.

Основной чертой альгофлор, затрудняющей аналитическую работу флориста, является их различие в видовом богатстве. В связи с этим были выделены

существенные группы видов, при оценке флоры также с позиции активности видов, по Б.А. Юрцеву (1968), что в сравнении с гидрохимическими показателями указывает на амплитуду оптимумов для массовых видов, и их индикаторного свойства.

Составляет ли имеющийся таксономический список флористическую систему, предлагается устанавливать по характеру закономерности, разработанной ведущим автором по следам исследований Дж. Виллиса в 1949 г. на океанических изолированных островах и затем по разным континентам (Barinova, 2017d). Так, на примере многих исследованных альгофлор показано (Баринава и др., 2006; Barinova, 2011, 2017d), что при разновеликости и различном таксономическом составе кривая зависимости числа родов от числа видов в таксономическом списке представляет гиперболу в тех случаях, когда собранный в течение ряда лет на различных экотопах материал адекватно отражает видовое богатство, то есть список выявленных видов оказывается достаточно полным, чтобы можно было провести анализ с позиций системных представлений о флоре. Представляется, что этот подход может быть использован в дальнейших исследованиях в Украине как объективная оценка полноты и достаточности выявленного на водном объекте списка водорослей для последующего анализа.

Флористический анализ водорослей предлагается проводить на основе теории множеств с выделением существенной части флористического спектра. Распределение видов по крупным таксонам определенного ранга в альгофлорах описывается кривой распределения, близкой к нормальной. Значимая часть флористического спектра, по закону распределения, отсекается значением рассчитанной для каждой флоры водорослей сигмы (стандартного отклонения).

Аналогичный подход был предложен для анализа групп видов-индикаторов галобности, рН, сапробности и других. Выделение значимых групп таксонов таким методом приводит к унификации и сопоставимости результатов флористических и экологических анализов, проводимых разными специалистами на разновеликих альгофлорах.

Биологическое разнообразие водорослевых сообществ проявляется как однородность распределения особей по таксонам и рассчитывается на основе теории информации в виде индексов, из которых мы использовали наиболее употребляемый индекс Шеннона-Уивера, отражающий также энтропию системы. Водорослевые сообщества обладают низкой организованностью и большими скоростями воспроизводства клеток, что проявляется в их высокой энтропии (амплитуда H для сообществ водорослей по работам ведущего соавтора (Баринава и др., 2006; Barinova, 2017e) и другим опубликованным данным составляет 0–5,2 бит) и в то же время позволяет отслеживать процессы изменения состояния экосистем.

На ряде разномасштабных примеров были установлены (Баринава и др., 2006) различные варианты соотношений средовых и биотических оценок в одной и той же классификационной системе. Если оценки по среде и биоте близки или совпадают, то состояние экосистемы определяется в соответствии с этапами/категориями риска. Если же оценки по биоте и по гидрохимии не совпадают, то возможны два варианта оценок. Если разряд качества по водорослям выше разряда по среде, то идет активное эвтрофирование. В противном случае (разряд качества по водорослям ниже разряда по среде) имеет место токсическое воздействие на водную биоту и процесс самоочищения подавлен (Баринава, 2018). На этих соответствиях построен расчет предложенного ведущим автором индекса состояния экосистемы WESI. Использование этого индекса может помочь выявить критические точки на бассейнах

изучаемых водных объектов, где загрязнение и его динамика не должны уходить от внимания исследователей и администрации, ответственной за систему принятия решений о сохранении и использовании водного объекта.

В ряде случаев оценка состояния водных экосистем оказывалась различной на разных участках речного бассейна. На основе такого рода данных сформировался новый подход в экосистемно-бассейновых оценках, что позволило выделять его критические участки, а это, в свою очередь, дает возможность определить характер неблагоприятного воздействия и расположение его источника на территории водосборного бассейна. Предложен новый показатель – интегральный для логических водных объектов – индекс загрязнения реки RPIs (Баринова и др., 2006; Barinova, 2011a), который помогает выявить нестабильность экосистемных процессов, и который уже частично опробован в Украине и который также можно использовать в последующих исследованиях на реках Украины.

Экологическое картографирование на основе полученных авторами данных обследования многих разномасштабных водных объектов на территории Евразии, выявило географические закономерности распределения видового богатства водных экосистем и их состояния по категориям риска, которые имеют не только оценочное, но и прогностическое значение, и могут быть использованы в системе принятия решений. Таких исследований на водных объектах Украины пока не проводилось, однако, положение флоры Украины, как пограничной между строго бореальными и более теплолюбивыми, дает большие перспективы для включения ее в такого рода оценки.

В свою очередь, экологическое картографирование показателей на лентических объектах Украины уже зарекомендовало себя как аппарат выявления воздействий на экосистему и ее динамики в разных аспектах, и, следовательно, должно быть продолжено на разнообразных водных объектах Украины.

Статистические методы, широко применяемые для флористического и экологического анализа за пределами Украины, также предстоит включить в систему обработки полученных альгологами данных. Так, анализ видового богатства и разнообразия водорослей континентальных вод на различных уровнях организации показывает экологию критических видов, экологию сообществ, экологические факторы воздействия и тренды с применением программ CANOCO и Statistica 12.0, помогают установить связь современных факторов среды с составом сообществ, а вместе с программами PRIMER-v5, BioDiversity Pro, Ver. 2. и GRAPHS, факторы исторического воздействия при формировании водорослевого сообщества.

Поскольку наши теоретические заключения и примеры их практического применения рассматривались в целях унификации и наибольшего охвата при анализе данных о биоразнообразии водорослей в пресноводных экосистемах, то в заключении приводится общий план шагов для подбора информации для такого анализа в целях систематизации альгофлористических и экологических исследований в Украине.

План таксономического, экологического и географического анализа биоразнообразия сообществ водорослей/альгофлоры

Цель анализа

Описание района исследований (местонахождение и площадь, гидрология и длина, климат, гидрохимия)

Материал и методы

I. Таксономический анализ

1. Анализ достаточности видового состава (кривая Виллиса)
2. Процентный состав таксонов разных уровней
3. Выделение значимой части флоры
 - А) Линия сигмы (STDEV), более 50% альгофлоры на разных таксономических уровнях
 - Б) 10 (или отделенных STDEV) ведущих родов
 - В) 10 (или отделенных STDEV) ведущих семейств
4. Выявление внутривидовой изменчивости, Индекс Ssp/Sp
5. Анализ морфологии (экологии, цитологии, биохимии, кариологии) отдельных таксонов и влияние на таксономию, удельные объемы клеток

II. Географический анализ

1. Абсолютный состав элементов флоры
2. Выделение групп элементов, %
3. Описание эколого-географических групп (эндемы, альпийские)
4. Определение удельного разнообразия водорослей на территории

III. Экологический анализ (биоиндикация)

1. Экопищеская приуроченность, STDEV, тренд, диапазон устойчивости, оптимум
2. Галобность, STDEV, тренд, диапазон устойчивости, оптимум
3. рН-приуроченность, STDEV, тренд, диапазон устойчивости, оптимум
4. Температурная приуроченность, STDEV, тренд, диапазон устойчивости, оптимум
5. Реофильность и потребность в кислороде, STDEV, тренд, диапазон устойчивости, оптимум
6. Сапробность по Ватанабе, STDEV, тренд, диапазон устойчивости, оптимум, индексы DA_{pro}
7. Сапробность по Пантле-Буку, STDEV, тренд, диапазон устойчивости, оптимум, индексы S
8. Сапробность по Делль-Уомо, тренд, диапазон устойчивости, оптимум, индексы EPI или другие диатомовые индексы
9. Классы качества вод по индексам сапробности
10. Биоиндикация типа питания водорослей
11. Биоиндикация трофности

IV. Анализ сообществ альгофлоры

1. Выделение групп видов с позиции их активности
2. Анализ доминантов
 - А) Таксономический анализ
 - Б) Эколого-географический анализ
3. Динамика сообществ на территории
 - А) по глубинам (и связь численности и биомассы с гидрохимией и гидрофизикой), статистические методы анализа соответствий
 - Б) по длине, площади водного объекта или во времени
 - Динамика видового состава
 - Динамика численности и биомассы, статистические методы анализа соответствий
 - Динамика состава групп видов-индикаторов, статистические методы анализа соответствий
 - Динамика индексов сапробности S, DA_{pro}, EPI, других

- Определены RPI (индекса загрязнения реки, удельных индексов сапробности и удельных показателей среды)
 - Составление интегральной карты качества вод на территории (по Сумита)
4. Определение состояния экосистем
 - А) Определение класса, разряда и ранга качества вод по сообществам водорослей
 - Б) Определение класса, разряда и ранга качества вод по физико-химическим показателям воды
 - В) Расчет WESI (индекса состояния экосистемы)
 - Г) Определение состояния экосистем на различных участках водного объекта, выделение зон риска по Модели функционирования водных экосистем
 5. Статистика видового состава, показателей среды, индексов по Statistica 12.0, CANOCO, CCP, ACP, PRIMER-v5, BioDiversity Pro, Ver. 2. и GRAPHS и/или другим программам, и выделение диапазонов толерантности и оптимумов для видов изучаемой альгофлоры, а также сходства с другими альгофлорами или группами альгофлор.
 6. Экологическое картографирование
 - А) По водотоку
 - Б) По площади водосборного бассейна
 - В) Статистические карты по площади водного объекта
 - Г) По береговой линии водоема
 - Д) Выделение зон и факторов риска для водных экосистем, составление статистических карт по показателям и по индексам WESI

V. Сравнительно-флористический анализ

1. Сравнение видового состава флор в широтном аспекте
2. Сравнение видового состава флор в долготном аспекте
3. Выделение флористических ядер статистическим методом сравнительной флористики
4. Анализ распределения разнообразия и экологических характеристик по высоте местообитания
5. Описание черт уникальности исследуемой флоры
6. Эндемизм и сравнение с другими флорами, подобранными в различных аспектах
7. Расчет индексов числа таксонов на единицу площади водосборного бассейна или административного выдела и сравнение данных с таковыми для окружающих альгофлор или по контрасту

VI. Выводы по результатам анализа

План является обобщением тех приемов, которые, в большинстве случаев, используются альгологами, однако, он содержит ряд описанных выше методов и элементов, до сих пор не применявшихся в Украине, но дающих интегральную информацию как о месте обитания исследуемых сообществ, так и об адаптационных способностях исследуемого разнообразия. В предлагаемом варианте есть много возможностей для ввода дополнительных ступеней анализа, возникающих по мере исследований, что приведет только к расширению и совершенствованию общей схемы.

В частности, совершенно пока не упомянуты в схеме такие методы, как биотестирование, которое в сочетании с биоиндикацией дает возможность точнее оценить риски для изучаемой водной экосистемы, а также метод экспериментального определения способности данной экосистемы к самоочищению в характерных для нее климатических условиях. Наш опыт применения обоих методов на разнообразных объектах Евразии позволил включить их описание, как возможный путь развития такого рода исследований в Украине.

В заключении необходимо отметить, что биоиндикация по водорослям остается одним из актуальных методов оценки не только качества воды, но и состояния водной экосистемы в целом, поскольку охватывает широкий спектр показателей и имеет в своей основе экологические предпочтения видов. Исследования показывают важность единой сбалансированной и выверенной на основе интракалибрации классификационной системы для дальнейшего развития биоиндикации. Перспективы мы видим не столько в разработке новых индексов трофики и загрязнения, имеющих ограниченное применение, сколько в развитии новых подходов для привлечения данных о разнообразии и составе сообществ водорослей континентальных вод. Направлением весьма перспективным в Украине для понимания региональных и глобальных изменений является биоиндикация климатического воздействия на водные экосистемы на различных уровнях от альфа- до гамма-разнообразия. Разработанные ведущим автором индексы состояния экосистемы показывают новый аспект оценки токсического воздействия с помощью биоиндикации. Индексы загрязнения реки, интегрирующие как биологические, так и гидрохимические данные по водотоку (либо для водоема во временном ряду), оказываются перспективными не только для собственно оценки, но и для понимания стабильности условий водного объекта. Бассейновый подход в отображении и интерпретации данных биоиндикации выявляет связи наших оценок с событиями, происходящими на площади водосбора, что позволяет найти скрытые, неявные источники воздействия на водную биоту, наряду с уже определенными. В перспективе бассейновое картографирование качества воды возможно и необходимо вести в Украине с применением GIS, оптимизируя работу в мониторинге. Исследования последних лет показывают, что при подборе данных о разнообразии и экологии водорослей адекватных поставленному вопросу, возможно не только определить качество воды и источник загрязнения, но и выявить климатические градиенты, а также группы водных организмов, наиболее ярко их отражающие. Развитие биоиндикации в целом, и для Украины, в частности, таким образом, связано с применением новых подходов к большой уже имеющейся информации и получением новой. Перспективно применение статистической обработки данных с помощью программ, адекватных поставленной задаче, с последующей визуализацией результатов методом экологического картографирования, выводы которого могут служить рекомендацией по оптимизации исследований и для системы принятия хозяйственных решений.

БЛАГОДАРНОСТИ

Мы благодарны проф. Валентину Абрамовичу Красилову за его советы и комментарии, проф. Циону Фахиме, проф. Эйби Нево, проф. Абраму Королю за их поддержку, ученикам проф. Софии Степановны Бариновой – др. Моти Тавасси, др. Эсти Липковски, др. Гаю Сисма-Вентура, др. Валентине Климюк и Андрею Фатюхе за их помощь в экспедиционных выездах, в процессе проведения анализа и написания статей. Кроме того, коллегам Софии Степановны – др. Роману Романову, др. Изабелле Гришкан, др. Марине Теминой, др. Томасу Павличеку, др. Тами Кис-Папу, Андрею Галкину и всем коллегам из Института Эволюции Хайфского университета. Также выражаем искреннюю благодарность украинским коллегам, с которыми проводилась совместная работа по индикации водоемов Украины: Киевского водохранилища – к.б.н., ст.н.с., Татьяне Федоровне Шевченко и проф., д.б.н. Петру Дмитриевичу Клоченко, водохранилища Сасык – Наталии Александровне Ивановой, водоему-охладителю ХАЭС – проф., д.б.н., Александру Алексеевичу Протасову и Татьяне Николаевне Новоселовой. Кроме того, отдельная благодарность за ценные советы и рекомендации Директору Института гидробиологии, чл.-кор., д.б.н. Сергею Александровичу Афанасьеву и к.б.н., сотруднику Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН Дмитрию Александровичу Капустину. Спасибо также нашим рецензентам – ведущему научному сотруднику Института гидробиологии НАН Украины проф., д.б.н. Александру Алексеевичу Протасову и зав. каф. ботаники Одесского национального университета имени И.И. Мечникова проф., д.б.н. Федору Петровичу Ткаченко. Авторы благодарны Национальной академии наук Украины и дирекции Института ботаники им. Н.Г. Холодного НАН Украины за поддержку работ по тематике издания.

Эта работа выполнена при поддержке Института Эволюции Университета Хайфы, а также при частичной поддержке Министерства Алии и Интеграции Израиля и Министерства Окружающей Среды Израиля, грант 6-70-205, Фонда Израильской Таксономической Инициативы, а также за счет средств ведомственной тематики НАН Украины (темы “Флористико-таксономическое и морфолого-экологическое изучение Cyanoprocarota, Dinophyta, Bacillariophyta, Chlorophyta и Streptophyta флоры Украины” и «Продромус альгофлоры, бриофлоры и лишенобиоты Украины) (КПКВК 6541030), а также бюджетной программы НАН Украины «Поддержка развития приоритетных направлений научных исследований» (КПКВК 6541230).

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

- Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. 1973. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 269 с.
- Алексенко М.А. 1887. Очерк водорослей Chlorosporaeae окрестностей Харькова. Тр. об-ва испыт. природы Харьков. ун-та, 21: 141–278.
- Алексенко М.А. 1890–1891. Материалы для альгологии Полтавской губ. 1. Phycoschromaseae и Chlorosporaeae окрестностей Полтавы и отчасти Полтавского уезда. Тр. об-ва испыт. природы Харьков. ун-та, 25: 47–89.
- Алексенко М.А. 1892. Флора водорослей Днепровских плавней и торфяников в пределах Полтавской губ. Тр. об-ва испыт. природы Харьков. ун-та, 27: 59–123.
- Алексенко М.А. 1893–1894. К флоре водорослей Лебединского и отчасти Сумского уездов Харьковской губ. Тр. об-ва испыт. природы Харьков. ун-та, 28: 81–132.
- Андрієнко Т.Л. 1968. Болота Горган. Укр. ботан. журн., 25(1): 67–72.
- Андрієнко Т.Л. 1971. Шляхи розвитку боліт Українських Карпат. Укр. ботан. журн., 28(3): 362–367.
- Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін. 2006. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. К.: Логос, 408 с.
- Асаул З.И. 1962. Эвгленовые водоросли Западноукраинского Полесья. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. К., 15 с.
- Асаул З.И. 1967. Нові форми роду *Trachelomonas* Ehr. Укр. ботан. журн., 24(3): 62–65.
- Асаул З.И. 1975. Визначник евгленових водоростей Української РСР. Київ, Наук. думка, 408 с.
- Афанасьев С.А. 2001. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроэкосистем в мониторинге рек Украине. Гидробиол. журн., 37(5): 3–18.
- Афанасьев С.О., Васильчук Т.О., Летицька О.М., Білоус О.П. 2012. Оцінка екологічного стану річки Південний Буг у відповідності до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС. Київ, 28 с.
- Ахметова Н. И. 1986. Диатомовые водоросли Восточного Балхаша: автореф. дис. на получение науч. степени канд. биол. наук: спец. 03.00.16 "Экология (Биологические науки)". Ленинград, 52 с.
- Баринава С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель Авив: Pilies Studio, 498 с.
- Баринава С.С., Бобоев М.Т. 2015. Критический подход к флористическому анализу у пресноводных водорослей на примере флоры Южно-Таджикской депрессии. Бюллетень МОИП, биол. сер., 120(1): 40–48.
- Білоус О.П., Баринава С.С., Клоченко П.Д. 2014. Біоіндикаційний аналіз верхньої ділянки річки Південний Буг по фітопланктону. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 1(32): 76–88.
- Баринава С.С. 1988. Полиморфизм соединительных структур диатомовых водорослей. В: Эволюционные исследования. Вавилонские темы. Владивосток: ДВО АН СССР: 110–122.
- Баринава С.С. 2018. Проблема интегральной оценки токсического влияния на фотосинтетические организмы в водных экосистемах. Водные биоресурсы и среда обитания, 1(1): 39–43.

Баринаова С.С., Анисимова О.В., Виноградова О.Н., Царенко П.М. 2002. Эколого-географический анализ флоры диатомовых водорослей континентального Израила. В: Морфология, экология и биогеография диатомовых водорослей. Борок: 6–7.

Баринаова С.С., Клоченко П.Д., Белоус Е.П. 2015. Водоросли как индикаторы экологического состояния водных объектов: методы и перспективы. Гидробиол. журн., 51(4): 3–23.

Баринаова С.С., Медведева Л.А. 1987. Биологический анализ качества воды в основных водоемах Приморского края. Донные беспозвоночные рек Дальнего Востока и Восточной Сибири. Проблемы продуктивности и биоиндикации загрязнений. Владивосток: Дальневосточное отделение РАН: 57–63.

Баринаова С.С., Медведева Л.А. 1989. Санитарно-биологический анализ современного состояния реки Рудная. Экологические проблемы Дальнегорского района и возможности их решения (тезисы). Научный семинар по прикладной экологии, 6–8 декабря 1989 г., Дальнегорск: 22–23.

Баринаова С.С., Медведева Л.А. 1992а. Оценка сезонной и многолетней динамики загрязнения в р. Рудная (Приморский край) по водорослям. Экологическое нормирование. Проблемы и методы. Москва, ВНИИ Природы: 10–12.

Баринаова С.С., Медведева Л.А. 1992б. Сравнительный анализ двух методов оценки качества воды по сапробности водорослей. Экологическое нормирование. Проблемы и методы. Москва: ВНИИ Природы: 41–43.

Баринаова С.С., Медведева Л.А. 1996. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (российский Дальний Восток). Владивосток: Дальнаука, 364 с.

Баринаова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. 2000. Водоросли-индикаторы качества окружающей среды. Москва: ВНИИ Природа, 150 с.

Баринаова С.С., Протасов А.А. 2016. Методические вопросы пространственного районирования в озерных экосистемах. Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Мат. V Междунар. конф., Минск, Нароч. Минск: Изд. Центр БГУ: 46–48.

Беклемишев В.Н. 1964. Основы сравнительной анатомии беспозвоночных. Т.1; 2. М.: Наука, 433 с.; 450 с.

Белоус Е.П., Баринаова С.С., Клоченко П.Д., Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Незбрицкая И.Н. 2016. Фитопланктон нижнего участка р. Южный Буг как показатель его экологического состояния. Гидробиол. журн., 52(2): 23–36.

Белоус Е. П. 2012. Таксономическая структура фитопланктона верхнего участка реки Южный Буг (Украина). Альгология, 22 (4): 393–401.

Белоус Е., Баринаова С. 2014. Экологическое состояние нижнего участка р. Южный Буг по фитопланктону. Actual problems in modern phycology: V Int. Conf., Chisinau, Moldova, 3–5 Nov. Chisinau, CEPUSM: 127–131.

Белоус Е.П. 2016. Таксономическая структура фитопланктона нижнего участка реки Южный Буг (Украина). Альгология, 26(3): 280–292.

Белоус Е.П., Баринаова С.С. 2015. Фитопланктон как показатель гетерогенности реки Южный Буг. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Бюл., 2015, № 3–4(64): 43–47.

Белоус Е.П., Лилицкая Г.Г., Кривенда А.А. 2013. Сезонная изменчивость фитопланктона верхнего участка реки Южный Буг (Украина). Альгология, 23(1): 53–64.

Берг Л.С. 1912. Рыбы (Marsipobranchii и Pisces). Фауна России и сопредельных стран. Т. 3, вып. 1. С. Пб., 336 с.

Берг Л.С. 1914. Рыбы (Marsipobranchii и Pisces). Фауна России и сопредельных стран. Т. 3, вып. 2. С. Пб., с. 337–704.

Берг Л.С. 1949. Очерки по истории русских географических открытий. 2-е изд. М.: Л.: Изд-во АН СССР, 358 с.

Білоус О.П. 2014. Фітопланктон верхньої та середньої ділянок річки Південний Буг. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ: Ін-т гідробіології, 24 с.

Бондар О.І., Коніщук В.В. 2013. Екологія гідроекосистем. Херсон: Олді-плюс, 314 с.

Бондаренко Н.А., Томберг И.В., Логачёва Н.Ф., Тимошкин О.А. 2010. Фитопланктон и гидрохимия рек Витим, Мама и Чуя (Забайкалье, бассейн реки Лены). Известия Иркутского государственного университета. Серия "Биология. Экология", 3(4): 70–81.

Бондарчук В.Г. 1956. Радянські Карпати. К.: Рад. шк., 180 с.

Борисова Е.В. 2014. Особенности распространения Charales в Украинском Полесье. Альгология, 24(3): 363–366.

Борисова Е.В. 2016. Анализ флоры Charales (Charophyta) Украины. Альгология, 26(4): 403–417.

Борисова О.В., Гончаренко В. 2011. Розподіл видів Charales в озерах Волинського Полісся (Україна). Вісн. Львів. ун-ту. Сер. Біол., 57: 94–101.

Борисова О.В., Паламар-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2016. Флора водоростей України. Харофітові водорості. 12, Вип. 2. Київ, 282 с.

Борщовъ И.Г. 1870 а. Матеріалы для флоры водорослей Черниговской губерні. Зап. Кіевск. о-ва е-лей, I(1): 44–56.

Борщовъ И.Г. 1870 б. Новые виды одноклѣточныхъ водорослей изъ окрестностей Кіева. Зап. Кіевск. о-ва е-лей, I(1): 146–9.

Борщовъ И.Г. 1873. Прѣсноводныя бацилляріи (дітомовыя) юго-западной Россіи, преимущественно губерній: Кіевской, Черниговской и Полтавской. I. Историческій обзоръ. Общая характеристика группы бациллярій. Морфологическія замѣчанія о бацилляріяхъ. Кіевъ, 129 с.

Брагинский Л.П. 1981. Оценка качества вод природных водоемов по токсикологическим показателям. Науч. основы контроля качества вод по гидробиол. показателям: Тр. Всесоюз. конф., Москва, 1–3 нояб., 1978. Л.: 201–206.

Брадис Е.М. 1956. О классификации растительности болот Украинской ССР. Укр. ботан. журн., 53(3): 3–15.

Бурда Р.И. 1991. Антропогенная трансформация флоры. Наукова думка, 167 с.

Бурова О.В., Жежера М.Д. 2012. Водорості Національного природного парку "Десянсько-Старогутський". Суми: Універ. Книга, 209 с.

Бухтиярова Л.Н. 1992. Дитомовые водоросли Горного Крыма. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 18 с.

Бухтиярова Л.Н. 1999. Bacillariophyta в биомониторинге речных экосистем, современное состояние и перспективы использования. Альгология, 9(3): 89–103.

Вавилов Н.И. 1967. Избранные произведения: в 2-х т. Под ред. Бахтеева Ф.Х. Л.: Наука.

Валеева Э.И. 2011. Альгофлора водоемов бассейна Туринско-Пышминского междуречья в нижнем течении. Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения, 11: 3–18.

Вальцъ Я.Я. 1862. Наблюденія надъ половыми органами мѣстныхъ водорослей рода *Vaucheria*. Кіевск. Унив. Изв. Июль: 81–7; Август: 250–50.

Вальць Я.Я. 1865. Морфологія и систематика рода *Vaucheria* Dec. (*Endosperma* Vauch.). Київск. Унив. Изв. Октябрь I: 1–18, Ноябрь II: 1–22.

Вальць Я.Я. 1870. О зооспорах рода *Chamaesiphon* A. Br. et Grun. Зап. Київск. о-ва елей. I (2): 275–81.

Васильева-Кралина И.И., Ремигайло П.А., Габышев В.А. и др. 2005. Водоросли. Разнообразие растительного мира Якутии. Новосибирск: изд-во СО РАН, с. 150–272.

Васильева-Кралина И.И., Ремигайло П.А., Габышев В.А. и др. 2010. Водоросли. Флора Якутии: Географический и экологический аспекты. Новосибирск: Наука, с. 77–93.

Вассер С.П. (Ред.) 1989. Водоросли: Справочник. К.: Наук. думка, 608 с.

Вассер С.П., Царенко П.М. (Ред.) 2000. Разнообразие водорослей Украины. Киев: Академперіодика, 310 с.

Верниченко А.А. 1979. Анализ экологических оценок качества поверхностных вод с водоохраных позиций. Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования: Тез. докл. Всесоюз. конф. Харьков: 11–17.

Ветрова З.И. 1980. Бесцветные эвгленовые водоросли Украины. К.: Наук. думка, 162 с.

Ветрова З.И. 1986а. Флора водорослей континентальных водоемов Украинской ССР. Эвгленофитовые водоросли. К.: Наук. думка, 1(1), 347 с.

Ветрова З.И. 1986б. Эвгленофитовые водоросли. Флора водорослей континентальных водоемов Украинской ССР, 1(1). Киев: Наук. думка, 348 с.

Ветрова З.И. 1993. Эвгленофитовые водоросли Флора водорослей континентальных водоемов Украины, 1(2). Киев: Наук. думка, 260 с.

Ветрова З.И. 2004. Эвгленофитовые водоросли. Вып. 2. Киев; Тернополь: Лиляя, 272 с.

Ветрова З.И. 1979. Нові та рідкісні для УРСР таксони евгленових водоростей з водойм Закарпаття. Укр. ботан. журн., 36(3): 251–255.

Ветрова З.И. 1981. Новый вид из рода *Strombomonas* Defl. (Euglenophyta). Ботан. журн., 66(3): 441–443.

Ветрова З.И. 1984а. Нові та рідкісні для України таксони евгленофітових водоростей. Укр. ботан. журн., 41(2): 49–53.

Ветрова З.И. 1984б. Нові та рідкісні для альгофлори УРСР таксони евгленофітових водоростей. Укр. ботан. журн., 41(6): 84–86.

Винберг Г.Г. 1981. Успехи лимнологии и гидробиологические методы контроля качества внутренних вод. Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Тр. Всес. конф. Москва. 1–3 нояб. 1978 г. Л.: Гидрометеиздат: 17–45.

Винберг Г.Г., Алимов А.Ф., Балушкина Е.В. и др. 1977. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод. Науч. основы контроля качества поверхностных вод по гидробиол. показателям. Л.: 124–131.

Виноградова О.М. 1989. Синьозелені водорості ґрунтів Карадагського державного заповідника. Укр. ботан. журн., 46(1): 40–45.

Виноградова О.М. 2012. Суанорогаруота гіпергалінних екосистем України. Київ: Альтерпрес, 200 с.

Виноградова О.Н. 1984. Синезеленые водоросли Горного Крыма: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 25 с.

Вислоух, С.М. 1916. Биологический анализ воды. В: Златорогов С.И. (Ред.). Учение о микроорганизмах. Петроград: Ч.П., с. 255–305.

Вишневецький В.І. 2000. Річки і водойми України. Стан і використання. К.: Віпол, 376 с.

Владимирова К.С. 1978. Фитомикробентос Днепра, его водохранилищ и Днепровско-Бугского лимана. Киев: Наук. думка, 232 с.

Владимирова К.С., Данилова Л.Е. 1968. Водоросли Дуная, заливов Килийской дельты и придунайских водоемов в пределах СССР. Докл. X юбил. конф. по вопр. лимнологии Дуная (Болгария, 10–20 окт. 1968 г.). София: Изд-во Болгар. АН: 141–168.

Водоп'ян Н.С. 1976. Флора діатомових водоростей водойм Малого Полісся. Укр. ботан. журн., 33(5): 485–489.

Ворона Є.І., Кириляч О.В., Максименко О.Д., Марушевський Г.Б. та ін. 2009. Басейн річки Бог. В.-К.: Wetlands International Black Sea Programme, 128 с.

Воронихин Н.Н. 1908–1909. Зеленые водоросли (Chlorophyta) Черного моря. Тр. СПб. об-ва естествоиспыт., 38(3): 137–179.

Воронихин Н.Н. 1910. Некоторые дополнения к флоре бурых водорослей Черного моря. Изв. Ботан. Сада, X(3), С. Пб.: 78–84.

Воронов А.Г., Дроздов Н.Н., Криволицкий А.Д., Мяло Е.Г. 2002. Биогеография с основами экологии. 4-е изд. М.: Высш. шк., 342 с.

Высоцкий А.В. 1887. Mastigophora и Rhizopoda, найденныя въ Вейсовомъ и Рѣпномъ озерѣ. Тр. Испыт. прир. Имп. Харьк. Унив., XXI: 119–41.

Габлицъ К.И. 1785. Физическое описание Таврической области, по ея местоположенію и по всем трем царствам природы. С.-Петербург, 198 с.

Габышев В.А. 2009. Устройство для концентрирования фитопланктона под давлением. Альгология, 19(3): 318–320.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2010а. Качество вод реки Анабар на основе анализа структуры фитопланктона и гидрохимических показателей. Сибирский экологический журнал, 17(4): 563–570.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2010б. К изучению фитопланктона и физико-химических параметров вод р. Оленек. Вестник СВНЦ ДВО РАН, 3: 51–55.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2010в. Особенности развития фитопланктона и физико-химические свойства вод реки Яны в летний период. Изв. Иркут. Гос. Ун-та. Сер. Биология. Экология, 3(4): 82–94.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2011а. Особенности развития фитопланктона и физико-химических свойств воды среднего и нижнего Вилюя и Светлинского водохранилища. Проблемы региональной экологии, 3: 45–54.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2011б. Особенности развития фитопланктона и физико-химических свойств воды р. Индигирка. Вестник СВНЦ ДВО РАН, 3: 42–50.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2011в. Современное состояние фитопланктона и химического состава вод р. Амга. Сибир. эколог. журн., 18(1): 23–31.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2012. Структура фитопланктона р. Чары (Восточная Сибирь) и среда его обитания в начале летнего периода (июнь). Известия Пензенского государственного педагогического университета им. В. Г. Белинского. Естественные науки, 29: 144–151.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2013а. Структура летнего фитопланктона р. Олёкмы (Восточная Сибирь) и среда его обитания. Известия Коми научного центра УрО РАН, 1(13): 25–31.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2013б. Структура летнего (июль) фитопланктона р. Витим и среда его обитания. Вестн. С.-Петерб. ун-та, 3(1): 16–27.

Габышев В.А., Габышева О.И. 2013в. Структура фитопланктона и физико-химические параметры вод реки Колымы (Северо-Восточная Сибирь) в летний период. Сибирский экологический журнал, 20(3): 341–351.

Габышев В.А., Ремигайло П.А., Габышева О.И. 2012. Пространственная структура и среда обитания фитопланктона реки Алдан. Известия Иркутского государственного университета Серия "Биология. Экология", 5(2): 61–69.

Гавриков Ю., Бедзь Н., Вікторов І. та ін. 2011. Типологія водних тіл басейну Південного Бугу у відповідності до вимог водної рамкової директиви ЄС. Вінниця-Київ, 19 с.

Гавришова Н.А. 1981. Методика расчета комплексного рангового показателя качества воды. Гидробиол. журн., 17(1): 95–98.

Гаухман З.С. 1948. Фитобентос порожистой части Днепра (Мат. 1944-1946 гг.). Вестн. НИИ гидробиол., 8(1): 13–16.

Гвоздецкий Н.А., Михайлов Н.И. 1978. Физическая география СССР. Азиатская часть: учебник для вузов. 3-е изд., испр. и доп. М.: Мысль, 399 с.

Герасимова О.В. 2005. Редкие виды водорослей водоемов Днепро-Орельского природного заповедника (Украина). Альгология, 15(4): 451–458.

Герасимова О.В. 2006а. Видовой состав водорослей водоемов разного типа Днепро-Орельского природного заповедника (Украина). Альгология, 16(1): 92–104.

Герасимова О.В. 2006б. Флора водорослей водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника (Україна). Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ: Ін-т ботаніки, 23 с.

Герасимова О.В., Лилицкая Г.Г., Царенко П.М. 2009. Водоросли водоемов природного заповедника "Медоборы" (Украина). Альгология, 19(4): 349–361.

Гідробіологічні дослідження басейну р. Дінця водойм Донбасу. 1936. Учен. Зап. Харківськ. Унів., кн. 6–7: 229–231.

Глобан Б. 1987. Унифицированные методы исследования качества вод. Методы химического анализа вод, 1(1). Основные методы. Москва: Типография при Управлении делами секретариата СЭВ, 1244 с.

Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. 1953. Синезелёные водоросли. Опред. пресновод. водор. СССР. М.: Совет. наука, 2. 650 с.

Горбулин О.С. 2011. Эколого-биологические характеристики Cryptophyta флоры Украины. Вісник Харків. нац. ун. імені В.Н. Каразіна. Серія: біологія, 13(947): 47–56.

Горбулин О.С. 2013. Эколого-биологическая характеристика Chrysophyta континентальных водоёмов Украины. Гидробиол. журнал, 49(3): 3–12.

Горбулин О.С. 2014а. Видовое разнообразие и аутоэкология Euglenophyta континентальных водоёмов Украины. Фиторазнообразие Восточной Европы. РФ, Тольяти, 8(3): 4–44.

Горбулин О.С. 2014б. Эколого-биологические характеристики Cyanoprokaryota (Cyanophyta) континентальных водоёмов Украины. Альгология, 24(2): 163–181. doi.org/10.15407/alg24.02.163

Горбулин О.С. 2015. Видовое разнообразие и аутоэкология Desmidiaceae континентальных водоёмов Украины. Фиторазнообразие Восточной Европы. РФ, Тольяти, 9(3): 45–76.

Гребінь В.В. 2008. Ландшафтно-гідрологічний аналіз та його застосування для дослідження території України. Гідролог., гідрохім. і гідроекол., 14: 46–55.

Гребінь В.В. 2009. Пропозиції щодо схеми ландшафтно-гідробіологічного районування території України. Гідролог., гідрохім. і гідроекол., 17: 26–39.

Гребінь В.В., Мокін В.Б., Шашук В.А., Хільчевський В.К. та ін. 2013. Методики гідрографічного та водогосподарського районування території України відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу. К.: Інтерпрес ЛТД, 55 с.

Гребінь В.В., Хільчевський В.К., Шашук В.А., Чунарьов О.В., Ярошевич О.Є. 2014. Водний фонд України. Штучні водойми. Водосховища і ставки. Проект ЄС "Додатк. підтримка М-ва екології та природ. ресурсів України у впровадженні Секторал. бюджет. Підтримки". Київ: Інтерпрес, 163 с.

Гриб І.В., Гроховская Ю.Р. 2001. Индикация санитарно-экологического состояния притоков р. Припяти по ценозам высших водных растений. Гидробиол. журн., 37(2): 44–57.

Гриценко А.В., Васенко О.Г., Верніченко Г.А. та ін. 2012. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Х.: УкрНДЦЕП, 37 с.

Грициняк І.І., Григоренко Т.В., Базаєва А.Н., Чужма Н.П. 2014. Оценка экологического состояния рыболовных прудов по фитопланктону. Рыбогосподарська наука України, 3: 13–21.

Гурарий В.И., Шайн А.С. 1974. Численные оценки качества воды. Проблемы охраны вод. Харьков: ВНИИОВ Минводхоз СССР: 136–140.

Гусяков М.О. 2002. Діатомові водорості бентосу Чорного моря та суміжних водойм (морфологія, систематика, екологія, біогеографія). Дис. ... докт. біол. наук спец. 03.00.05 (ботаніка). Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. Київ.

Гусяков Н.Е. 1978. Диатомовые водоросли обрастаний Одесского побережья Черного моря. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Одесса: ОГУ, 22 с.

Гусяков Н.Е., Загордонец О.А., Герасимюк В.П. 1992. Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов. К.: Наук. думка, 110 с.

Давидов О.А. 2009. Структурні компоненти мікрофітобентосу як індикатори впливу антропогенних чинників на водні об'єкти. Наук. вісник Тернопіль. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія, 3(40): 47–56.

Дедусенко-Щеголева Н.Т. 1949. Новые виды и разновидности рода *Scenedesmus* Meuen. Бот. матер. Отд. спор. раст. Бот. ин-та АН СССР, 6(1-6): 27–33.

Дедусенко-Щеголева Н.Т. 1952. О новой вариации *Ophiocytium arbuscula* Rabenhorst. Бот. матер. Отд. спор. раст. Бот. ин-та АН СССР, 8: 34–36.

Дедусенко-Щеголева Н.Т. 1959. Новые виды водорослей из водоемов Харьковской области. Бот. матер. Отд. спор. раст. Бот. ин-та АН СССР, 12: 44–46.

Деларю Е. 1870. Історія розвитку *Sorastrum* Kg. Тр. испыт. прир. Имп. Харьков. Унив., II: 1–5.

Демченко Е.М., Солоненко А.М., Костіков І.Ю., Романенко П.О. 1993. До питання про еталонні угруповання ґрунтових водоростей Українського Полісся. Підсумки 70-річної діяльності Канівського заповідника та перспективи розвитку заповідної справи в Україні. Матеріали конференції (вересень 1993 р., м. Канів). Канів: 107–108.

Денисик Г.І., Гусак О.М. 2002. Поверхневі води: річки та болота. Середне Побужжя. Вінниця: Гіпаніс, с. 67–81.

Десяткин Р.В., Оконешикова М.В., Десяткин А.Р. 2009. Рос. акад. наук. Сиб. отд-ние, Ин-т биол. проблем криолитозоны. Якутск: Бичик, 61 с.

Дідух Я.П. (Ред.). 2009. Червона книга України. Рослинний світ К.: Глобалконсалтинг, 912 с.

Дідух Я.П. 2012. Основи біоіндикації. К.: Наук. думка, 344 с.

Догадина Т.В. 1984. О новом виде *Chytridiochloris* (Pasch.) Jane (Xanthophyta). Новости системат. низших растений. Л. Наука: 17–20.

Догадина Т.В., Горбулин О.С. 2000. Разнообразие водорослей Украины. *Chrysophyta*. *Альгология*, 10(4): 84–93.

Докучаев В.В. 1899. К изучению о зонах природы. Зап. Импер. Санкт-Петерб. минерал. об-ва, 37(1): 145–158.

Дорофеюк Н.И., Цэцэгмаа Д. 2002. Конспект флоры водорослей Монголии. М.: Наука, 285 с.

Дубина Д.В. 2006. Вища водна рослинність. Lemnetaea, Potametea, Zosteretea, Isoëto-Littorelletea (*Eleocharition acicularis*, *Isoëtium lacustris*, *Potamion graminei*, *Sphagno-Utricularion*), *Phragmito-Magnocaricetea* (*Glycerio-Sparganion*, *Oenanthion aquaticae*, *Phragmition communis*, *Scirpion maritimum*). Фітосоціоцентр, 412 с.

Еременко Т.И. 1968. Закономерности распределения видового состава и биомассы макрофитов Северо-западной части Черного моря. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Одесса: ОГУ, 24 с.

Свдущенко А.В. 1953. Фитопланктон прудов степной зоны Украины и его сезонные изменения. Вестн. Днепропетр. НИИ гидробиол., 10: 43–75.

Жежера М.Д. 2009. *Chlorophyta* некоторых водоемов Левобережного Полесья (Украина). *Альгология*, 19(4): 380–389.

Жежера М.Д. 2015. Водорості різнотипних водойм Лівобережного Полісся. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ: Ін-т ботаніки, 25 с.

Жукинский В.Н., Журавлева Л.А., Иванов А.И. и др. 1989. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема. Киев: Наук. думка, 240 с.

Жукинский В.Н., Окснюк О.П., Цееб Я.Я., Георгиевский В.Б. 1976. Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и ее применение для анализа качества воды. *Гидробиол. журн.*, 12(6): 103–111.

Задорожна Г.М. 2016. Особливості розвитку фітопланктону верхньої частини Канівського водосховища в лотичних і лентичних умовах. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 21 с.

Зайцев Ю.П., Александров Б.Г., Миничева Г.Г. (Ред.) 2006. Северо-Западная часть Черного моря: биология и экология. Киев: Наук. думка, 701 с.

Заморов В.В., Джуртубаев Ю.М., Заморова М.А., Леончик Е.Ю., Радионова Н.П., Радионов И.И., Рыжко И.Л., Беленкова Н.И. 2014. Гидроэкологическая характеристика придунайських озер Украины: монографія / Одесса: Одесский национальный университет шимени И.И. Мечникова, 227 с.

Зернов С.А. 1908. Отчет о командировке в С.-З. часть Черного моря для изучения фауны и собирания коллекций для Зоологического Музея Академии Наук. Ежегодник Зоологического Музея Академии Наук. С. Пб., 13(4), 0154–0166.

Зернов С.А. 1909. Фацция филлофоры (*Algae-Rhodophyceae*) – филлофорное поле в С.-З. части Черного моря. С. Пб., 14(3–4): 181–191.

Зернов С.А. 1913. К вопросу об изучении жизни Черного моря. Записки Академии Наук. С. Пб., VIII, 32(1): 1–299.

Зинова А.Д. 1962. К вопросу о фитогеографическом (зональном районировании) прибрежной полосы Мирового океана: Тез. докл. конф. по совместным исслед. фауны и флоры. Ленинград: 1–11.

Зинова А.Д. 1966. Фитогеографическое районирование Южного океана (по фиобентосу). Атлас Антарктики. Карта, I, Л.: Наука, 129 с.

Зинова А.Д. 1969. Флора водорослей-макрофитов Антарктики и Субантарктики. Атлас Антарктики. Л.: Наука, II, с. 492–496.

Зинова А.Д. 1974. Состав и фитогеографическое деление арктической водорослевой флоры. Гидробиология и биогеография шельфов холодных и умеренных вод Мирового океана: Тез. совещ. Ленинград, 18–21 нояб. 1974. Л.: 12–13.

Зубович С.Ф. 1989. Фауна остракод как индикатор лимнических процессов плейстоценовых и современных озерных водоемов Белоруссии. Динамика зооценозов, проблемы охраны и рац. использ. живот. мира Белоруссии: Тез. докл. 6-й зоол. конф., Витебск, 19–21 сентября 1989 г. Минск: АН БССР: 55–56.

Иванов А.И. 1982. Фитопланктон устьевых областей рек Северо-Западного Причерноморья. Киев: Наук. думка, 212 с.

Иванова Н.А. 2013. Исследования кислородного режима Сасыкского водохранилища. Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность: сборник трудов VII международной научной конференции молодых ученых и талантливых студентов Федерального государственного бюджетного учреждения науки Института водных проблем Российской академии наук (ФГБУН ИВПРАН). 11–13 декабря 2013. М: ИВП РАН: 171–173.

Иванов О.І., Карпезо Ю.І. 1999. Мікрофіти: фітопланктон і мікрофітобентос. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. К: Наук. думка, с. 161–168; 412–418; 584–597.

Иванова Н.О. 2014. Оптичні властивості водних мас водосховища Сасик (за натурними даними) Лимани Північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан, проблеми водного та екологічного менеджменту та шляхи їх вирішення: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції. 01–03 жовтня 2014. Одеса: ОДЕКУ: 115–118.

Иванова Н.О., Гуляева О.О. 2014. Водний баланс Сасика як фактор функціонування його екосистеми. Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології: матеріали Всеукраїнської наукової конференції з міжнародною участю. 20–22 травня 2014 р. Дніпропетровськ: ТОВ "Акцент ПП": 122–124.

Ігошин М.І. 2010. Проблеми відродження та охорони малих річок і водойм. Гідроекологічні аспекти: навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. Одеса: Астропринт, 230 с.

Калиниченко Р.А. 1978. Первичная продукция и фитосток канала Сев. Д-нец-Донбасс: Автореф. дис. канд. биол. наук. Киев, 19 с.

Калиниченко Л.А., Сергеева О.А., Кошелева С.И. 1995. Химический состав воды и планктонное сообщество реки Ю. Буг. Гидробиол. журн., 31(3): 36–43.

Калугина-Гутник А.А. 1975. Фитобентос Черного моря. Киев: Наук. думка, 248 с.

Камелин Р.В. 2012. Флористическое районирование суши: новые решения некоторых проблем. Ботан. журн., 97(12): 1481–1488.

Капустин Д.А., Царенко П.М. 2013а. Водоросли водоемов Полесского природного заповедника (Украина). Альгология, 23(1): 82–95.

Капустин Д.О., Царенко П.М. 2013б. Водорості Поліського природного заповідника. Фіторізноманіття Поліського природного заповідника: водорості, мохоподібні, судинні рослини. К.: Інтерсервіс, с. 15–96, 216–234.

Капустин Д.О. 2013. Водорості водойм Поліського природного заповідника: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 24 с.

Карпезо Ю.И. 1977. Фитобентос необлицованных каналов юга Украины: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 21 с.

Карта координат Google. <https://www.google.com.ua/maps>

Кафтанникова О. Г. (Ред.). 1978. Водоем-охладитель Ладыйинской ГРЭС. Киев: Наук. думка, 132 с.

Кимстач В.А. 1993. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского Экономического Сообщества. С. Пб.: Гидрометеиздат, 47 с.

Климюк В.М. 2015. Фітопланктон Слов'янських солоних озер. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ, 20 с.

Климюк В.М., Барінова С.С., Лялюк Н.М. 2014. Біоіндикаційний аналіз солоних озер РЛП "Слов'янський курорт" за фітопланктоном. Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія, 2(33): 70–80.

Климюк В.Н., Лялюк Н.М. 2014. Температурная приуроченность водорослей планктона озер РЛП "Славянский курорт". Известия Самарского научного центра РАН, 16(1): 214–217.

Климюк В.Н. 2012. Размерные характеристики фитопланктона Славянских соленых озер. Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону, 1(12): 88–96.

Клоченко П.Д. 1995. Фитопланктон некоторых прудов Киевской обл. (Украина). Альгология, 5(4): 349–356.

Клоченко П.Д., Горбунова З.Н., Харченко Г.В., Царенко П.М., Якубенко Б.С. 2006. Особливості екологічного стану Горіховатських ставків (Голосієво, м. Київ). Наук. вісн. Нац. аграрн. ун-ту, 95(1): 54–65.

Клоченко П.Д., Митківська Т.І. 1993. Фітопланктон приток верхнього Дніпра. Укр. ботан. журн., 50(2): 69–79.

Клоченко П.Д., Митківська Т.І. 1994. Фітопланктон р. Південний Буг на ділянці між містами Первомайськом та Миколаєвом (Україна). Український ботанічний журнал, 51(1): 116–124.

Клоченко П.Д., Митковская Т.И., Сакевич А.И. Фитопланктон малых рек Николаевской обл. (Украина). Альгология, 3(4): 57–63.

Клоченко П.Д., Царенко П.М. 2007. Фітопланктон як показник екологічного стану Китаївських ставків (м. Київ). Наук. вісн. Нац. аграрн. ун-ту, 107: 66–72.

Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф. 2017. Характеристика екологічного стану водойм мегаполісу. Охорона, збереження та відтворення біорізноманіття в умовах мегаполісу: Матеріали міжнарод. наук-юпракт. конф., присвяченій 10-річчю створення Національного природного парку "Голосіївський". Київ, 7-8 вересня 2017. Харків: Видавництво "Діса Плюс": 40–45.

Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В. 2013. Структурная организация фитопланктона и фитоэпифитона озер г. Киева. Гидробиол. журн., 49(2): 50–66.

Коваленко О.В. 1997. Новые данные о Суанорphyта озер Шацкого природного национального парка (Украинское Полесье). Альгология, 3(3): 289–296.

Коваленко О.В. 2009а. Синьозелені водорості. Пор. Хроококальні (Chroococcales). Флора водоростей України. Т. I. Вип. 1. К.: Арістей, 388 с.

Коваленко О.В. 2009б. Синьозелені водорості. Пор. Хроококальні. 2-е вид. Флора водоростей України. К.: Ін-т бот. ім. М.Г. Холодного НАН України, I (Вип. 1), 397 с.

Ковтун О.А. 2012. Фитобентос Тилигульского лимана (Черное море, Украина). Эколого-биологическая, морфологическая и таксономическая характеристика. Saarbrücken: LAP Lambert Acad. Publ., 354 с.

Ковтун О.О. 2009. Еколого-біологічна, морфологічна і таксономічна характеристика фітобентосу Тилигульського лиману: автореферат дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук, спец. 03.00.16 (екологія). ОНУ ім. І.І. Мечникова, Одеса, 26 с.

Колосова Л.Н. (Ред.) 1981. Географический атлас для учителей средней школы. Четвёртое издание. М.: Главное управление геодезии и картографии при совете министров СССР, 238 с.

Комісова Т.Є., Лесняк Л.І., Самчук О.В. 2012. Водорості як індикатори забруднення водойм урбокосистем (на прикладі м. Луганська). Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Сер. Екологія, 1004(7): 100–108.

Кондратьева Н.В. 1962. Современное состояние вопроса о распределении синезеленых водорослей в водоемах Украинской ССР. Синезеленые водоросли и их роль во внутренних водоемах СССР. Киев, 37 с.

Кондратьева Н.В. 1968. Клас Гормогонієві – *Hormogoniophyceae*. АН УРСР. Ін-т ботаніки. Визначник прісноводних водоростей УРСР. К.: Наук. думка, 1 (2), 523 с.

Кондратьева Н.В. 1972. Морфология и систематика гормогониевых водорослей, вызывающих "цветение" воды в Днепре и днепровских водохранилищах. К.: Наук. думка, 151 с.

Кондратьева Н.В. 1989. Морфология популяций прокариотических водорослей. Киев: Наук. думка, 176 с.

Кондратьева Н.В. 1995. Прокариотические водоросли (*Procarvophycobionta*). Флора водорослей континентальных водоемов Украины, 1(1) Общая характеристика. Строение, размножение и циклы развития. Киев, 236 с.

Кондратьева Н.В. 2001. К вопросу об оценке репрезентативности видов водорослей внутренних вод Украины. Альгология, 11(3): 271–286.

Кондратьева Н.В. 1954. Новый вид з роду *Gloeotrichia* J. Ag. – *G. spiroides* Kondrat. sp. nova. Ботан. журн. АН УРСР, 11(1): 106–107.

Кондратьева Н.В. 1956. Синьозелені водорості деяких боліт Полісся. Укр. ботан. журн., 13(2): 89–98.

Кондратьева Н.В. 1959. До вивчення синьозелених водоростей ставків Волинського Полісся. Укр. ботан. журн., 16(2): 95–99.

Кондратьева Н.В. 1965. О продукции фитопланктона в Средиземном море. Основные черты геологического строения гидрогеологического режима и биологии Средиземного моря. М.: 160–164.

Коненко Г.Д., Підгайко М.Л., Радзимовський Д.О. 1961. Ставки Полісся України (гідрохімічний та гідробіологічний нарис). К: Вид-во АН УРСР, 140 с.

Коненко Г.Д., Підгайко М.Л., Радзимовський Д.О. 1965. Ставки лісостепових та гірських регіонів України (Гідрохімічний та гідробіологічний нарис). К: Наук. думка, 260 с.

Константинов А.С. 1981. Оценка и индикация состояния водных экосистем в условиях антропогенного воздействия. Науч. основы контроля качества вод по гидробиол. показателям: Тр. Всесоюз. конф., Москва, 1–3 нояб. 1978. А.: 75–89.

Константинов А.С. 1986. Общая гидробиология. М.: Высш. школа, 472 с.

Коршиков А.А. 1913. *Spermatozopsis exsultans*, nov. gen. et sp. из группы *Volvocales*. Труды Общ. Испыт. Прир. при Харьков. Ун-те. Харьков, 44: 137–146.

Коршиков А.А. 1916. Материалы к флоре водорослей России. *Apiocystis globosa* n. sp. и *Gloeodendron ramosa* nov. gen. et sp. Труды Общ. Испыт. Прир. Харьк. Ун. Харьков, 49: 1–14.

Коршиков А.А. 1923. *Protochlorinae*, новая группа зеленых *Flagellata*. Архив русс. протистол. об-ва, 2: 148–169.

Коршиков А.А. 1924. О двух видах нового рода *Chlamydobotris* из сем. *Spondylomogaceae*. Руск. архив протистологии 3(1–2): 45–56.

Коршиков А.А. 1925. Материалы к морфологии и систематике группы Volvocales. Москва, Там же. (3–4): 153–197.

Коршиков А.А. 1926. О некоторых интересных организмах из группы Volvocales. Дневник Всесоюзн. Съезда Ботан. в Москве в янв. 1926 г. Москва: 96–97.

Коршиков А.А. 1929. Studies on the Chryomonads. I, Труды общ. Испыт. Испыт. Прир. при Харьков. Ун-те. Харьков, 47 (2–3): 253–299.

Коршиков А.А. 1939. *Volvox polychlamys* sp. n. Бюлл. Московск. общ. испыт. природы, 48(1): 5–10.

Коршиков А.А. 1940. *Hyalobrachion quadrilobum* – новый вид из группы Volvocales. Ботан. журн. АН УРСР. – 1(3–4): 297–300.

Коршиков О.А. 1938. Volvocinae. Визначник прісноводних водоростей УРСР. 4. К.: Вид-во АН УРСР, 184 с.

Коршиков, О.А. 1953. Підклас протококові (Protococcineae). Вакуольні (Vacuolales) та протококові (Protococcales). Визначник прісноводних водоростей Української РСР, 5. Київ, Вид-во АН УРСР, 439 с.

Косинская Е.К. 1960. Десмидиевые водоросли. Флора споровых растений СССР. 5 (1). М. Л.: АН СССР, 706 с.

Костиков І.Ю. 2001. Грунтові водорості України. Автореф. дисс. ... докт. біол. наук. Київ, 36 с.

Костиков І.Ю., Романенко П.О., Демченко Е.М., Дарієнко Т.М., Михайлюк Т.І. та ін. 2001. Водорості ґрунтів України (історія та методи дослідження, система, конспект флори). Київ: Фітосоціоцентр, 300 с.

Костиков И.Ю. 1989. Почвенные водоросли Правобережной Лестостепи УССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 22 с.

Костиков И.Ю. 1991а. К вопросу о зональных особенностях состава почвенных водорослей. Альгология, 1(4): 15–22.

Костиков И.Ю. 1991б. Место почвенных водорослей в фитоценозах. Альгология, 1(2): 38–45.

Костиков И.Ю. 1991в. *Chloromonas antrorum* (Volvocales, Chlorophyta) – новый вид из пещер Горного Крыма. Ботан. журн., 76(7): 990–992.

Костиков И.Ю., Демченко Э.М. 1991. *Aulacomonas hyalina* Skuja (Chlorophycophyta) – новый вид для флоры СССР. Проблемы общей и молекулярной биологии, 9: 22–26.

Костиков И.Ю., Леванец А.А. 1996. Новый вид рода *Gloeobotrys* Pasch. (Xanthophyta, Gloeobotrydaceae) из почв заповедника "Каменные могилы" (Украина). Альгология, 6(1): 76–81.

Костиков И.Ю., Солоненко А.Н. 1991. О новой разновидности *Chlorogonium euchlorum* Ehr. из почв Украины. Биол. науки, 33(9): 153–159.

Костиков І.Ю. 1987. Новий вид роду *Hyalogonium* Pasch. (Volvocales, Chlorophycophyta). Укр. ботан. журн., 44(4): 63–65.

Костикова Л.Е. 1969. Фитопланктон придунайских лиманов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 19 с.

Костикова Л.Е. 1979. Некоторые черты перифитона высших водных растений. Мелководья Кременчугского водохранилища. Киев: Наук, думка, с. 104–121.

Костіков І.Ю. 1991. Новий вид роду *Spongiochloris* Starr (Chlorophyta, Chlorococcaseae). Укр. ботан. журн., 48(4): 80–86.

Кострицкий М.Е. 1968. Горный Крым. Общий обзор. Физико-географическое районирование Украинской ССР. Киев: Изд-во Киев. ун-та, с. 637–641.

Красилов В.А. 1988. Вавиловский вид как система. Эволюционные исследования. Вавиловские темы. Владивосток, ДВО АН СССР: 6-16.

Красилов В.А., Барина С.С. 2017. Системный подход к определению биологического вида, как ключевая проблема современной биологии. Proceedings of the VI International scientific-practical conference "Problem of modern biology", sanctified to the 130-years from the birth-day of N.I. Vavilov, 22-25 May 2017, Lugansk Agrarian University, I.D. Sokolov (Ed.). Lugansk, LNAU: 64-72.

Красноперова И.А. 1994. Связь самоочищения природных вод с активностью микробиального ценоза. Казанск. мед. журн., 75(1): 49-52.

Крахмальний А.Ф. 1990. Фитопланктон Припяти и ее приокров в условиях крупномасштабной мелиорации региона. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев: Ин-т ботаники АН УССР, 24 с.

Крахмальний А.Ф. 1994. Dinophyta Черного моря (краткая история изучения и видовое разнообразие). Альгология, 4(3): 99-107.

Крахмальний А.Ф. 1996. Состояние изученности и видовой состав динофитовых водорослей континентальных водоемов Украины. Киев, 28 с. Рукопись деп. ВИНТИ 21.01.1997, N 158-B 97.

Крахмальний А.Ф., Панина З.А. 2000. Dinophyta. Разнообразие водорослей Украины. Альгология, 10(4): 68-83.

Кривенда А.А. 2007. Конспект флоры діатомових водоростей озер Шацького національного природного парку. Чорномор. ботан. журн., 3(1): 100-121.

Кривенда А.А. 2008. Діатомові водорості озер Шацького національного природного парку. Автореф. ... канд. біологічних наук, спец.: 03.00.05 – ботаніка. К.: Київський нац. ун-т ім. Т. Шевченка, 19 с.

Кривенда А.А. 2012. Новые для альгофлоры Украины виды Bacillariophyta из водоемов Шацкого национального природного парка (Украина). Альгология, 22(4): 419-430.

Кузнецова О.В. 2005. Промышленная деятельность и экологические проблемы в Дальнегорском регионе. Труды Дальневосточного государственного политехнического университета, 131 с.

Кузько О.А. 1984. Эпифитные группировки водорослей в необлицованных каналах (на примере Северо-Крымского канала): Автореф. дисс...канд. биол. наук. Киев, 25 с.

Кузьмин Г.В. 1985. Видовой состав фитопланктона водоемов зоны затопления Колымской ГЭС. Препринт. Магаден, Институт Биологических проблем Севера, ДВНЦ АН СССР, 41 с.

Кузьмин Г.В. 1987. Биомасса и структура планктонных фитоценозов пойменных водоемах зоны затопления Колымской ГЭС. Экология, распространение и жизненные формы растений Магаданской области. Владивосток: ДВО АН СССР, с. 83-98.

Куликовский М.С., Кузнецова И.В. 2014. Биогеография пресноводных Bacillariophyta. Основные концепции и подходы. Альгология, 24(2): 125-146.

Куруленко С.С., Третьяков С.В. (Ред.) 2008. Донбас заповідний. Науково-інформаційний довідник-атлас. Видання друге, перероблене та доповнене. Донецьк, Донецька філія державної установи "Державний екологічний інститут Мінприроди України", 168 с.

Кываск О.В. 1965. Десмидиевые водоросли Эстонской ССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тарту, 35 с.

Лавренко Е.М. 1936. Характеристика ботанико-географических районов УССР. Флора УРСР. Т. 1. Киев: Изд-во АНУ, с. 11-33.

- Леванец А.А. 1998. Грунтові водорості Лівобережного Лісостепу України. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Київ: Ін-т ботаніки, 21 с.
- Ленова Л.И., Ступина В.В. 1990. Водоросли в доочистке сточных вод. К.: Наук. думка, 184 с.
- Лилицкая Г.Г. 2012. Desmidiaceae Round (Streptophyta) некоторых водоемов Киева (Украина). *Альгология*, 22(2): 175–189.
- Липницкая Г.П. 1974. Про альгофлору породи териконів вугільних шахт Донбасу. *Інтродукція та експериментальна екологія рослин*, 3: 63–64.
- Липський В.И. 1891. Desmidiaceae из торфяного болота подь Киевомъ. *Вѣстн. Естеств.*, 2: 76–77.
- Литвинова М.А. 1963. Сезонна періодичність фітопланктону Каховського водоймища біля м. Берислава. *Укр. ботан. журн.*, 20(2): 61–66.
- Лобода Н.С. 2005. Розрахунок та узагальнення характеристик річного стоку річок України в умовах антропогенного впливу. *Одеса: Екологія*, 208 с.
- Лукиянченко А. 2008. Доклад о состоянии окружающей природной среды города Донецка в 2006–2007 годах. *Донецк*, 112 с.
- Лялюк Н.М. 2012. Флуорометрические методы в альгоиндикации загрязнений водоемов Донбасса (Украина). *Тез. Докл. 1У междунар. конф. "Актуальные проблемы современной альгологии"*. *Альгология, Suppl. Киев*, 179 с.
- Лялюк Н.М., Климык В.Н. 2011. Фитопланктон славянских соленых озер (Украина). *Альгология*, 21(3): 321–328.
- Ляшенко А.В., Зорина-Сахарова Е.Е., Маковский В.В., Санжак Ю.О., Процепова В.Н. 2010. Структурно-функциональная характеристика макрозообентоса и рыбопродуктивность Сасыкского водохранилища. *Рибогосподарська наука України*, 2: 60–66.
- Макрушин А.В. 1974. Возможности и роль биологического анализа в оценке степени загрязнения водоемов. *Гидробиол. журн.*, 10(2): 98–104.
- Малашенков Д.В. 2009. Пространственно-временная изменчивость фитопланктона в реке Москве: автореф. дис. на соиск. научн. степени канд. биол. наук: спец. 03.00.18. Москва, 23 с.
- Мальцева И.А., Баранова О.А. 2014. Водоросли техногенных экотопов железорудного производства. *Альгология*, 24(3): 350–353.
- Мальцева И.А. 2009. Грунтові водорості лісів степової зони України. *Мелітополь: Люкс*, 312 с.
- Мальшев Л.И. 1999. Основы флористического районирования. *Ботан. журн.*, 84(1): 3–14.
- Мальшев Л.И. 2002. Моделирование флористического деления Европы с помощью кластерного анализа. *Ботан. журн.*, 87(7): 16–23.
- Маринич О.М. 2004. Україна. Фізико-географічне районування. *Загальногеографічний атлас України*. К.: Новий друк, с. 14–15.
- Маслов І.І. 2004. Морський фітобентос Кримського узбережжя. Автореф. дис. ... докт. біол. наук. Ялта: НБС-ННЦ УААН, 31 с.
- Масюк Н.П. 1957. Протококові водорості оз. Тур Волинської обл. *Укр. ботан. журн.*, 14(2): 72–86.
- Масюк Н.П. 1958. Протококові водорості озер Західно-Українського Полісся. Київ: Вид-во АН УРСР, 45 с.
- Масюк Н.П. 1959а. Протококковые водоросли Западноукраинского Полесья. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев: Ин-т ботаники АН УССР, 18 с.

Масюк Н.П. 1959б. Флора протококових деяких ставків Західноукраїнського Полісся. Укр. ботан. журн. 16(1): 87–100.

Масюк Н.П. 1961. Дві нові харацієві водорості. Укр. ботан. журн., 18(3): 78–80.

Масюк Н.П. 1962. Нові та цікаві види роду *Scenedesmus* Meusen. з водойм Волинського Полісся. Укр. ботан. журн., 19(5): 73–83.

Масюк Н.П. 1973 а. Морфология, систематика, экология, географическое распространение рода *Dunaliella* Teod. и перспективы его практического использования. К.: Наук. думка. АН УССР. Ин-т ботаники им. Н.Г. Холодного, 244 с.

Масюк Н.П. 1973 б. Нові таксони з роду *Dunaliella* Teod. Ч. 1. Укр. ботан. журн., 30(2): 175–183.

Масюк Н.П. 1973 в. Нові таксони з роду *Dunaliella* Teod. Ч. 2. Укр. ботан. журн., 30(3), 345–354.

Масюк Н.П. 2010. Флора водоростей України. Зелені водорості. Фітомонади (Phycomonadina). Загальна характеристика. Будова, розмноження, онтогенез і цикли розвитку. К.: Академперіодика, 11(1/1), 314 с.

Масюк Н.П., Гук Л.С. 1983. Новый рід і вид жовтозелених водоростей (*Pedinomonadopsis minor* gen. et sp. nov.). Укр. ботан. журн., 40(4): 82–84.

Масюк Н.П., Лилицкая Г.Г. 1996а. Новые для флоры Карпатского биосферного заповедника (Украина) виды Chlorophyta и Xanthophyta). Альгология, 6(4): 447–455.

Масюк Н.П., Лилицкая Г.Г. 1997а. Новый вид *Polytoma* Ehr. (Chlorophyta). Альгология, 7(1): 72–77.

Масюк Н.П., Лилицкая Г.Г. 1997б. Новый вид рода *Myochloris* Belcher et Swale (Prasinophyceae). Альгология, 7(2): 189–193.

Матвиенко А.М. 1950. Водоросли Моховатого болота из окрестностей Харькова. Тр. НИИ биологии Харьков. ун-та, 13: 159–195.

Матвиенко А.М. 1951. О новом виде почвенной водоросли *Bumilleriopsis terricola* Matv. Бот. матер. Отд. спор. раст. Бот. ин-та АН СССР, 7: 18–24.

Матвиенко А.М. 1956. Фитобентос некоторых рыболовных прудов Харьковской обл. Тр. НИИ биологии и биол. фак-та Харьков. ун-та, 23: 135–146.

Матвиенко А.М., 1963. Альгофлора р. Оскол. Наук. зап. ХГУ. Ботан. работы, 37: 45–64.

Матвиенко А.М., Догадина Т.В., Ильченко Н.И., Мещерякова Р.И., Саввина О.В., Веретенникова В.Ф. 1980. Гидрофлора городских прудов как показатель их санитарно-биологического состояния. Гидроб. журн., 16(4): 57–61.

Матвієнко О.М. 1938а. Матеріали до вивчення водоростей УРСР. 2. Нові водорості з околиць Харкова. Журн. Інст. бот. АН УРСР, 18–19(26–27): 157–161.

Матвієнко О.М. 1938б. Матеріали до вивчення водоростей УРСР. 3. *Eutreptia pyrenoidifera* sp. n. Журн. Інст. бот. АН УРСР, 17(25): 191–194.

Матвієнко О.М. 1941. Водорості боліт Харківської обл. Праці. НДІ ботаніки Харк. ун-ту, 4: 19–38.

Матвієнко О.М. 1965. Золотисті водорості – Chrysophyta. Визначник прісноводних водоростей УССР. Київ: Наук. думка, АН УССР. Ін-т ботаніки, 3(1), 367 с.

Матвієнко О.М., Жупаненко Р.П., Догадіна Т.В., Ільченко Н.І. 1979. Альгофлора як показник санітарно-біологічного стану р. Сіверський Донець і її основних приток. Укр. ботан. журн., 36 (3): 205–208.

Медведева Л.А., Барінова С.С., Кухаренко Л.А. 1986а. Водоросли басейна реки Рудной (Приморский край). Флора и систематика споровых растений Дальнего Востока. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, с. 36–48.

Медведева Л.А., Барина С.С., Кухаренко Л.А. 1986б. Санитарно-биологическая характеристика бассейна реки Рудная. Донные организмы пресных вод Дальнего Востока. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, с. 108–115.

Мильчакова Н.А. 2003. Макрофитобентос. Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор). Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика: 152–191.

Мингазова Н.М., Закиров А.Г., Деревенская О.Ю., Фролова Л.Л. 1994. Банк данных по методам оздоровления озерных экосистем. Вода: экология и технология: Материалы междунар. конгресса, Москва, 6–9 сентября 1994. М., с. 1132–1135.

Митрахович П.А., Самойленко В.М., Карташевич З.К. и др. 2008. Экосистема водоема-охладителя Лукомльской ГРЭС. Минск: Право и экономика, 144 с.

Михеева Г.М. 1999. Альгофлора Беларуси. Таксономический каталог. Минск: БГУ, 396 с.

Михеева Т.М. 1998. Степень колониальности и размерно-весовые характеристики фитопланктонных сообществ водных экосистем Беларуси. Гидробиол. журн., 34(2): 9–19.

Міллер Г.П. 1964. Льодовикові озера Чорногори. Вісн. Львів. ун-ту. Сер. Геогр., 2: 44–52.

Мінічева Г.Г. 1998. Морфофункціональні основи формування морського фітобентосу. Автореф. дис. ... докт. біол. наук. Севастополь: ІБПМ, 32 с.

Морозов П.А. 1929. Список водоростей р. Самари. Вісн. Дніпропетров. гідробіол. ст., 1: 67–68.

Мошинский Ц. 1872. Матеріали для флори водорослей Київської и Подольської губерній. Записки Київск. обществ. Естеств., III: 33–46.

Мошкова Н.А. 1953. Донная прибрежная альгофлора верхней части Среднего Днепра и ее хозяйственное значение. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев: Ин-т ботаники АН УССР, 15 с.

Мошкова Н.О. 1952. Альгофлора дна заків верхньої частини середнього Дніпра. Ботан. журн. АН УРСР, 9(4): 71–82.

Мошкова Н.О., Балашов Л.С. 1983. Альгосинузии болотных фитоценозов. Растительность Полесского государственного заповедника: 123–133. Деп. в ВИНТИ, № 5398-83.

Мошкова Н.О., Водоп'ян Н.С. 1973. До флори обростань р. Болотниці у Поліському заповіднику. Укр. ботан. журн., 30(4): 472–478.

Мошкова Н.О., Водоп'ян Н.С. 1975. До флори обростань р. Перги у Поліському заповіднику. Укр. ботан. журн., 32(4): 415–424.

Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. 2007. Аналітична хімія поверхневих вод. К.: Наук. думка, 455 с.

Науменко Ю.В., Макеева Е.Г. 2011. Водоросли солоноватого озера Лиственки (участок "Подзаплоты", заповедник "Хакасский". Растительный мир Азиатской России, 2(8): 28–33.

Научная библиотека диссертаций и авторефератов. 2008. <http://www.dissercat.com/content/rekonstruktsiya-prirodnykh-uslovii-vnutrennei-azii-v-pozdnelednikove-i-golotsene-po-material#ixzz4zixV0fJ>.

Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. 1978. Труды Всесоюз. конф., Москва, 1–3 ноября 1981. Л., 207 с.

Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Косменко Л.С., Решетняк О.С. 2011. Устьевая область р. Колымы в современных условиях антропогенного воздействия. Метерология и гидрология, 8: 74–88.

Никифоров В.В. 1993. Золотисті водорості Гірського Криму та Українських Карпат: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 23 с.

Новаковский А.Б. 2004. Возможности и принципы работы программного модуля "GRAPHS". Автоматизация научных исследований. Сыктывкар: Коми научный центр УрО РАН, 27, 28 с.

Обух П.А. 1978. Хлорококковые водоросли Молдавии. Состав, таксономия, распространение и влияние на них некоторых антропогенных факторов. Кишинев: Штиинца, 98 с.

Одум Ю. 1986. Экология: в 2-х т. М.: Мир, 2, 376 с.

Оксиюк О.П. 1957. Флора диатомовых водорослей озер Волынской области и ее история. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев: КГУ, 14 с.

Оксиюк О.П. 1973. Водоросли каналов мира. К.: Наук думка, 207 с.

Оксиюк О.П., Давыдов О.А. 2006. Оценка экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу. Киев: Ин-т гидробиологии НАНУ, 32 с.

Оксиюк О.П., Давыдов О.А. 2011. Санитарно-гидробиологическая характеристика водных экосистем по микрофитобентосу. Гидробиол. журн., 47(4): 66–79.

Оксиюк О.П., Давыдов О.А., Карпезо И.Ю. 2010. Микрофитобентос как индикатор состояния водных экосистем. Гидробиол. журн., 46(5): 75–89.

Оксиюк О.П., Давыдов О.А., Карпезо Ю.И. 2008. Эколого-морфологическая структура микрофитобентоса. Гидробиол. журн., 44(6): 15–27.

Оксиюк О.П., Жданова Г.А., Гусынская С.Л., Головки Т.В. 1994. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон. Гидробиол. журн., 30(3): 26–31.

Оксиюк О.П., Жукинський В.Н., Брагинський Л.П. и др. 1993. Комплексная экологическая классификация поверхностных вод суши. Гидробиол. журн., 29(4): 62–76.

Оксиюк О.П., Зимбалева Л.Н., Протасов А.А. и др. 1994б. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям: бентос, перифитон и зоофитос. Гидробиол. журн., 30(4): 31–35.

Оксиюк О.П. 1985. Вивчення в установах АН УРСР водоростей як компонентів прісноводних екосистем. Укр. ботан. журн. 42(6): 64–71.

Олейник Г.Н., Белоконь В.Н., Кабакова Т.Н. 1996. Бактериобентос и содержание тяжелых металлов в донных отложениях Сасыкского водохранилища. Гидробиол. журн., 32(1): 20–31.

Олейник Г.Н., Юришинец В.И., Старосила Е.В. 2010. Бактериопланктон и бактериобентос как биологические индикаторы состояния водных экосистем. Гидробиол. журн., 46(6): 38–51.

Павловский Е.Н., Лепнева С.Г. 1948. Очерки из жизни пресноводных животных. Л.: Советская наука, 459 с.

Паламар Г.М. 1954. Альгофлора різних типів боліт Західного Полісся. Ботан. журн. АН УРСР, 11(4): 51–57.

Паламар Г.М. 1956а. Поширення діатомових і десмідієвих водоростей в болотах різного типу. Укр. ботан. журн., 13(4): 47–53.

Паламар Г.М. 1956б. Деякі дані про розміщення діатомових і десмідієвих водоростей в болотах різних типів. Наук. зап. Херсон. пед. ін-ту, 7: 83–90.

Паламар Г.М. 1957. До питання про водорості деяких водойм України. Наук. зап. Херсонськ. держ. пед. ін-ту, 8: 369–387.

Паламар-Мордвинцева Г.М. 1965. Десмідієві водорості заплавної водойми Стеблівська (понижзя Дніпра). Укр. ботан. журн., 22(1): 83–87.

Паламар-Мордвинцева Г.М. 1976. Нові роди Desmidiaceae. Укр. ботан. журн., 33(4): 396–398.

Паламар-Мордвинцева Г.М. 1978. Розподіл Desmidiaceae в болотах Українських Карпат. Укр. ботан. журн., 35(2): 135–141.

Паламар-Мордвинцева Г.М. 1984. Нові для флори водоростей УРСР представники роду *Cosmarium* Corda (Desmidiaceae). К.: Наук. думка, 41(4): 41–46.

Паламар-Мордвинцева Г.М. 1986. Коньюгати – Conjugatophyceae. Ч. 2. Десмідієві – Desmidiaceae. Визн. прісновод. водор. Української РСР. К.: Наук. думка, VIII(2), 320 с.

Паламар-Мордвинцева Г.М. 2005. Десмідієві водорості. Флора водоростей континентальних водойм України. К.: Наук. Думка, 1(2), 573 с.

Паламар-Мордвинцева Г.М., Борисова О.В., Царенко П.М. 2005. Підсумки та сучасні завдання вивчення Charales України. Укр. ботан. журн., 62(4): 538–547.

Паламар-Мордвинцева Г.М., Петльований О.А. 2009. Стрептофітові водорості. Родина мезотенієві. Флора водоростей України. К.: Велес, 12(1). 158 с.

Паламар-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2012а. Теоретичні основи та рекомендації до написання "Флори водоростей України". К., 140 с.

Паламарь Г.М. 1953. Водоросли болот Полесья, их экология и значение для типологии болот. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев: КГУ, 10 с.

Паламарь Г.М. 1960. К флоре мезотениевых, гонатозиговых и десмидиевых водорослей болот Украинского западного Полесья. Ботан. материалы Отд. споровых растений Ботан. ин-та АН СССР, 13(1): 71–87.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. 1978–1980. Анализ флоры Desmidiaceae Украинских Карпат. Укр. ботан. журн., 35(1): 29–38.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. 1979. Новые виды десмидиевых (Desmidiaceae). Новости систематики высш. и низш. раст. Сб. науч. тр. Киев: Наук. думка: 226–232.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. 1982. Десмидиевые водоросли Украинской ССР (морфология, систематика, филогения, пути эволюции, флора и географическое распространение). Киев: Наук. думка, 239 с.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. 1989. Вопросы географии водорослей. Водоросли: Справочник. Вассер С.П. (Общ. Ред.). Киев: Наук. думка, с. 130–136.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. 1997. Новый таксон из рода *Micrasterias* Ag. (Desmidiaceae, Chlorophyta). Альгология, 7(1): 67–69.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. 1998. Charophyta Крымского полуострова (Украина). Альгология, 8(1): 14–22.

Паламарь-Мордвинцева Г.М. 2003. Десмидиевые водоросли. Флора водорослей континентальных водоемов Украины. Киев: Академперіодика, 1(1), 354 с.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Крахмальний А.Ф., Петлеваний О.А., Панина З.А. 2000. Desmidiaceae. Разнообразие водорослей Украины. Киев, с. 230–266.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Крахмальний А.Ф., Шиндановина И.П. 1998. Род *Micrasterias* Ag. (Desmidiaceae, Chlorophyta) во флоре Украины (видовой состав, разнообразие, распространение). Альгология, 8(2): 205–215.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Ступина В.В. 1972. Использование водорослей в биологической очистке сточных вод предприятий искусственных волокон. Теория и практика биологического самоочищения загрязненных вод. М.: Наука: 50–52.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 1999. Теоретические предпосылки альгофлористического районирования Украины. Альгология, 9(2): 107–109.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2005. К вопросу об альгофлористическом районировании Украины. Актуальные проблемы современной альгологии: Мат. III Междунар. конф. 20–23 апр. 2005. Харьков: ХНУ: 116–117.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2010. Биогеография водорослей Украины, ее особенности, проблемы и перспективы. Альгология, 20(3): 235–280.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2012б. Основы альгофлористического районирования континентальных водоемов Украины (на примере десмидиальных и коккоидных зеленых водорослей): Тез. докл. IV Междунар. конф. 23–25 мая 2012. Альгология. Спец. вып.: 231–233.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2014. Принципы альгофлористического районирования пресных вод Украины. Альгология, 24(3): 237–243.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Царенко П.М. 2015. Альгофлористическое районирование Украины. Альгология, 25(4): 355–395.

Паламарь-Мордвинцева Г.М., Шиндановина И.П., Белоус Е.П. 2008. Видовое разнообразие *Desmidiaceae* Шацкого национального природного парка (Украинское Полесье). Альгология, 19(1): 83–90.

Парахонська Н.О., Мошкова Н.О. 1975. Рослинний покрив болота Волисок у Польському заповіднику та деякі його альгосинузії. Укр. ботан. журн., 32(6): 741–746.

Пашкова О.В. 2012. Зоопланктон как индикатор органического и токсического загрязнения и экологического состояния гидроекосистем (обзор). Гидробиол. журн., 48(6): 75–89.

Перестенко Л.П. 1972. Эколого-географический обзор флоры водорослей залива Посьета (Японское море): Автореф. дис. канд. биол. наук. Ленинград, 28 с.

Перестенко Л.П. 1974. Фитогеографические границы в северной части Тихого океана: Тез. докл. всесоюз. совещ. по морской альгологии – макрофитобентосу. Москва: 99–102.

Перестенко Л.П. 1982. О принципах зонального биогеографического районирования шельфа Мирового океана и о системах зон. Морская биогеография. М.: Наука: 99–113.

Петлеванный О.А. 2006. Характерные особенности Chlorophyta водоемов Донецко-Приазовской степи (Украина). Альгология, 16(1): 105–129.

Пидгайко М.А., Гринь В.Г. 1970. Итоги изучения гидробиологического режима пресных водоемов-охладителей ТЭС Украины. Гидробиол. журн., 6(2): 36–44.

Питьева К.Е., Разумовский Л.В., Фокина Л.М. 1996. Комплексное исследование микрофлоры и химических компонентов речной системы на территории Астраханского газоконденсатного месторождения в целях совершенствования эколого-гидрогеологических работ. М.: ИРЦ Газпром, 71 с.

Пицък Г.К. 1967. Новый вид рода *Gymnodinium* Stein из южных морей. Новости системат. низш. раст.: 68–71.

Плутенко И. 1871. Матеріали для флоры водорослей Полтавской губ. Зап. Кіевск. о-ва Е-лей, II(1): 97–109.

Погребняк И.И. 1952а. Фитобентос и кормовые ресурсы Шаболатского лимана. Мат. по гидробиологии и рыболовству лиманов северо-западного Причерноморья. Кормовые ресурсы лиманов Измаильской обл. Одесса: 55–68.

Погребняк И.И. 1952б. Фитобентос и кормовые ресурсы Тузловской группы лиманов Измаильской обл. Мат. гидробиол. и рыболовству лиманов сев.-зап. Причерноморья. Одесса: 69–84.

Погребняк И.И. 1953. Донная растительность днестровского лимана и низовьев Днестра. Мат. по гидробиол. и рыболовству сев.-зап. Причерноморья. Киев, 2: 63-74.

Погребняк И.И. 1962. Водорості зимово-весняного сезону літоралі Одеського узбережжя Чорного моря за даними кількісного обліку 1962 р. Праці Одес. держ. ун-ту. (Зб. студ. наук. робіт), 152(8): 75-78.

Погребняк И.И. 1965. Донная растительность лиманов Северо-Западного Причерноморья и сопредельных акваторий Черного моря: Автор. ... дис. докт. биол. наук. Одесса, 31 с.

Погребняк И.И. 1949. Фітобентос Куяльницького лиману. Праці Одес. держ. ун-ту. Зб. біол. фак-ту, 4(57): 123-133.

Поддубный А.Г. 1971. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л.: Наука, 307 с.

Поддубный А.Г. 1990. Использование результатов экологического районирования водоема в практике народного хозяйства. Тр. Ин-та биологии внутр. вод, 62(65): 145-164.

Поддубный А.Г. 1993. Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов. С. Пб.: Гидрометеиздат, 333 с.

Поливанная М. Ф. (Ред.). 1991. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. Киев: Наук. думка, 192 с.

Попков А.И., Моренко Ю.И., Попковская Л.Г. 2005. Развитие процессов подтопления и карстования в пределах территории г. Славянск Донецкой области. Артёмовск: Фонды ГРГП "Донецкгеология", 86 с.

Попов В.П., Маринич А.И., Ланько А.И. (Ред.). 1968. Физико-географическое районирование Украины. Киев: Изд-во Киев. ун-та, 684 с.

Попова Т.Г. 1964. Опыт характеристики водорослевого населения Западной Сибири по широтным зонам. Водоросли и грибы Западной Сибири. Новосибирск: Ред.-изд. отд. СО АН СССР, 1: 21-24.

Приймаченко А.Д. 1981. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Киев: Наук. думка, 278 с.

Приходькова Л.П. 1992. Синезеленые водоросли почв степной зоны Украины. К.: Наук. думка, 218 с.

Проект ОБСЕ/ЕЭК ООН. 2005. Трансграничное сотрудничество и устойчивое управление бассейном реки Днестр. Трансграничное диагностическое исследование бассейна р. Днестр. UNECE-OSCE, 90 с.

Протасов А.А. (Ред.) 2011. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки. Киев, 234 с.

Протасов А.А., Барина С., Новоселова Т.Н. 2017. Характеристика современного состояния водоема-охладителя АЭС на основе биоиндикационных показателей фитопланктона. Гидробиол. журн., 53(2): 3-21.

Протасов А.А., Семенченко В.П., Силаева А.А. и др. 2011. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки Киев: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 234 с.

Протасов А.А., Силаева А.А. 2012. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС. К.: НАН Украины, Ин-т гидробиологии, 272 с.

Протасов А.А., Силаева А.А. 2014. Контуризация и ее особенности в техно-экосистемах. Биология внутренних вод, 7(2): 101-107.

Протасов А.А., Юришинец В.И. 2005. О вселении *Dreissena polymorpha* Pallas в водоем охладитель Хмельницкой АЭС. Вест. Зоологии, 39(5), 74 с.

Прошкина-Лавренко А. 1932. До питання про альгофлору степових річок, як елемент степового ландшафту. Вісн. Київськ. бот. саду, 14: 19–46.

Прошкина-Лавренко А.И. 1924. Матеріали к изучению микрофлоры солоноватых водоемов Купянского уезда Харьков. Губернии. Журн. рус. бот. об-ва, 9: 105–124.

Прошкина-Лавренко А.И. 1941. Новые виды рода *Characiochloris* Pasch. Бот. матер. Отд. спор. раст. Бот. ин-та АН СССР, 5 (4–6): 49–60.

Прошкина-Лавренко А.И. 1945. Новые роды и виды водорослей из соленых водоемов СССР. 1. Бот. матер. Отд. спор. раст. Бот. ин-та АН СССР, 5(10–12): 142–154.

Прошкина-Лавренко А.И. 1954. Экологический очерк водорослей водоемов левобережных террас долины реки Северский Донец. Споровые растения: Тр. Бот. ин-та им. В.Л. Комарова АН СССР. М.: Л.: Изд-во АН СССР, 2: 105–190.

Прошкина-Лавренко А.И. 1962. Новые диатомовые из Азовского моря и залива Сиваш. Бот. матер. отд. спор. раст. Бот. ин-та АН СССР, 15: 22–28.

Прошкина-Лавренко А.И. 1963а. Диатомовые водоросли бентоса Черного моря. М. –Л., 243 с.

Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли планктона Азовского моря. М.; Л.: Изд-во АН СССР Прошкина-Лавренко А.И., Ролл Я.В. 1927. Предварительные сведения о микрофлоре реки Казенного Торца у города Славянска. Наук. зап. по біології. ХГУ. Харків: Держ. вид-во України, с. 115–129.

Публічна кадастрова карта України. 2018. <http://map.land.gov.ua/kadastrova-karta>.

Радзимовский Д.А. 1953. О биологическом контроле киевского артезианского водопровода. Тр. Ин-та гидробиол. АН УССР, 29: 143–158.

Радзимовський Д.О. 1926. До вивчення осіннього планктону р. Прип'яті. Труды Фізично-Математ. Відділу. (Українська Акад. Наук). Збірник праць Дніпровськ. Біологіч. Станц., 2(4/1). Київ: 199–206.

Радзимовський Д.О. 1927. Перші відомості з мікрофлори долишньої Десни. 3(7). Збірник праць Дніпровськ. Біолог. Станц. Київ, 2: 255–265.

Радзимовський Д.О. 1928а. До мікрофлори водоймищ по околицях Київа. I. Планктон "Дідової макитри". Київ: 99–112.

Радзимовський Д.О. 1928б. Замітка про фітопланктон заростів р. Пів. Бог. 10(2). Київ. Збірник праць Дніпровської Біол. Станц., 3: 85–98.

Радзимовський Д.О. 1939. Матеріали до характеристики фітопланктону заплачних водойм р. Дніпра. Водойми Підбірне і № 1. Тр. гідробіол. ст-ції АН УРСР, 18: 91–146.

Радзимовський Д.О. 1961. Фітопланктон ставків Українського Полісся. В кн.: Коненко Г.Д., Підгайко М.Л., Радзимовський Д.О. Ставки Полісся України. К.: Наук. думка, с. 57–81.

Радзимовський Д.О., Поліщук В.В. 1970. Планктон р. Прип'яті. Київ: Наук. думка, 212 с.

Раєвська І.О. 1950. Нові та рідкісні водорості для флори УРСР, знайдені в околицях Рибного озера під Києвом. Наук. зап. Київ. ун-ту (Тр. біол.-грунтознав. фак., 6), 9(8): 161–189.

Рейнгардъ Л.В. 1869. Отчетъ объ экскурсіяхъ въ Бѣлгородъ и въ окрестности Змієва. Тр. о-ва Испыт. прир. И. Харьк. Унив., 1: 1–18.

Рейнгардъ Л.В. 1870. Отчетъ объ экскурсіи, совершенной въ восточной части Харьковской губернии, лѣтомъ 1870 г. Прот. зас. о-ва исп. прир. И. Харьковск Унив., 2: 18–21.

Рейнгардъ Л.В. 1872. Characiaceae средней и южной России. Прот. зас. о-ва исп. прир. И. Харьковск. Унив., 5: 117–43.

Рейнгардъ Л.В. 1885. Альгологическія изслѣдованія. I. Матеріали къ морфологій и систематики водорослей Чернаго моря. Зап. Новороссійск. о-ва естеств. Одесса, 11: 200–512.

Рейнгардъ Л.В. 1909. Фитопланктон Черного моря, Керченского пролива, Босфора и Мраморного моря. Харьков, 43: 295–323.

Рейнгардъ Л.В. 1916. Микрофлора Сухого Торца. Тр. об-ва испыт. природы при Харьков. ун-те, 49: 1–18.

Ришави Л. 1871. Матеріали для флоры водорослей Кіевской губ. Зап. Кіевск. О-ва естеств., 2(1): 73–92.

Ришави Л. 1873. Въ исторіи развитія *Porphyra leucosticta* Thur. Зап. Новор. О-ва естеств., 2(2): 151–68.

Ролл Я., Марковський Ю. 1936. Планктон р. Десни на ділянці від м. Н.-Сіверська до гирла за матеріалами експедиції АН УРСР, 1932-1933 рр. Тр. гідробіол. ст. АН УРСР, 13: 3–36.

Ролл Я.В. 1914. Материалы к флоре водорослей России. Род *Closterium* Nitzsch. Труды Общ. Испытат. Природы при Харьковском Универс. Харьков, 47(2): 171–242.

Ролл Я.В. 1924. Некоторые новые и редкие десмидиевые водоросли. Бот. матер. Ин-та споровых раст. Л., 2, 3(8): 121–128.

Ролл Я.В. 1925а. Материалы к флоре водорослей СССР. Род *Micrasterias* Ag. Русск. архив Протистологии. Москва, 4(3–4): 235–253.

Ролл Я.В. 1925б. Новые виды водорослей, найденные в окрестностях Сев.-Донецкой Биологической Станции. Русск. архив протистологии, 4(3–4): 137–152.

Ролл Я.В. 1926. Предварительные сведения о микрофлоре водоемов окрестностей Сев.-Донецкой Биологической станции. Русск. архив протистологии, 5(1–2): 1–44.

Ролл Я.В. 1927а. Альгологические заметки. Русск. архив протистологии, 6(1–4): 225–231.

Ролл Я.В. 1927б. Материалы к флоре водорослей СССР. Десмидиевые водоросли оз. Селигера и торфяных болот окрестностей Бородинской Биологической Станции. Наукові Записки по Біології. Харьков, 1: 55–67.

Ролл Я.В. 1927в. Материалы к флоре водорослей СССР. Роды *Pleurotaenium* Naeg., *Docidium* (Gréb.) Lund и *Triploceras* Bail. III. Наукові Записки Харківської Науково-Дослідч. Катед. Ботан. Харьков, I: 57–71.

Ролл Я.В. 1930. До вивчення фітопланктону середньої течії р. Дніпра. Труды Фізично-Математ. Відділу. Збірник праць Дніпровськ. Біологич. Станц. Київ. Українська Акад. Наук, 11(3): 269–296.

Ролл Я.В. 1936а. Фітопланктон Дніпра, Прип'яті і гирла Десни. Тр. НДІ рибного господ. України, 2: 43–91.

Ролл Я.В. 1936б. Матеріали до флоры водорослей СРСР. Журн. Ін-ту ботаніки, 10(18): 3–41.

Ролл Я.В. 1937. Фітопланктон р. П. Буга. Тр. гідробіол. ст. АН УРСР, 14: 109–149.

Ролл Я.В. 1938. Альгологічні нотатки. 3. Деякі нові та рідкі водорості. Збірник праць присвячений пам'яті акад. О.В.Фоміна. Київ: 136–145.

Ролл Я.В. 1940. Спроба районування Дніпра за складом його фітопланктону. Вісті АН УРСР, 10: 48–58.

Ролл Я.В. 1957. Розвиток гідробіологічної науки на Україні за 40 років Радянської влади. Розвиток науки в УРСР за 40 років. К.: Вид-во АН УРСР: 340–353.

Ролл Я.В. 1958. Фітопланктон пониззя Дніпра і його можливі зміни у зв'язку з спорудженням Каховської греблі. Тр. Ін-ту гідробіології АН УССР, 34: 61–110.

Ролл Я.В. 1961. Фітопланктон придунайських водоемов. Тр. Ін-та гідробіології. Київ: Изд-во АН УССР, 36: 222–229.

Ролл Я.В., Каштанова А.Е. 1953. Фітопланктон нижнього Дніпра на участку Никополь – устьє Дніпра, его притоков и кутов. Тр. Ін-та гідробіол. АН УССР, 31: 32–41.

Романенко В.Д. 2001. Основи гідроекології. Київ: Вид-во Обереги, 730 с.

Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. 1998. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: СИМВОЛ-Т, 28 с.

Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. 2001. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К., 48 с.

Романенко В.Д., Оксіюк О.А., Жукинський В.Н., Стольберг Ф.В., Лаврик В.И. 1990. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. Киев: Наук. думка, 256 с.

Романенко О.В., Арсан О.М., Кіпніс Л.С., Ситник Ю.М. 2015. Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій. К.: НВП "Вид-о Наукова думка" НАН України, 191 с.

Романенко П. А. 1999. Почвенные водоросли ольхового сланика Черногорского массива Карпатского биосферного заповедника (Укр. Карпаты). Альгология, 9(2): 123–124.

Романенко П.О., Костіков І.Ю., Демченко Е.М. 1993. Досвід з'ясування характеру міської ґрунтової альгофлори на основі порівняння з еталонними заповідними угрупованнями. Підсумки 70-річної діяльності Канівського заповідника та перспективи розвитку заповідної справи в Україні (Матеріали конференції, вересень 1993 р., м.Канів). Канів: 158–159.

Роухиййнен М.И. 1966. Два новых вида подвижных золотистых водорослей Черного моря. Новости системат. низш. раст.: 10–15.

Роухиййнен М.И. 1970а. Мелкие жгутиковые водоросли и их количественное развитие в южных морях. Вопр. рыбхоз. освоения и сан.-биол. режима водоемов Украины. К.: Наук. думка, 1: 54–56.

Роухиййнен М.И. 1970б. О нахождении *Glenodinium foliaceum* Stein в Черном море. Новости системат. низш. раст., 7: 23–26.

Роухиййнен М.И. 1971. Некоторые флагаеллаты Черного моря. Новости системат. низш. раст., 8: 3–9.

Роухиййнен М.И. 1975. Суточная динамика и продукция мелких жгутиковых водорослей в Севастопольской бухте. Самоочищение, биопродуктивность и охрана водоемов и водотоков Украины. К.: 51–52.

Рындовский Ю. 1872. Матеріали для флоры водорослей Черниговской губ. Зап. Київск. общ. Естеств., III: 18–33.

Рысин Л.П. 1995. Тип экосистемы как элементарная единица в оценке биоразнообразия на экосистемном уровне. Экология, 4: 259–262.

Рышковская Н.Р. 1980. Растительность искусственных водоёмов Донбасса. Донецк: Донецкий гос. ун-т, 14 с.

Рябинин Д.Б. 1888. Флора водорослей окрестностей Чугуева. Тр. об-ва испыт. природы при Харьков. ун-те, 22: 33–83.

Рябушко Л. И., Поспелова Н. В., Балычева Д. С., Барінова С. С., Бондаренко А. В. 2018. Микроводоросли планктона и бентоса – индикаторы качества морской среды.

Сборник статей всеросс. Научн. конф. с междуна. участием, посвящ. 125-летию проф. В.А. Водяницкого "Загрязнение морской среды: экологический мониторинг, биоиндикация, нормирование" (Севастополь, 28 мая – 1 июня 2018 г.). Севастополь: 222–227.

Рябушко Л.И. 2003. Потенциально опасные микроводоросли Чёрного и Азовского морей. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 288 с.

Рябушко Л.И. 2006. Микроводоросли бентоса Черного моря (Чек-лист, синонимика, комментарий). Севастополь: НПЦ. ЭКОСИ-Гидрофизика, 143 с.

Рябушко Л.И. 2013. Микрофитобентос Чёрного моря. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 416 с.

Рябушко Л.И., Бондаренко А.В. 2011. Микроводоросли планктона и бентоса Азовского моря (Чек-лист, синонимика, комментарий). Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 211 с.

Рябушко Л.И., Бондаренко А.В. 2017. Микрофитобентос Азовского моря. Биология моря. 43(4): 223–228.

Свиренко Д.О. 1918. Материалы к флоре водорослей России. К микрофлоре прудов Харьковской губ. 1. Водоросли прудов Харьковской городской канализации. Тр. об-ва испыт. природы, 49: 1–19.

Свиренко Д.О. 1922а. Микрофлора стоячих водоемов. Часть I. Микрофлора заселившихся прудов. Харьков-Екатеринослав; 201 с. Часть II. Процесс заселения стоячих водоемов. – там же, 1922 б, 49 с. Часть III. Вымирание планктона. там же, 1922 в, 59 с.

Свиренко Д.О. 1924. Альгологические наблюдения. I. Заметка о новых и редких формах рода *Scenedesmus* Meueu. II. О двух интересных *Mallomonas* в планктоне стоячих водоемов. Русский Архив Протистологии. Москва, 3(1–2): 175–182.

Свиренко Д.О. 1925. Материалы по фитопланктону низовий Днепра. Тр. Всеукр. гос. Черномор.-Азов. науч.-пром. опыт., 1: 203–232.

Свиренко Д.О. 1926. Исследование флоры водорослей р. Ингулец. Русск. Архив Протистологии, 7(1–2): 25–71.

Свиренко Д.О. 1927. Альгологічне дослідження цікавого купиння коло Дніпропетровська. Труды Фіз.-Мат. Відд. Українська Акад. Наук. III, 7. Збірник Праць Дніпровськ. Біол. Станц. Київ, 2: 429–468.

Свиренко Д.О. 1929. Альгологічний нарис р. Вороної. Вісник Дніпропетр. Гідробіол. Станц. Днепропетровск, I: 9–42.

Свиренко Д.О. 1931. Фитопланктон реки Самары и водоемов ее поймы. Тр. Гос. Ихтиолог. опытн. ст., VI (2), Херсон. Матер. Самарск. эксп. по обследов. поймы реки Самары, левобережн. притока реки Днепра, 2: 9–132.

Свирид А.А. 2000. Диатомовые водоросли озер Березинского биосферного заповедника: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.00.05 "Ботаника". Минск, 23 с.

Селезнева В.А. 1982. Фитопланктон рек Ю. Буг и Ташлык на участке с. Мигея – Новая Одесса. Гидробиол. исслед. водоем. юго-запад. части СССР. Киев: Наукова думка, с. 108–109.

Семенов А.Д. (Ред.). 1977. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши – Л.: Гидрометеоздат, 542 с.

Семенченко В.П. 2004. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Минск: Орех, 125 с.

Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. 2010. Экологическое качество поверхностных вод. Мн.: Бел. Навука, 329 с.

Середа Т.М. 2008. Фітопланктон Десни як показник стану річкової екосистеми: Автореф. дис. ... канд. біол. наук: спец. 03.00.17. Київ, 23 с.

Силаева А.А., Новоселова Т.Н., Протасов А.А. 2015. Оценка качества среды водоема-охладителя АЭС в условиях влияния техногенных и биотических факторов. Наук. зап. Терноп. пед. Ун-ту. Сер. Біологія, 3–4: 599–602.

Синельников Р.Г., Попов С.П., Ивашин Д.С., Янко Н.Т. 1979. Памятники природы Донецчины: Путеводитель. Донецк: Донбасс, с. 46–49.

Сиренко Л.А. (Ред.) 1969. "Цветение" воды. Вопросы физиологии, биохимии, токсикологии и использования синезеленых водорослей. Киев: Наук. думка, Вып. 2, 268 с.

Скорик Л.В. 1971. Фитобентос Киевского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 29 с.

Совинский В.К. 1876. Материалы для флоры водорослей и отчасти мхов некоторых уездов Киевской и Подольской губ. Зап. Киев. об-ва естествоиспыт., 4(1): 1–21.

Соколов А.А. 1952. Гидрография СССР. Л.: Гидрометеиздат, 287 с.

Солоненко А.Н., Костиков И.Ю. 1995. Почвенные водоросли типчаково-ковыльной степи заповедника Аскания-Нова (Украина). Альгология, 5(1): 59–64.

Срединский Н.К. 1872–1873. Материалы для флоры Новороссийского края и Бессарабии. Зап. Новорос. об-ва естествоиспыт. 2: 17–132.

Старобогатов Я.И. 1970. Фауна моллюсков и зоогеографическое районирование континентальных водоемов земного шара. Л.: Наука, 372 с.

Старобогатов Я.И. 1982. Проблема минимального выдела в биогеографии и ее приложение к фаунистической (фауногенетической) зоогеографии моря. Морская биогеография: предмет, методы, принципы районирования. М.: Наука, с. 12–18.

Стойко С.М., Яценко П.Т., Жижин М.П. 1986. Шацький природний національний парк. Львів: Каменяр, 48 с.

Ступина В.В. 1978. Хлорококковые водоросли в процессах доочистки сточных вод: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев, 23 с.

Тавасси М., Барина С.С., Анисимова О.В., Нево Э., Вассер С.П. 2005. Водоросли-индикаторы природных условий в бассейне реки Яркон (Центральный Израиль). Альгология, 15(1): 51–77.

Тарашук О.С. 2004. Диатомовые водоросли (Bacillariophyta) нижнего течения реки Южный Буг (Украина). Альгология, 14(3): 309–324.

Теплоэнергетика и окружающая среда. 1981. Влияние термического режима водохранилища-охладителя Литовской ГРЭС на его гидробионты. Вильнюс: Мокслас, 167 с.

Тимофьев В. 1871. Материалы для флоры тайнобрачных Черниговской губ. Зап. Киевск. общ. Естеств., 2(2): 196–210.

Тимченко А., Ривман О., Фомичева В. и др. (Ред.) 1973. Водно-солевой баланс Славянских озер (Гидролого-гидрохимические работы 1972 г.). Москва, 1, 256 с.

Тимченко В.М. 1990. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья. К.: Наук. думка, 240 с.

Тимченко В.М. 2006. Экологическая гидрология водоемов Украины. К.: Наук. думка, 383 с.

Тимченко В.М., Литвинов А.С., Колесник М.П., Поддубный С.А. 1988. Циркуляция вод в Сасыкском водохранилище. Гидробиол. журн., 24(4): 67–73.

Тимченко В.М., Тимченко О.В., Гуляева О.А. 2014. Эколого-гидродинамическая характеристика водоема-охладителя Хмельницкой АЭС. Ядерная энергетика та довілля, 1: 39–43.

Тимченко В.М. (Ред.). 2011. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Затока Осокорки. Київ: Ін-т гідробіології, 76 с.

Тимченко В.М., Дубняк С.С. (Ред.). 2009. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Затока Берковщина. Київ: Ін-т гідробіології, 68 с.

Ткаченко Ф.П. 2007. Макрофітобентос північно-західної частини Чорного моря (флора, розповсюдження, екологія, перспективи практичного використання). Автореф. дис. ... докт. біол. наук. Київ: КНУ імені Тараса Шевченка, 36 с.

Ткаченко Ф.П. 2008. Походження і основні риси флорогенезу макрофітобентосу північно-західної частини Чорного моря. Вісн. ОНУ (Одеса), 13(4): 99–105.

Ткаченко Ф.П., Ковтун О.О. 2002. Макрофіти Тилігульського лиману Чорного моря. Укр. ботан. журн., 59(2): 184–191.

Толмачев А.И. 1974. Введение в географию растений. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 244 с.

Толмачев А.И. 1986. Методы сравнительной флористики и проблемы флорогенеза. Новосибирск: Наука, 197 с.

Топачевский А.В. (Ред.) 1968. "Цветение" воды. Киев: Наук. думка, Вып. 1, 388 с.

Топачевський О.В. 1941. Діатомові планктони Дніпра. Ботан. журн. АН УРСР, 2(1): 97–129.

Топачевський О.В. 1947а. Десмідієві сфагнових плавів озер Волового та Святого Київської обл. Бот. журн. АН УРСР, 3(1-2): 73–80.

Топачевський О.В. 1947б. Діатомові сфагнових боліт степової частини УРСР. Бот. журн. АН УРСР, 4(1-2): 128–134.

Трифонов І.С. 1990. Екологія і сукцесія озерного фітопланктону. Л.: Наука, 182 с.

Унифицированные методы исследования качества вод. 1977. Методы биологического анализа вод. Индикаторы сапробности. М., СЭВ, I(3), с. 11–42.

Фатюха А.В., Беспалова С.В., Лялюк Н.М. 2012. Бассейновый подход в биогеохимическом мониторинге техногенно трансформированного участка реки Кальмиус (г. Донецк). Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону, 1(12): 35–40.

Фатюха А.В., Климяк В.М. 2014. *Ruppia maritima* (Ruppiaceae) – новий вид у водоймах м. Донецька. Укр. ботан. журн., 71(3): 330–332.

Федоров А.А. 1974. Фитохории европейской части СССР. Флора европейской части СССР. Л.: Наука, 4: 10–27.

Фролова І.О. 1955 а. Альгофлора сфагново-осокового болота в околицях Києва. Наук. зап. Київ. ун-ту (Праці. Бот. саду № 24), 13(15): 155–185.

Фролова І.О. 1955б. Особливості альгофлори проточних Голосіївських ставків в околицях Києва. Наук. зап. Київ. ун-ту (праці ботсаду № 24), 13(15): 141–153.

Фролова І.О. 1958. Водорості ставків колгоспу ім. Куйбишева, Васильківського району, Київської області, і залежність їх розвитку від добрив. Зб. наук. праць Укр. досл. ст. рибництва, 3: 29–46.

Фролова-Раевская И.А. 1953. Альгофлора озера Рыбного и водоема возле Малого Рыбного озера в окрестностях Броваров. Науч. зап. Киев. гос. ун-та, 12(7). Тр. биол.-почв. фак., 9: 127–154.

Харитонов В.Г. 1981. Об особенностях распределения диатомовых водоростей на севере Магаданской области. Ботанический журнал, 66(5): 731–734.

Харитонов В.Г. 2010. Конспект флоры диатомовых водорослей (Bacillariophyceae) Северного Охотоморья. Ин-т биологических проблем Севера ДВО РАН, Магадан, 189.

Хархота Г.І., Повх В.М. 1976. Флора вищих рослин шахтних ставків у Донбасі. Інтродукція та експеримент. Екологія рослин, 5: 66–68.

Харченко Г.В., Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф. 2008. Біоіндикаційне значення епіфітних водоростей водойм м. Києва. Наук. зап. Терноп. нац. педун-ту. Сер. Біологія, 3(37): 167–169.

Харченко Т.А., Ляшенко А.В., Жукинський В.Н. 2009. Екоіндикація і оцінка стану водних екосистем по характеристикам біорізноманітності і якості середовища гідробіонтів. Гідробіол. журн., 45(1): 3–18.

Харченко Т.А., Тимченко В.М., Іванов А.І. і др. (Ред.). 1990. Біопродуктивність і якість води Сасыкського водохранилища в умовах його опреснення. АН УРСР, Ін-т гідробіології. К.: Наук. думка, 276 с.

Хижняк Н.А., Дацун Э.И. 1982. Водоросли – індикатори забруднення оточуючої середовища. VII з'їзд Українського ботанічного товариства: Тез. докл. Київ: Наук. думка, 325 с.

Хисорієв Х. 1997. Евгленові водорослі (Euglenophyta) водойм Середньої Азії (морфологія, систематика, філогенія, флора, екологія, географічне поширення і основні риси флорогенезу): Автореф. ... дис. докт. біол. наук. Київ: Ін-т ботаніки, 48 с.

Хисорієв Х. 1999. Euglenophyta континентальних водойм Земної кулі. Альгологія, 9(3): 104–114.

Хисорієв Х. 2013. Euglenophyta континентальних водойм. Душанбе: Дониш, 378 с.

Хисорієв Х. 2014. О деяких особливостях ендемізму флори Euglenophyta. Альгологія, 24(3): 255–259.

Хільчевський В.К., Чунарьов М.І., Ромась О.В. та ін. 2009. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу. Київ: Ніка-Центр, 184 с.

Хмельевський В.Ф. 1889. Матеріали к флорі водорослей Изюмського уезду Харківської губ. Тр. об-ва испыт. природи при Харків. ун-те. Харків, 23: 79–107.

Холопов А.П., Шашель В.А., Перов Ю.М., Настенко В.П. 2002. Грязелечение. Краснодар: Газетное издательство "Периодика Кубани", 284 с.

Христюк П.М. 1947. Новые водоросли из водоемов Крыма. Тр. Крымск. с.-х. ин-та, 2: 253–258.

Царенко П.М. 1983. Нові для флори СРСР види хлорококових водоростей. Укр. ботан. журн., 40(1): 74–79.

Царенко П.М. 1983. Хлорококові водорості ставків Лівобережного Полісся. Укр. ботан. журн., 40(4): 25–30.

Царенко П.М. 1984а. Флора хлорококових водоростей Українського Полісся. Укр. ботан. журн., 41(3): 59–64.

Царенко П.М. 1984б. Хлорококові водорості річок правобережної частини Укр. Полісся. Укр. ботан. журн., 41(1): 33–43.

Царенко П.М. 1985. Нові та рідкісні для альгофлори СРСР та УРСР види хлорококових водоростей. Укр. ботан. журн., 42(4): 101–102.

Царенко П.М. 1987. Нові для альгофлори СРСР знахідки хлорококових водоростей. Укр. ботан. журн., 44(2): 49–50.

Царенко П.М. 1988. Новые и редкие хлорококковые водоросли из водоемов Украинского Полесья. Ботан. журн., 73(1): 120–126.

Царенко П.М. 1990. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Киев: Наук. думка, 208 с.

Царенко П.М. 1994. Особливості видового складу хлорококкових водоростей озер Шацького природного національного парку. Охорона генофонду рослин в Україні. Донецьк: 67–68.

Царенко П.М. 1996. Хлорококкові водорості (Chlorococcales, Chlorophyta) водойм України (флора, морфологія, екологія, основні напрямки еволюції та принципи систематики): Автореф. ... дис. докт. біол. наук. Київ, 45 с.

Царенко П.М. 1998. Флора хлорококкових водорослей (Chlorococcales, Chlorophyta) України. Альгологія, 8(2): 187–200.

Царенко П.М. 2000. Закономерности распределения Chlorococcales региональных флор Земного шара. Альгологія, 10(1): 67–81.

Царенко П.М. 2012. Флора водорослей України – итоги и перспективы изучения. Альгологія. Supplement. Актуальные проблемы современной альгологии. Тез. докл. IV междунар. конф.: 319–321

Царенко П.М. 2014. Шацький парк – альгорезерват флори України. Національні природні парки – минуле, сьогодні, майбутнє. Мат. міжнар. наук.-практ. конф. до 30-річчя Шацького національного природного парку (Світязь, 23–25 квітня 2014 р.). Київ: ЦП Компринт: 338–343.

Царенко П.М., Вассер С.П. 2000. Краткий анализ альгофлоры Украины. Разнообразие водорослей Украины. Альгологія, 10(4): 6–18.

Царенко П.М., Ключенко П.Д. 2005. Особливості видового складу планктонних водоростей Голосіївських водойм (м. Київ). Наук. зап. Тернопіль. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип. Гідроекологія, 3(26): 467–469.

Царенко П.М., Лилицкая Г.Г., Коваленко О.В., Герасимова О.В. 2006. Водоросли некоторых водоемов рекреационной зоны г. Киева. Альгологія, 16(4): 479–488.

Царенко П.М., Михайлюк Т.І., Демченко Е.М., Петльований О.А. 2001. Водорості. Анотований список водоростей. Заказник "Любче". Природні умови, біорізноманітність, збереження й управління. Київ: 27–30: 125–155.

Царенко П.М., Паламар-Мордвинцева Г.М. 2012. Еколого-таксономічні особливості водоростей боліт України. – в кн.: Екологія боліт та торфовищ (збірник наукових статей). Київ: ДІА, с. 105–109.

Царенко П.М., Паламарь-Мордвинцева Г.М., Вассер С.П. 1998. Разнообразие водорослей Украины (предварительные данные). Альгологія, 8(3): 227–241.

Царенко П.М., Петлеванный О.А. 2001. Дополнение к "Разнообразию водорослей Украины". Киев: Ин-т бот., 130 с.

Цееб Я.Я. (Ред.) 1964. Каховське водоймище. К: Наук. думка, 302 с.

Цееб Я.Я. (Ред.) 1967. Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока. Киев: Наук. думка, 387 с.

Цееб Я.Я., Майстренко Ю.С. (Ред.). 1972. Киевское водохранилище. Киев: Наук. думка, 460 с.

Ценковскій Л.С. 1870. О студенистыхъ водоросляхъ (Palmellaceae) и нѣкоторыхъ жгутиковыхъ (Flagellata). (Тр. 2-го съѣзда Естеств. и врач. въ Москвѣ въ 1869 г. Отд. бот. стр. 151-172+2t). По нем.: Ueber Palmellaceen und einigere Flagellaten (Arch. f. micr. Anat. Vnd. VI 1870, 421–38).

Цысь П.Н. 1968. Украинские Карпаты. Физико-географическое районирование Украинской ССР. Киев: Изд-во КГУ, с. 569–634.

Черкашин С.А., Кандинский П.А. 1985. Место экологического мониторинга загрязнения среды при рациональном использовании биоресурсов морей, его

основные задачи и направления. Исследования и рац. использование дальневост. и сев. морей СССР и перспективы создания техн. средств для освоения неиспольз. биоресурсов открытого океана: Тез. докл. Всесюзн. совещ. Владивосток, 15–17 окт. 1985. Владивосток: 137–138.

Черницкая Л.Н. 1968. Фитопланктон каналов юга Украины. Каналы СССР: Гидрохимия и гидробиология. Киев: Наук. думка, с. 70–86.

Чертопруд М.В. 2010. Биогеографическое районирование пресных вод Евразии по фауне макробентоса. Журн. общ. биол., 71(2): 144–162.

Чопик В.И. 1976. Високогірна флора Українських Карпат. К.: Наук. думка, 269 с.

Чухлебова Н.А., Догадина Т.В. 1975. Динамика видового состава водорослей в очистных сооружениях. Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М.: Наука: 133–137.

Шаров П.О. 2005. Загрязнение свинцом пос. Рудная Пристань и его влияние на здоровье детей. Владивосток: Дальнаука, 132 с.

Швебс Г.И. (Ред.) 1988. Лиманно-устьевые комплексы Причерноморья: географические основы хозяйственного освоения. Л.: Наука, 304 с.

Швебс Г.И., Игошин М.И. 2003. Каталог річок і водойм України. Навчально-довідковий посібник. Одеса: Астропринт, 392 с.

Шевченко Т.Ф. 2006. Видовой состав фитоперифитона водоема-охладителя Чернобыльской АЭС и его экологическая характеристика. Гидробиол. журн., 42(5): 48–68.

Шевченко Т.Ф. 2011. Распределение водорослей перифитона днепровских водохранилищ в зависимости от типа субстрата. Гидробиол. журн., 47(1): 3–14.

Шеховцева О.Г. 2016. Еколого-біологічна оцінка едафотопів урбоєкосистем міста Маріуполя. Автореф. дис. ... канд. біол. наук. Дніпро: ДДУ, 21 с.

Ширшов П.П. 1928. Нарис мікрофлори р. Кодими (доплив Півд. Богу). Тр. фіз.-мат. від.УАН, 10(2): 197–213.

Ширшов П.П. 1937. Замітка про мікрофлору р. Вовчої. Доплив р. Самари. Вісник Дніпропетр. гідробіол. ст., 2: 167–182.

Шкорбатов Л.А. 1926 а. Гидробиологическое изучение микрофлоры реки Сев. Донца и его притоков: Уд и Лопань. (Предвар. отчет за период исследований с ноября 1924 г. по апрель 1925 г.). Труды Комиссии по санитарно-биол. обследованию р. Сев. Донца и его притоков (Лопань и Уд), 1: 3–52.

Шкорбатов Л.А. 1926 б. Общий очерк природных условий бассейна р. Сев. Донца с топографическим описанием и альгологической характеристикой ближайших к Харькову речных водоемов. Там же, 9–43.

Шкорбатов Л.А. 1928. Гидробиологическое изучение микрофлоры реки Сев. Донца и его притоков: Уд и Лопань. (Предвар. отчет за период исследований с ноября 1924 г. по апрель 1925 г.). Труды Комиссии по санитарно-биол. обследованию р. Сев. Донца и его притоков (Лопань и Уд). Харьков, 2: 87–156.

Шкорбатов Л.А. 1940. Озеро Лебедин Сумской обл. и его микрофлора по данным гидробиологических обследований. Тр. Донецкой гидробиол. ст. при ХГУ. Харьков: 173–212.

Шкорбатов Л.А. 1956. Планктон оз. Белого, Змиевского р-на Харьковской обл. Уч. зап. ХГУ (Тр. НИИ биологии и биол. ф-та ХГУ, 23. Гидробиол. сб.), 67: 157–210.

Шкорбатов Л.А., Солодовников С.В., Хохолкина Н.Н., Коновалова Е.И. 1936. Водохранилища Донбасса. (Санитарно-биологические исследования). Донбасс, его санитарное изучение и оздоровление. Херсон, с. 69–118.

Шкундина Ф.Б., Полева А.О. 2014. Горизонтальные изменения сообществ фитопланктона Павловского водохранилища (Республика Башкортостан, Россия). *Альгология*, 24(2): 163–182.

Шмидт В.М. 1980. Статистические методы в сравнительной флористике. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 176 с.

Шперкъ Г. 1869. Очерки альгологической флоры Черного моря в систематическом, морфологическом и физиологическом отношении. Харьков, 160 с.

Шуйский Ю.Д., Выхованец Г.В. 2011. Природа Причерноморских лиманов. Одесса: Астропринт, 275 с.

Щербак В.И., Майстрова Н.В. 1996. Фитопланктон Каневского водохранилища, приустьевых областей основных притоков и его роль в формировании качества воды. *Гидробиологический журнал*, 32(3): 16–26.

Щербак В.И., Семенюк Н.Е. 2008. Использование фитопланктона для оценки экологического состояния водоемов мегаполиса согласно ВРД ЕС 2000/60. *Гидробиол. журн.*, 44(6): 29–40.

Щербак В.И., Семенюк Н.Е. 2011. Использование фитомикрופерифитона для оценки экологического состояния антропогенно измененных водных экосистем. *Гидробиол. журн.*, 47(2): 27–42.

Щербак В.И. 2005. Структурно-функціональна організація фітопланктону деяких різнотипних водойм м. Києва. Екологічний стан водойм м. Києва. К.: Фітосоціоцентр, с. 97–109.

Щербак В.И., Майстрова Н.В. 2001. Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають. Київ: Ін-т гідробіології НАНУ, 70 с.

Щербак В.И., Семенюк Н.Е., Майстрова Н.В. 2009. Адаптація методів оцінки екологічного стану водойм мегаполісів України за фітопланктоном і фітоперифітоном відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС. *Доп. НАН України*, 10: 206–211.

Щербина В.В. 2012. Альгоугруповання цілинних степових і агроценозів південного степу України. Питання біоіндикації та екології. *Запоріжжя: ЗНУ*, 17(2): 3–12.

Эльяшев К. 1957. О простом способе приготовления высокопреломляемой среды для диатомового анализа. *Тр. НИИ геол. Арктики*, 4: 74–75.

Юнгер В.П. 1985. Эдогонієві водорості озера Біле (Українське Полісся). *Укр. ботан. журн.*, 42(3): 38–44.

Юнгер В.П. 1987. Эдогониевые водоросли (Oedogoniales) Украинского Полесья: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Киев, 23 с.

Юнгер В.П. 1995. Эдогониевые водоросли (Oedogoniales) озер Шацкого природного национального парка (Украина). Видовой состав и распределение. *Альгология*, 5(12): 134–143.

Юрцев Б. А. 1968. Флора Сунтар-Хаята. Ленинград: Наука, 235 с.

Юрцев Б.А. 1982. Флора как природная система. *Бюлл. Москов. об-ва испыт. природы*, 87(4): 3–22.

Юрцев Б.А., Камелин Р.Б. 1991. Основные понятия и термины флористики. Пермь, 80 с.

Юрченко В.В. 1968. Фитообрастания облицованных водоснабжающих каналов Украины: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 25 с.

Якушин В.М., Крот Ю.Г., Протасов А.А. 2006. О работе IV съезда Гидроэкологического общества Украины. *Гидробиол. журн.*, 42(1): 120–126.

Ялынская Н.С. 1949. Гидробиологический очерк озер Шацкой группы Вольнской обл. Тр. Н.-и. ин-та прудов. озерно-речн. рыбн. хоз-ва, 6: 133–151.

Ялынская Н.С. 1952. Биологические основы реконструкции рыбного хозяйства озер Шацкой группы Вольнской области. Автореф. дисс. ... канд.биол. наук. Львов, 15 с.

Ярошенко М.Ф. (Ред.). 1973. Кучурганский лиман-охладитель Молдавской ГРЭС. Кишинев: Штиинца, 206 с.

Aboal M., Puig M., Prefasi M. 1998. Diatom assemblages in springs in Castellón province (Eastern Spain). *Algol. Stud.*, 90: 79–95.

Acevedo-Trejos E., Brandt G., Merico A., Smith S.L. 2013. Biogeographical patterns of phytoplankton community size structure in the oceans. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 22: 1060–1070.

Ács É., Reskóné N.M., Szabó K., Taba G.Y., Kiss K.T. 2005. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of Lake Velence – recommendations and assignments. *Acta Bot. Hungarica*, 47(3–4): 211–223.

Agardh C.A. 1821. *Species Algarum rite cognitae, cum synonymis differentiis et descriptioibus succintis. I. Gryphiswaldiae*, 527 p.

Agardh C.A. 1828. *Species Algarum rite cognitae, cum synonymis differentiis et descriptioibus succintis. II. Gryphiae*.

Agardh J.G. 1851. *Species, genera et ordines algarum. II. Species, genera et ordines floridearum*.

Agardh J.G. 1862. *Om Spetsbergens Alger. Akademiskt program. Lundae*.

Agardh J.G. 1876. *Species, genera et ordines algarum. III. Epicrisis Systematic floridearum. Lipsiae*, 724 p.

Agardh, J.G. 1848. *Species, genera et ordines algarum. I. Species, genera et ordines Fucoidearum. Lundae*, 363 p.

Agardh, J.G. 1863. *Species, genera et ordines algarum. III. Species, genera et ordines Fucoidearum. Lundae*.

Agustí S., Duarte C.M., Kalff J. 1987. Algal cell size and the maximum density and biomass of phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 32(4): 983–986.

Angeler D.G., Drakare S. 2013. Tracing alpha, beta, and gamma diversity responses to environmental change in boreal lakes. *Oecologia*, 172(4): 1191–1200. DOI: 10.1007/s00442-012-2554-y.

Aysel V. 2005. Check-List of the freshwater algae of Turkey. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*, 11: 1–124.

Banse K. 1982. Cell volumes, maximal growth rates of unicellular algae and ciliates, and the role of ciliates in the marina pelagial. *Limnol. Oceanogr.*, 27(6): 1059–1071.

Barber H.G., Carter J.R. 1996. *An Atlas of British Diatoms*. Biopress Limited, Dorset Press, Dorchester, U.K., 601 p.

Barinova S. 2011a. *Algal diversity dynamics, ecological assessment, and monitoring in the river ecosystems of the eastern Mediterranean*. Nova Science Publishers, New York, USA, 363 p.

Barinova S. 2011b. The effect of altitude on distribution of freshwater algae in continental Israel. *Current Topics in Plant Biology*, 12: 89–95.

Barinova S. 2013. Multilevel approach in biodiversity analysis of freshwater algae. *Expert. Opin. on Environ. Biol.*, 2(2): 1–2. DOI: 10.4172/2325-9655.1000e106.

Barinova S. 2017a. On the classification of water quality from an ecological point of view. *Int. J. Environ. Sci. Nat. Res.*, 2(2): 1–8. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555581

Barinova S. 2017f. How to align and unify the cell counting of organisms for bioindication // International Journal of Environmental Sciences and Natural Resources. No. 2(2). Pp. 555–585. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555585.

Barinova S., Ali N., Barkatullah, Sarim F.M. 2013. Ecological adaptation to altitude of algal communities in the Swat Valley (Hindu Kush Mountains, Pakistan). *Expert. Opin. Environ. Biol.*, 2(2): 1–15. DOI: 10.4172/2325-9655.1000104.

Barinova S., Bilous O., Ivanova N. 2016a. New Statistical Approach to Spatial Analysis of Ecosystem of the Sasyk Reservoir, Ukraine. *Int. J. of Ecotoxicology and Ecobiology*, 1(3): 118–126. DOI: 10.11648/j.ijee.20160103.19.

Barinova S., Boboev M., Hisoriev H. 2015a. Climate impact on freshwater algal diversity of the South-Tajik Depression in a high mountainous extreme environment. *Turkish J. of Botany*, 39(3): 535–546.

Barinova S., Fahima T. 2017. The Development of the World Database of Freshwater Algae-Indicators. *Journal of Environment and Ecology*, 8(1): 1-7. <http://www.macrothink.org/journal/index.php/jee/article/view/11228/8981>.

Barinova S., Gabyshev V., Gabysheva O. 2014a. Climate impact of freshwater biodiversity: general patterns in extreme environments of North-Eastern Siberia (Russia). *British J. of Environment and Climate Change*, 4(4): 423–443. DOI : 10.9734/BJECC/2014/9530

Barinova S., Keshri J.P., Ghosh S., Sikdar J. 2012. The influence of the monsoon climate on phytoplankton in the Shibpukur pool of Shiva temple in Burdwan. West Bengal, India. *Limnol. Rev.*, 2(2): 47–63. DOI: 10.2478/v10194-011-0044-y.

Barinova S., Khuram I., Asadullah, Ahmad N., Jan S., Shin D.H. 2016b. How water quality in the Kabul River, Pakistan, can be determined with algal bio-indication. *Advance Studies in Biology*, 8(4): 151-171. DOI: <http://dx.doi.org/10.12988/asb.2016.6830>

Barinova S., Klymiuk V., Lyalyuk N. 2015b. Ecology of phytoplankton in the regional landscape park "Slavyansky Resort", Ukraine. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(2): 449–464. DOI: 10.15666/aer/1302_449464.

Barinova S., Krassilov V.A. 2012. Algal diversity and bio-indication of water resources in Israel. *Int. J. of Environment and Resource*, 1(2): 62–72.

Barinova S., Medvedeva L., Nevo E. 2008. Regional influences on algal biodiversity in two polluted rivers of Eurasia (Rudnaya River, Russia, and Qishon River, Israel) by bioindication and Canonical Correspondence Analysis (CCA). *Applied ecology and environmental research*, 6(4): 29–59. DOI:10.15666/aer/0604_029059.

Barinova S., Nevo E. 2012a. Algal diversity of the Akko Park wetlands in the Bahai Gardens (Haifa, Israel), *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res. The Wetlands Diversity*, 14: 55–79.

Barinova S., Nevo E. 2012b. Climatic and pollution impact on algal diversity of the freshwater ecosystems in Eurasia. *Climate Change and Impacts*. WY, USA: Academy Publish., pp. 16–50.

Barinova S., Petrov A., Nevo E. 2011a. Comparative analysis of algal biodiversity in the rivers of Israel. *Central European J. of Biology*, 6(2): 246–259.

Barinova S., Romanov R. 2015. Charophyte community in the lowermost locality in the world near the Dead Sea, Israel. *Int. J. Plant Soil Sci.*, 6(4): 229–243.

Barinova S., Romanov R., Solak C.N. 2014. New record of *Chara hispida* (L.) Hartm. (Streptophyta: Charophyceae, Charales) from the Işıklı Lake (Turkey) and critical checklist of Turkish charophytes. *Natural Resources and Conservation*, 2(3): 33–42. DOI: 10.13189/nrc.2014.020301.

Barinova S., Sivaci R. 2013. Experimental approach to a lake ecosystem assessment in the Great Lota, Turkey. *The Experiment*, 9(4): 566–586.

Barinova S., Solak C.N., Erdoğan O., Romanov R. 2014c. Algae and zooplankton in ecological assessment of the Işıklı Lake, Turkey. *Aquatic Biology Research*, 2(2): 23–35. DOI:10.12966/abr.05.02.2014.

Barinova S., Stenina A. 2013. Diatom diversity and ecological variables in the Arctic lakes of the Kostyanoi Nos Cape (Nenetsky Natural Reserve, Russian North). *Plant Biosyst.*, 147(2): 397–410. DOI: 10.1080/11263504.2012.749956.

Barinova S., Tavassi M., Glassman H. 2009a. Diversity and ecology of algae from the Lower Jordan River, Israel. *Plant Biosystems*, 143(2): 340–360.

Barinova S., Tavassi M., Glassman H., Nevo E. 2010a. Algal indication of pollution in the Lower Jordan River, Israel. *Applied Ecology and Environmental Research*, 8(1): 19–38.

Barinova S.S. 2000. An assessment of the state of aquatic ecosystems of Novaya Zemlya Archipelago (Novozemelskiy reserve, Russia). *Int. J. on Algae*, 2(3): 62–69. DOI: 10.1615/InterJAlgae.v2.i3.70

Barinova S.S., Anissimova O.V., Nevo E., Jarygin M., Wasser S.P. 2005a. Fresh and brackish water algae new for Israel found in Nahal Qishon (N-Israel). *Flora Mediterranea*, 15: 73–98.

Barinova S.S., Anissimova O.V., Nevo E., Jarygin M.M., Wasser S.P. 2004a. Diversity and Ecology of Algae from Nahal Qishon, Northern Israel. *Plant Biosystems*, 138(3): 245–259.

Barinova S.S., Anissimova O.V., Nevo E., Wasser S. 2005b. Diversity and ecology of phytoplankton and periphyton of the Nahal Oren, Alon Natural Park, Northern Israel. *Algol. Stud.*, 116: 169–197.

Barinova S.S., Bragina T.M., Nevo E. 2009b. Algal species diversity of arid region lakes in Kazakhstan and Israel. *Commun. Ecol.*, 10(1): 7–16. DOI: 10.1556/ComEc.10.2009.1.2

Barinova S.S., Klochenko P.D., Belous Ye.P. 2015c. Algae as Indicators of the ecological state of water bodies: methods and prospects. *Hydrobiol. J.*, 51(6): 3–21, DOI:10.1615/HydrobJ.v51.i6.

Barinova S.S., Krupa E.G., Protasov A.A., Novoselova T.N. 2017a. Benthification in the inland water ecosystems of Eurasia, some ecological aspects. *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 2(7): 00048. DOI: 10.15406/mojes.2017.02.00048

Barinova S.S., Kukhaleishvili L., Nevo E., Janelidze Z. 2011b. Diversity and ecology of algae in the Algeti National Park as a part of the Georgian system of protected areas. *Turk. J. Bot.*, 35: 729–774. DOI: 10.3906/bot-1009-83.

Barinova S.S., Nevo E. 2010. The Upper Jordan River algal communities are evidence of long-term climatic and anthropogenic impacts. *J. Water Resource and Protection*, 2: 507–526. DOI:10.4236/jwarmp.2010.26058.

Barinova S.S., Nevo E., Bragina T.M. 2011c. Ecological assessment of wetland ecosystems of northern Kazakhstan on the basis of hydrochemistry and algal biodiversity. *Acta Bot. Croat.*, 70(2): 215–244. DOI: 10.2478/v10184-010-0020-7.

Barinova S.S., Protasov A.A., Novoselova T.N. 2017b. Spatial Analysis of Environmental and Biological Variables in the Techno-Ecosystem of the Khmel'nitsky Nuclear Power Plant with New Statistical Approach. *MOJ Eco. Environ. Sci.*, 2(3): 1–7. DOI: 10.15406/mojes.2017.02.00024.

Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E. 2006a. Algal indicator system of environmental variables in the Hadera River basin, central Israel. *Plant Biosystems*, 140: 65–79. DOI:10.1080/11263500500507593.

Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E. 2006b. Diversity and ecology of algae from Alexander River (Central Israel). *Flora Mediterranea*, 16: 111–132.

Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E. 2010b. Algal communities of the Hadera River (Israel) under dramatic niche changes. *Central European Journal of Biology*, 5(4): 507–521. DOI:10.2478/s11535-010-0033-1.

Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E. 2010c. Microscopic algae in monitoring of the Yarqon River (Central Israel). Saarbrücken: LAP Lambert Acad. Publ., 187 p.

Barinova S.S., Tavassi M., Nevo E. 2009c. Study of seasonal influences on algal biodiversity in the Yarqon River (central Israel) by bioindication and Canonical Correspondence Analysis (CCA). *Turkish J. of Botany*, 33: 353–372. DOI:10.3906/bot-0812-12.

Barinova S.S., Tsarenko P.M., Nevo E. 2004b. Algae of experimental pools on the Dead Sea coast, Israel. *Israel Journal of Plant Science*, 52(3): 265–275. DOI: 10.1560/V889-764E-MCDY-NPDP.

Barinova S.S., Yehuda G., Nevo E. 2010d. Comparative analysis of algal communities of northern and southern Israel as bearing on ecological consequences of climate change. *Journal of Arid Environments*, 74: 765–776. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2009.03.001.

Barinova, S. 2017b. Ecological Mapping in Application to Aquatic Ecosystems BioIndication: Problems and Methods. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 3(2): 1-7. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.03.555608.

Barinova, S. 2017c. Essential and practical bioindication methods and systems for the water quality assessment. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources*, 2(3): 1-11. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555588.

Barinova, S. 2017d. Systemic Criteria for the Analysis of Alpha- and Gamma-Diversity of Freshwater Algae. *Int. J. Environ. Sci. Nat. Res.*, 4(2): 555633. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.04.555633.

Barinova, S.S. 2017e. Empirical Model of the Functioning of Aquatic Ecosystems. *International Journal of Oceanography and Aquaculture*, 1(3): 1-9 (000113).

Barros C.F.A., Souza M.B.G., Barrosa F.A.R. 2006. Seasonal mechanisms driving phytoplankton size structure in a tropical deep lake (Dom Helvécio Lake, South-East Brazil). *Acta Limnol. Brasiliensia*, 18(1): 55–66.

Bartha Z., Felföldy L., Hajdu L., Horáth K., Kiss K.T., Schmidt A., Tamás G., Uherkovich G., Vörös L. 1976. A zöldalgák (Chlorococcales) rendjének ishatarozója. *Vizüg. Hidrobiol.*, 4: 1–343.

Battarbee R.W. 1984. Diatom analysis and the acidification of lakes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biol. Sci.*, 305(1124): 451–477.

Becker V., Motta Marques D. 2004. Water dynamics phytoplankton biomass and size structure of a shallow freshwater subtropical lake (Itapeva lake, south of Brazil). *Acta Limnol. Brasiliensia*, 16(2): 163–174.

Beg K.R., Ali S. 2008. Microtox Toxicity Assay for the Sediment Quality Assessment of Ganga River. *Am. J. Envir. Sci.*, 4(4): 382–387.

Begin Z.B., Ehrlich A., Nathan Y. 1974. Lake Lisan. The pleistocene precursor of the Dead Sea. Ministry of commerce and industry. Geological Survey, 63: 1–46.

Beletti C.J., Pérez-Bilbao A., Garrido J. 2014. The determination of food sources for invertebrates in four ponds in NW Spain using stable isotope analysis. *Limnetica*, 33(1): 89–106.

Belke G. 1858. Esquisse de l'histoire naturelle de Kamienetz-Podolski, précédée d'un coup sur les travaux des naturalistes des provinces occidentales de la Russie et du royaume de Pologne au XIX siècle. *Bull. soc. nat. Mosc.* : 3, 97–158.

Belke G. 1866. Notice sur l'histoire naturelle du district de Radomysl (gouv. Kiew). *Bull. soc. nat. Mosc.*: 1, 214–251.

Belkinova D., Padisák J., Gecheva G., Cheshmedjiev S. 2014. Phytoplankton based assessment of ecological status of Bulgarian lakes and comparison of metrics within the water framework directive. *Appl. Ecol. Envir. Res.*, 12(1): 83–103.

Bellinger E.G., Sigeo D.C. 2010. Fresh water algae (Identification and use as bioindicators). Chippingham, Wilts: John Wiley and Sons. DOI: 10.1002/9780470689554.

Bere T. 2016. Are diatom-based biotic indices developed in eutrophic, organically enriched waters reliable monitoring metrics in clean waters? *Ecological Indicators*, 62: 312–316. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.11.008.

Biggs B.J.F. 2000. Eutrophication of streams and rivers: dissolve nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 19: 17–31. DOI: 10.2307/1468279.

Bilous O. P., Tsarenko P. M. 2018. Algal indication research in Ukraine. *Наук. вісн. Чернів. ун. Біологія (Біол. сист.)*, 10 (1): 73–83.

Bilous O., Barinova S., Klochenko P. 2012. Phytoplankton communities in ecological assessment of the Southern Bug River upper reaches (Ukraine). *Ecohydrology and Hydrobiol.*, 12(3): 211–230. doi.org/10.1016/S1642-3593(12)70205-7.

Bilous O., Barinova S., Klochenko P. 2013a. Climatic influence on the phytoplankton communities of the upper reaches of the Southern Bug River (Ukraine). *Transylvanian Rev. Syst. Ecol. Res. The Wetland Diversity*, 15(2): 61–86. DOI: <https://doi.org/10.2478/trser-2013-0020>.

Bilous O., Barinova S., Klochenko P. 2014. The role of phytoplankton in the ecological assessment of the Southern Bug River middle reaches (Ukraine). *Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiol.*, 184(4): 277–295. DOI: 10.1127/1863-9135/2014/0509.

Bilous O.P., Barinova S.S., Ivanova N.O., Hulciaeva O.A. 2016. The use of phytoplankton as an indicator of internal hydrodynamics of a large seaside reservoir-case of the Sasyk Reservoir, Ukraine. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 16: 160–174. doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.08.002.

Bilous Ye.P., Barinova S.S., Klochenko P.D. 2013b. Phytoplankton of the upper section of the South Bug River as indicator of its ecological status. *Hydrobiol. J.*, 49(1): 39–50. DOI: 10.1615/HydrobJ.v49.i1.50.

Bilous Ye.P., Barinova S.S., Klochenko P.D. 2013c. Phytoplankton of the middle section of the Southern Bug River as the indicator of its ecological state. *Hydrobiol. J.*, 49(6): 29–42. DOI: 10.1615/HydrobJ.v49.i6.30

Boluda R., Quintanills J.E., Bonilla T.A., Saez E., Gamon M. 2002. Application of Microtox test and pollution indices to the study of water toxicity in Albufera Natural Park, Valencia, Spain. *Chemosphere*, 46: 355–369. doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00092-3.

Bordalo A.A., Nilsumranchit W., Chalermwat K. 2001. Water quality and uses of the Bangpakong river (Eastern Thailand). *Water Res.*, 35(15): 3635–3642. doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00079-3.

Borisova E.V. 2005. Species composition and distribution of Charales in the Ukraine. *Int. J. on Algae*, 7(1): 88–102. DOI: 10.1615/InterJAlgae.v7.i1.60.

Boros E., Horváth Z.S., Wolfram G., Vörös L. 2014. Salinity and ionic composition of the shallow astatic soda pans in the Carpathian Basin. *Int. J. Limnol.*, 50: 59–69.

Braun von M.C., Lindern von I.H., Khristoforova N.K., Kachur A.N., Yelatyevsky P.V., Elpatyevskaya V.P., Spalinger S.M. 2002. Environmental lead contamination in the Rudnaya Pristan-Dalnegorsk mining and smelter district, Russian Far East. *Environmental Research*, 88-A: 164–173.

Brown R.M., McClelland N.I., Deininger R.A., Tozer R.G. 1970. A water quality index: Do we dare? *Water and Sewage Works*, 117: 339–343.

Bukhtiyarova L.N., Solomakha V.A., Sirenko I.P. 1996. Diatom algalcoenoses syntaxonomy in the rivers of Mountain Crimea. Укр. Фитоцен. 36., сер. А, 3(3): 107–119.

Bulich A.A., Isenberg D.L. 1981. Use of the luminescent bacterial system for the rapid assesment of aquatic toxicity. ISA Transactions, 20: 29–33.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report. In: Canadian environmental quality guidelines. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment.

Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (Eds.) 2007. The spring habitat: biota and sampling methods. Trento: Museo Tridentino di Scienze Naturali, 350 p.

Cardinale B.J., Hillebrand H., Harpole W.S., Gross K., Ptačnik R. 2009. Separating the influence of resource 'availability' from resource 'imbalance' on productivity-diversity relationships. Ecology Letters., 12: 475–487.

Cardoso A.C., Solimini A.G, Premazzi G., Birck S., Hale P., Rafael T., Serrano M.L. 2005. Report on harmonisation of freshwater biological methods. European Commission Joint Research Centre, Report EUR21769 EN, Ispra.

Carpenter K.D., Waite L.R. 2000. Relations of habitat-specific algal assemblages to land use and water chemistry in the Willamette Basin, Oregon. Envir. Monitoring and Assessment, 64: 247–257.

Carrick H.J., Schelske C.L. 1997. Have we overlooked the importance of small phytoplankton in productive waters? Limnol. Oceanogr., 42(7): 1613–1621.

Cavalier-Smith T. 2004. Only six kingdoms of life. Proc. R. Soc. Lond. B., 271: 1251–1262. DOI: 10.1098/rspb.2004.2705.

Chapin F.S. (III.), Sala O.E., Huber-Sannwald E. (Eds.) 2001. Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century. New-York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 376 p.

Charles D.F., Knowles, C., Davis, R.S. (Eds). 2002. Protocols for the analysis of algal samples collected as part of the U.S. Geological Survey National Water-Quality Assessment Program. Patrick Center for Environmental Research-Phycology Section, The Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Report No. 02–06, 124 p.

Cholnoky B.J. 1968. Die Okologie der Diatomeen in Binnengewässern. Lehre, Cramer, 699 p.

Citizen Lake Monitoring Program Handbook. Minnesota, U.S.A. 2013. Available at: www.shorelandmanagement.org/depth/data.pdf.

Clarke K.R., Gorley R.N. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 91 p.

Coesel P.F.M. 1994. On the ecological significance of a cellular mucilaginous envelope in planktic desmids. Archiv für Hydrobiologie. Suppl., 103 (Algological Studies 73): 65–74.

Coesel P.F.M. 1996. Biogeography of desmids. Hydrology, 339: 41–53.

Coesel P.F.M., Krienitz L. 2008. Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. Biodiver. Conserv., 17: 381–392.

Coesel P.F.M., Meesters J., 2013. European flora of the desmid genera *Staurastrum* and *Stauroidesmus*. KNNV Publishing, Zeist, 357 p.

Coesel P.F.M., Meesters K.J. 2007. Desmids of the Lowlands. Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands. KNNV Publishing, Zeist, the Netherlands. 351 p.

Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). 2003a. Guidance document n. 7. Monitoring under the Water Framework Directive. Luxembourg: European Communities, 153 p.

Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). 2003b. Guidance document n. 9. Implementing the geographical information system elements (GIS) of the Water Framework Directive. Luxembourg: European Communities, 156 p.

Coops N.C., Wulder M.A., Duro D.C., Han T., Berry S. 2008. The development of a Canadian dynamic habitat index using multi-temporal satellite estimates of canopy light absorbance. *Ecol Indicators.*, 8: 754–766. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.01.007.

Cude C.G. 2001. Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *J. Am. Water Resources Assoc.*, 37(1): 125–137.

Culp J.M., Armanini D.G., Dunbar M.J., Orlofske J.M., Poff N.L., Pollard A.I., Yates A.G., Hose G.C. 2011. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(2): 187–197. DOI: 10.1002/ieam.128.

Cyanobacteria.net. Available at <http://www.sinice.cz/index-en.php>.

Davis R.B. 1987. Paleolimnological diatom studies of acidification of lakes by acid rain: an application of Quaternary science. *Quater. Sci. Rev.*, 6: 147–163. doi.org/10.1016/0277-3791(87)90031-X.

De Pauw N., Hawkes H.A. 1993. Biological monitoring of river water quality. In: Walley W.J., Judd S. (Eds.), *River water quality monitoring and control*. Birmingham: Aston University Press: pp. 87–111.

Debels P., Figueroa R., Urrutla R., Barra R., Niell X. 2005. Evaluation of water quality in the Chillan river (central Chile) using physicochemical parameters and modified water quality index. *Environ. Monitor. Assess.*, 110: 301–322. DOI: 10.1007/s10661-005-8064-1.

Delistraty D.A., Yokel J. 1998. Ecotoxicity of river and spring sediment along the Hanford Reach. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 61: 754–761.

Dell'Uomo A. 1996. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: Whitton, B.A., Rott, E. (Eds.), *Use of algae for monitoring rivers II*, Innsbruck: Institut für Botanik Univ. Press: 65–72.

Dell'Uomo A. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives. *Use of algae for monitoring rivers III*. In: Prygiel J., Whitton B.A., Buckowska J. (Eds.). Douai Cedex: Agence de l'Eau Artois-Picardie Press: 165–179.

Demidoff A. 1842. *Voyage pittoresque et archéologique en Russie: Exécuté en 1839 sous la direction de M. Anatole de Demidoff. T. II*. Paris: 69–232.

Detenbeck N.E., Batterman S.L., Brady V.J. et al. 2000. A test of watershed classification systems for ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. and Chemistry*, 19: 1174–1181.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. 2000. Official. Journal the European Communities, 327, 72 p. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html.

Dixit S.S., Dickman N.D. 1986. Correlation of surfase sediment diatoms with the present lake water pH in 28 Algoma lakes, Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, 131(2): 133–143.

Dokulil M.T. 2003. Algae as ecological bio-indicators. In: Market B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. (Eds.). *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*, Chapter 9. Oxford: Elsevier, pp. 285–327. doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80139-X.

Duarte C.M., Agusti S. 1992. Patterns in phytoplankton community structure in Florida lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37(1): 155–161. DOI: 10.4319/lo.1992.37.1.0155.

Durković A., Čađo S. 2003. Phytoplankton analysis of the Danube River and water quality assessment on the basis of saprobiological examination. In: Proceedings of the 2nd Congress of Ecologists of the Republic of Macedonia with International Participation, October, 25–29, 2003. Ohrid, Macedonia, pp. 231–237.

Eberle M.E. 2008. Recent diatom reported from the Central United States: Register of Taxa and Synonyms. Report Number 77, State Biological Survey of Kansas. Kansas: Fort Hays State University Press. Latest electronic version: 5 December 2008, 83 p.

Ector L., Rimet F. 2005. Using bioindicators to assess rivers in Europe: An overview. In: Lek S., Scardi M., Verdonshot P.F.M., Descy J.P., Park Y.S. (Eds.). Modelling community structure in freshwater ecosystems. Berlin Heidelberg: Springer Verlag, pp. 7–19.

Ehrenberg Chr.G. 1850. Ueber einen die Sonne zwei Tage lange trübenden Staubnebel in Russland am 29 und 30 April 1849 bei heiterem Himmel und ohne Storm. Monastber. d. K. Preus. Akad. Wiss. Berlin, 9 p.

Ehrlich A. 1995. Atlas of the inland-water diatom flora of Israel. Jerusalem: Isr. Acad. Sci. and Human., 227 p.

Eichwald C.E. 1830. Naturhistorische Skizze von Lithauen, Wolhynien und Podolien in geognostisch – mineralogischer, botanischer und zoologischer Hinsicht. Wilna, 256 p.

El-Magid A., Mona M. 1986. Effect of some pesticides on the growth of blue-green algae *Spirulina platensis*. Egypt. J. Food Sci., 14(1): 67–74.

Felföldy L. 1987. The biological classification of water quality, 4th revised edition (A biológiai vízminőség). *Vízügyi Hidrobiológia*, 16. VGI, Budapest., 263 p. (in Hungarian).

Feniova I.Yu., Razlutskiy V.I., Palash A.L., Tumowsky J., Susova E.A., Dzialowski A.R. 2014. Cladoceran community structure in three meso-eutrophic Polish lakes with varying thermal regimes. *Limnetica*, 33(1): 13–30.

Fialkowski W. 1979. Problemy biologicznej indykacji zanieczyszczen w rzekach. *Chronmy przyr. ojc.*, 35(4): 5–14.

Finkel Z.V. 2001. Light absorption and size scaling of light-limited metabolism in marine diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, 46(1): 86–94. DOI: 10.4319/lo.2001.46.1.0086.

Finkel Z.V., Beardall J., Flynn K.J. et al. 2010. Phytoplankton in a changing world: cell size and elementary stoichiometry. *J. Plankt. Res.*, 32(1): 119–137. doi:10.1093/plankt/fbp098.

FitzHugh T. W. 2005. GIS Tools for freshwater biodiversity conservation planning. *Transactions in GIS*, 9(2): 247–263. DOI: 10.1111/j.1467-9671.2005.00215.x.

Fleming R.A., Barclay H.J., Candau J.N. 2002. Scaling-up an autoregressive time-series model (of spruce budworm population dynamics) changes its qualitative behaviour. *Ecological Modelling*, 149(1–2): 127–142. doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00519-1.

Foissner W. 2006. Biogeography and dispersal of micro-organisms: a review emphasizing protists. *Acta Protozool.*, 45: 111–136.

Foissner W. 2008. Protist diversity and distribution: some basic considerations. *Biodivers. Conserv.*, 17(2): 235–242. doi.org/10.1007/s10531-007-9248-5.

Fontanello D. (Ed.). 2011. Biogeography of microscopic organisms: is everything small everywhere? Cambridge: Cambridge University Press, 365 p.

Free Statistics and Forecasting Software. 2018. <https://www.wessa.net/>

Freshwater ecoregions of the world (FEOW). 2017. <http://www.feow.org/> (Online).

Friedrich G., Chapman D., Beim A. 1996. The use of biological material. In: Chapman, D.V. (Eds.), Water quality assessment – a guide to the use of biota sediment and water in environment monitoring. London: E. and F. Spon., pp. 175–242.

Gaedke U., Sefried A., Adrian R. 2004. Biomass Size Spectra and Plankton Diversity in a Shallow Eutrophic Lake. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 89(1): 1–20. DOI: 10.1002/iroh.200310661.

Galun M. 1970. The lichens of Israel. Jerusalem: The Israel Academy of Science and Humanities, 116 p.

Geider R.J., Platt T., Raven J.A. 1986. Size dependence of growth and photosynthesis in diatoms: a synthesis. *Marine Ecology – Progress Series*, 30: 93–104.

George D.G. 1991. The influence of global warming on freshwater plankton communities in Britain. *Freshwater Forum.*, 1(3): 204–214.

Georgi J.G. 1800. Geographisch – physikalische und naturhistorische Beschreibung d. Russischen Reichs. Des dritten Theils vierter Band. Inländische Pflanzen. Königsberg.

Ghosh S., Barinova S., Keshri J. P. 2012. Diversity and seasonal variation of phytoplankton community in the Santragachi Lake, West Bengal, India. *QScience Connect*, 3: 1–19. <https://doi.org/10.5339/connect.2012.3>.

Gillett N.D., Pan Y., Manoylov K.M., Stevenson R.J. 2011. The role of live diatoms in bioassessment: a large-scale study of Western US streams. *Hydrobiologia*, 665(1): 79–92. DOI: 10.1007/s10750-011-0606-7.

Good I.J. 1953. The population frequencies of species and the estimation of population parameters. *Biometrika*, 40: 237–264.

Gosselain V., Descy J.-P., Everbecq E. 1994. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia*, 289: 179–191. doi.org/10.1007/BF00007419.

Guiry M.D., Guiry G.M. 2013. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>. (Online).

Gutwinski R. 1892a. Flora glonow okolic Lwowa (Flora algarum agri Leopoliensis). *Spraw. Kom. Fizyogr. Akad. Umiejet. Krakow. Krakow*, 27: 1–124.

Gutwinski R. 1892b. Staw tarnopolski. *Rozn. Kolka Nauk. Tarnopolsk*, 1: 66–78.

Gutwinski R. 1893. Materyjaly do flory glonow Galicyi. *Czesć*, 28 (3): 104–166.

Gutwinski R. 1895a. Flora glonow okolic Tarnopola, 30: 45–173.

Gutwinski R. 1895b. *Prodromus floriae algarum galiciensis*. *Rozpr. Akad. umiejet. Wyzd. Mat.-przyr. Ser., II* (8): 274–449.

Hammer U. T. 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World*. V. 59. Dordrecht, Netherlands: Springer Science & Business Media, 616 p.

Heino J., Virkkala R., Toivonen H. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biol Rev.*, 84: 39–54. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2008.00060.x.

Herut B., Hornung H., Kress N. 1994. Mercury, lead, copper, zinc and iron in shallow sediments of Haifa Bay, Israel. *Fresenius Environ. Bull.*, 3: 147–151.

Herut B., Kress N. 1997. Particulate metals contamination in the Kishon River estuary, Israel. *Mar. Pollut. Bull.*, 34(9): 706–711. [doi.org/10.1016/S0025-326X\(97\)00018-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(97)00018-0).

Herut B., Kress N., Hornung H. 2000. Nutrient pollution at the lower reaches of Mediterranean coastal rivers in Israel. *Water Sci. Technol.*, 42(1-2): 147–152.

Herut B., Shefer E., Cohen Y. 2003. Environmental Quality of Israel's Mediterranean Coastal waters in 2002. Annual Report of the National Marine Environmental Monitoring Program. IOLR Report H39/2003a, 57 p.

Heywood V. 2004. Modern approaches to floristics and their impact on the region of SW Asia. *Turk. J. Bot.*, 28(1-2): 7–16.

Higgins J.V., Bryer M.T., Khoury M.L., FitzHugh T.W. 2005. A Freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. *Conservation Biology*, 19(2): 432–445. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00504.x.

Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 25(15): 1965–1978. DOI: 10.1002/joc.1276.

Hillebrand H., Azovsky A.I. 2001. Body size determines the strength of the latitudinal diversity gradient. *Ecography*, 24(3): 251–256. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2001.240302.x.

Hillebrand H., Dürselen C.D., Kirschtel D., Pollinger U., Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, 35(2): 403–424. DOI: 10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x.

Hindák F., Hindáková A. 1998. Sinice/Cyanobacterie a riasy. Zoznam nižších a vyšších rastlin Slovenska: Checklist of non-vascular and vascular plants of Slovakia. Bratislava: VEDA, pp. 11–100.

Holmes R.W. 1986. Calibration of Diatom-pH-Alkalinity Methodology for the Interpretation of the Sedimentary Record in Emerald Lake Integrated Watershed Study. (www.arb.ca.gov/research/abstracts/a4-118-32.htm). Santa Barbara: Univ. of California.

Horowitz A. 1979. *The Quaternary of Israel*. Acad. Press, New York, 394 p.

Horton R.K. 1965. An index-number system for rating water quality. *J. Water Pollut. Control Federation*, 37(3): 300–306.

Hustedt F. 1938–1939. Systematisch und Ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 15: 131–177; 393–506; 638–790, 16: 1–155; 274–394.

Hustedt F. 1957. Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Abhandl. Naturw. Ver. Bremen*, 34: 181–440.

Jeffrey S.W., Humphrey F.H. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophyll a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 167: 171–194.

John D.M., Whitton B.A., Brook A.J. (Eds.). 2011. *The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae*. Cambridge: Cambridge University Press, 878 p.

Jones D.J. 1973. Variation in the tropic structure and species composition of some invertebrate communities in polluted kelp forests in the North Sea. *Mar. Biol.*, 20(4): 351–365.

Kachur von A.N., Arzhanova V.S., Yelpatyevsky P.V., Von Braun M.C., Von Lindern I.H. 2003. Environmental conditions in the Rudnaya River watershed – a compilation of Soviet and post-Soviet era sampling around a lead smelter in the Russian Far East. *The Science of the Total Environment*, 303(1–2): 171–185. doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00351-0.

Kahlert M., Savatijević Rašić I. 2015. Similar small-scale variation of diatom assemblages on different substrates in a mesotrophic stream. *Acta Botanica Croatica*, 74(2): 363–376. DOI: 10.1515/botcro-2015-0021.

Kaiser K.L. 1998. Correlations of *Vibrio fischeri* bacteria test data with bioassay data for other organisms. *Environ. Health Perspectives*, 106(Suppl 2): 583–591. DOI: 10.2307/3433809.

Kaiser K.L.E., Lum K.R., Palabrica V.S. 1988. Review of field applications of the Microtox test in great lakes and Saint Lawrence River waters. *Water Pollut. Res. J. Canada*, 23(2): 270–278.

Kamenir Y., Dubinsky Z., Zohary T. 2004. Phytoplankton size structure stability in a meso-eutrophic subtropical lake. *Hydrobiologia*, 520(1-3): 89–104. doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027729.53348.c7.

Kannel P.R., Lee S., Lee Y.S., Kanel S.R., Khan S.P. 2007. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. *Environ. Monitor. Assess.*, 132(1–3): 93–110. DOI: 10.1007/s10661-006-9505-1.

Kelly M.G., Whitton B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in waters. *J. Appl. Phycol.*, 7(4): 433–444. doi.org/10.1007/BF00003802.

King R.S., Richardson C.J. 2003. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. *Environmental Management*, 31: 795–809.

Klochenko P., Shevchenko T., Barinova S., Tarashchuk O. 2014. Assessment of the ecological state of the Kiev Reservoir by the bioindication method. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.*, 43(3): 228–236, DOI: 10.2478/s13545-014-0137-8.

Klymiuk V., Barinova S. 2015. Phytoplankton communities in ecological assessment of lacustrine ecosystems in the wetland "Slavyansky Resort", Ukraine. *Journal of Wetlands Biodiversity*, 5: 17–27.

Klymiuk V., Barinova S. 2016. Phytoplankton Cell Size in Saline Lakes. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*. 7(1): 1077–1085.

Klymiuk V., Barinova S., Fatiukha A. 2015. Algal bio-indication in assessment of hydrological impact on ecosystem in wetlands of "Slavyansky Resort". *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res. "The Wetlands Diversity"*, 17(1): 63–70. DOI: 10.1515/trser-2015-0048.

Klymiuk V., Barinova S., Lyalyuk N. 2014. Diversity and Ecology of Algal Communities from the Regional Landscape Park "Slavyansky Resort", Ukraine. *Research and Reviews: Journal of Botanical Science*, 3(2): 9–26.

Kocielek J.P., Spaulding S.A. 2000. Freshwater diatom biogeography. *Nova Hedw.*, 71(1/2): 223–241.

Kolbe R.W. 1927. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. *Pflanzenforschung*, 7: 1–146.

Kolkwitz R., Marsson M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. kgl. Prüfanstalt Wasserversorgung Abwasserbeseitigung*, 1: 33–72.

Kolkwitz R., Marsson M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Int. Revue gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2: 126–152.

Komárek J., Anagnostidis K. 2005. Cyanoprokaryota. Teil 2.: Oscillatoriales. In: Büdel B, Gärtner G, Krienitz L, Schagerl M (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2*. München: Elsevier, 759 p.

Komárek J., Comas A. 1984. Areas of distribution of coccal green algae in relation to the algal flora of Cuba. *Phycol. Lat.-Amer.*, 2: 133–167.

Korschikov A.A. 1927. *Phyllocardium complanatum*, a new Polyblepharidacea. *Archiv für Protistenkunde*, Jena, LVIII: 441–449.

Korschikov A.A. 1927. *Skadovskiiella sphagnicola*, a new colonial Chrysoomonad: 450–455.

Korschikov A.A. 1928a. On two new Spondylomoraceae: *Pascheriella tetras* n. gen. et sp., and *Chlamydotryps squarrosa* n. sp., LXI: 223–238.

Korschikov A.A. 1928b. Kleinere Mitteilungen. Notes on some new or little known Protococcales. Archiv für Protistenkunde. Jena, LXII (2/3): 416–426.

Korschikov A.A. 1932. Studies in the Vacuolatae, I (LXXVIII): 557–612.

Kovács C., Kahlert M., Padisák J. 2006. Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. Journal of Applied Phycology, 18: 105–117.

Krakhmalny O.F., Panina Z.O., Krakhmalny M.O. 2006. Dinophyta. Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta and Rhodophyta. : Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag, 470–532.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. Bacillariophyceae 1. Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/1. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.: G. Fischer, 876 p.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1988. Bacillariophyceae. 2. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/2. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: G. Fischer, 596 p.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991a. Bacillariophyceae 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Stuttgart Jena: G. Fischer Verlag, 576 p.

Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991b. Bacillariophyceae 4. Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. Teil 1–4. Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4. Stuttgart Jena: G. Fischer, 437 p.

Krause W. 1997. Charales (Charophyceae). In: Ettl H., Gärtner G., Heynig H., Mollenhauer D. (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 18. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: G. Fischer, 202 p.

Kress N., Herut B., Shefer E., Hornung H. 1999. Trace element levels in fish from clean and polluted coastal marine sites in the Mediterranean Sea, Red Sea and North Sea. Helgoland Mar. Res., 53(3–4): 163–170. doi.org/10.1007/s101520050022.

Krieger W. 1932. Die Desmidiaceen der Deutschen limnologischen Sunda- Expedition. Arch. Hydrobiol., 11: 129–230.

Krieger W. 1933. Die Desmidiacees Europas. Rabenhorst's Kryptogamen Flora, 13 (1): 1–224. 4: 537–712.

Krieger W. 1937. Die Desmidiaceen Europas mit Berücksichtigung der aussereuropaischen Arten. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Conjugatae. Die Desmidiaceen. Leipzig: Acad. Verlag, 712 p.

Kristiansen J. 1996. Biogeography of freshwater algae – conclusions and perspectives. Biogeography of Freshwater Algae. Developments in Hydrobiology, vol. 118. Dordrecht: Springer, pp. 159–161. doi.org/10.1007/978-94-017-0908-8_16.

Krumgalz B. 1993. "Fingerprints" approach to the identification of anthropogenic trace metal sources in the nearshore and estuarine environments. Estuaries, 16(3): 488–495. doi.org/10.2307/1352596

Krupa E., Slyvinskiy G., Barinova S. 2014. The effect of climatic factors on long-term dynamics of phytoplankton, zooplankton and macrozoobenthos of the Balkhash Lake (Kazakhstan, Central Asia). Advanced Studies in Biology, 6(3): 115–136. http://dx.doi.org/10.12988/asb.2014.4523

Krupa E.G., Barinova S.S. 2016. Environmental variables regulating the phytoplankton structure in high mountain lakes. Res. J. Pharm., Biol. Chem. Sci., 7(4): 1251–1261.

Krupa E.G., Barinova S.S., Amirgaliyev N.A., Issenova G., Kozhabayeva G. 2017. Statistical approach to estimate the anthropogenic sources of potentially toxic elements on

the Shardara Reservoir (Kazakhstan). *MOJ Eco. Environ. Sci.*, 2(1): 1–8. DOI: 10.15406/mojes.2017.02.00012.

Lamouroux, J.V. 1822. *Algae in: Enumeratio plantarum, quas in insulis Archipelagi aut littoribus ponti Euxini annis 1819 et 1820, collegit atque detexit Dumont d'Urville. Parisiis*, 135 p.

Lenzenweger R. 2003. *Desmidiaceenflora von Österreich*. Berlin, Stuttgart, 4, 87 p.

Leveille J.H. 1842. *Enumeration des plantes. Voyage dans la Russie meridionale et la Crimee, execute en 1837, sous la direction d.m. Anatole d.*

Leynaud G. 1975. *L'appréciation par voie biologique des effets des pollutions dans les milieux récepteurs; application a la détermination des objectifs de qualité*. Trib. CEBEDEAU, 28: 327–333.

Lipkovsky E., Barinova S., Teltsch B., Nevo E. 2011. *Algal vegetative activity in the Upper Jordan River (Northern Israel): an in vitro glass slide experiment*. *Applied Ecology and Environmental Research*, 9(3): 231–244.

Lyall R. 1825. *Travels in Russia. The Crimea, the Caucasus and Georgia* T. I., London.

Marvan P., Heteša J., Hindák F., Hindáková A. 2004. *Phytoplankton of the Morava river in Czech Republic and Slovakia: past and present*. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.*, XXXIII (4): 41–60.

Medvedeva L.A., Barinova S., Semenchenko A.A. 2012. *Use of Algae for Monitoring Rivers in the Monsoon Climate Areas (Russian Part of Asian Pacific Region)*. *Int. J. Envir. Res.*, 1(1): 39–44.

Meriläinen J. 1967. *The diatom flora and the hydrogen-ion concentration of the water*. *Ann. Bot. Fennici*, 4(1): 51–58.

Meteletskaia Z. G. 1999. *Saprobiological Characterization of Water Quality in the Sasyk Reservoir Based on the Analysis of Macrozoobenthos*. *Hydrobiol. J.*, 35(1): 122–129. DOI: 10.1615/HydrobJ.v35.i1.140.

Meybeck M., Helmer R. 1989. *The quality of rivers: from pristine stage to global pollution*. *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol. (Global and Planetary Change Section)*, 1(4): 283–309. doi.org/10.1016/0921-8181(89)90007-6.

Mikhailyuk T.I., Demchenko E.M., Kondratyuk S. Ya. 2003. *Algae of granite outcrops from the left bank of the river Pivdennyi Bug (Ukraine)*. *Biologia, Bratislava*, 58(4): 589–601.

Milestone 6 report – Baltic Sea GIG. 2006. *Baltic GIG – Phytoplankton – CIRCABC*. Milestone 6 Report – Baltic Sea GIG. Quality element: Phytoplankton. Annex A – E. Version 16 June 2006. European Commission. Directorate General JRC. Joint Research Centre. Institute of Environment and Sustainability. Available at: http://meeting.helcom.fi/c/documentlibrary/get_file?folderId=71520&name=DLFE-28464.pdf.

Mitchell K.M., Stapp W.B. (Eds.). 1996. *Field Manual for Water Quality Monitoring*, 10th ed. Dubuque, Iowa: Kendall-Hunt for GREEN, 304 p.

Molozhanova E., Osokina N., Kostikov I., Molozhanov I. 1995. *New approaches to bioindication at the assessment of anthropogenic soil pollution*. NATO Advanced Research Workshop on New Approaches to the Development of Bioindicator Systems for Soil Pollution, 24–28 April 1995. Moscow, 28 p.

Morgan A.M., Royer T.V., David M.B., Gentry L.E. 2006. *Relationships among Nutrients, Chlorophyll-a, and Dissolved Oxygen in Agricultural Streams in Illinois*. *J. Environ. Qual.*, 35(4): 1110–1117. DOI: 10.2134/jeq2005.0433.

Muscio, C. 2002. The Diatom Pollution Tolerance Index: Assigning Tolerance Values. City of Austin - Watershed Protection & Development Review Department, Environmental Resource Management, SR-02-02: 1-17.

Nevo E., Wasser S.P. (Eds.). 2000. Biodiversity of cyanoprocaroyotes, algae and fungi of Israel. Cyanoprocaroyotes and algae of continental Israel. Leichtenstein: A.R.G. Gantner Verlag, Ruggell, 560 p.

Nikiforov V.V. 1993. A new species from genus *Dinobryon* Ehr. Альгология, 3(2): 50–52.

Novoselova T.N., Protasov A.A. 2015. Phytoplankton of Cooling Ponds of Techno-Ecosystems of Nuclear and Thermal Power Stations (a Review). Hydrobiol. J., 51(2): 37–52. DOI: 10.1615/HydroBJ.v51.i2.40.

Odum E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. Science, 164(3877): 262–270. DOI: 10.1126/science.164.3877.262.

OECD. Organization for Economic Co-operation and Development. 2017. Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control, O.E.C.D. Paris: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax (SWCSMH). Available 18 November, 2018 at: <http://www.chebucto.ns.ca/science/SWCS/TPMODELS/OECD/oecd.html>.

Osamu M. 1975. Biotical index. J. Jap. Water Works Assoc., 493: 88–97.

Palamar-Mordvintseva G.M., Tsarenko P.M. 2011. Biogeography of Algae of the Ukraine: Current Status, Features Trends, Problems and Perspectives. Int. J. on Algae, 21(4): 305–329. DOI:10.1615/InterJAlgae.v13.i4.10.

Palamar-Mordvintseva G.M., Tsarenko P.M. 2015. Algofloristic zoning of Ukraine. Int. J. on Algae, 17(4): 303-338.

Pantle E., Buck H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas Wasserfach., 96: 604.

Parsons T.R., Takahashi M. 1973. Environmental control of phytoplankton cell size. Limnol. Oceanogr., 18(4): 511–515. DOI: 10.4319/lo.1973.18.4.0511.

Parvez S., Venkataraman C., Mukherji S. 2006. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. Environ. Int., 32: 265–268. doi.org/10.1016/j.envint.2005.08.022.

Patrick R. 1971. The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. Limnol. and Oceanogr., 16(2): 405–421. DOI: 10.4319/lo.1971.16.2.0405.

Peel M. C., Finlayson B. L., McMahon T. A. (University of Melbourne) - Hydrology and Earth System Sciences: "Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification" (Supplement) - Original file was a JPG-file, this file is has been converted to a PNG-file, without extra modifications, by me (Jeroen)., CC BY-SA 3.0.

Peršić V., Kočić A., Horvatić J. 2013. Water quality and algal growth potential of watercourses draining agricultural and forested catchments in eastern Croatia (Middle Danube Basin). Fundamental and Applied Limnology. Arch. f. Hydrobiol., 182(1): 31–46. doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0399.

Pesce S.F., Wunderlin D.A. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba city (Argentina) on Suquía River. Water Res., 34(11): 2915–2926. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00036-1.

Phycotech. 2018, <https://www.phycotech.com/>.

Piirsoo K., Vilbaste S., Truu J., Pall P., Trei T., Tuvikene A., Viik M. 2007. Origin of phytoplankton and the environmental factors governing the structure of microalgal communities in lowland streams. Aquat. Ecol., 41(2): 183–194. doi.org/10.1007/s10452-007-9077-3.

Pitra A.S. 1863. Mittheilungen über eine ausserordentliche Anhäufung der Gallertalgen. Bot. Zeit.: 79–82.

Pitra A.S. 1873. Mittheilungen über eine ausserordentliche Anhäufung der Gallertalgen. (Bot. Zeit. 1863: 79–82). По-русски: о студенистых водорослях Зміевского лимана. Харьковъ.

Podani J. 1994. Multivariate Data Analysis in Ecology and Systematics a methodological guide to the SYN-TAX 5.0 package. The Hague: SPB Publishing: 316 p.

Porter S.D. 2008. Algal Attributes: An autecological classification of algal taxa collected by the National Water-Quality Assessment Program. Geological Surevy Data Series, 329 p. Available at <http://pubs.usgs.gov/ds/ds329/>.

Preston F.W. 1962. The canonical distribution commonness and rarity. Part I. Ecology, 43(2): 185–215, DOI:10.2307/1931976; Part II. Ecology, 43(3): 410–432. DOI:10.2307/1933371.

Protasov A.A., Panasenko G.A., Babariga S.P. 2009. Biological hindrances in power station exploitation, their typization and main hydrobiological of control. Hydrobiol. J., 45(1): 32–45. DOI: 10.1615/HydrobJ.v45.i1.30.

Protasov, A.A., Barinova, S., Novoselova, T.N. 2017. Characteristics of the ecological state of the cooling reservoir of nuclear power plant on the basis of bioindicative indices of phytoplankton. Hydrobiological Journal, 53(4): 3-21. DOI: 10.1615/HydrobJ.v53.i4.10

Protasov A.A., Barinova S.S., Novoselova T.N., Silayeva A.A. 2018. The phenomenon of contourization in the technoecosystems and its bioindication. – Техногенные системы и экологический риск: Тез. докл. II Междунар. науч. конф. / Под общ. ред. А.А. Удаловой. – Обнинск, 19–20 апр. 2018 г.– Обнинск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ, 2018. – С. 166–168.

Prygiel J., Costa M. 1993. The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. Hydrobiologia, 269(1): 343–349. doi.org/10.1007/BF00028033.

Prygiel J., Costa M., Bukowska J. 1999. Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of river – State of the art in Europe. Use algae for monitoring rivers III. Duai: Agence de l’Eua Artois-Picardie: 224–238.

Ptacnik R.A., Solimini G., Andersen T., Tamminen T., Brettum P., Lepisto L., Willen E., Rekolainen S. 2008. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. PNAS, 105: 5134–5138. DOI: 10.1073/pnas.0708328105.

Pugnetti A., Acri F., Alberighi L., Barletta D., Bastianini M., Bernardi-Aubry F. et al. 2004. Phytoplankton photosynthetic activity and growth rates in the NW Adriatic Sea. Chem Ecol, 20(6): 399–409. DOI: 10.1080/02757540412331294902.

Qian H., White P.S., Song J-S. 2007. Effects of regional vs. ecological factors on plant species richness: an intercontinental analysis. Ecology, 88(6): 1440–1453. DOI: 10.1890/06-0916.

Quinlan E.L., Philips E.J. 2007. Phytoplankton assemblages across the marine to low-salinity transition zone in a blackwater dominated estuary. J. Plank. Res., 29(5): 401–416. DOI: 10.1093/plankt/fbm024.

Rauch W., Henze M., Koncsos L., Reichert P., Shanahan P., Somlyody L. 1998. River water quality modelling – I. State of the art. Water Science and Technology, 389(11): 237–244. doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00660-X.

Reinhard L.W. 1875. Zur Morphologie und Systematic der Bacillarien (vorl. mitth.) Bot. Zeit. 33 Jahrg., 39.

Reynolds C.S. 1998. The state of freshwater ecology. Freshwater Biol., 39(4): 741–753. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00315.x.

Reynolds C.S., Descy J-P. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. Arch. Hydrobiol., 113 (Suppl.): 87–161.

Richter E.D., Friedman L.S., Tamir Y., Berman T., Levy O., Westin J.B., Peretz T. 2003. Cancer risks in naval divers with multiple exposures to carcinogen. Environ. Health Perspect., 111(4): 609–617. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1241453/pdf/ehp0111-000609.pdf>.

Rose D.T., Cox E.J. 2014. What constitutes *Gomphonema parvulum*? Long-term culture studies show that some varieties of *G. parvulum* belong with other *Gomphonema* species. Plant Ecol. Evol., 147(3): 366–373. doi.org/10.5091/plecevo.2014.1059.

Roy S., Llewellyn C.A., Egeland E.S., Johnsen G. (Eds.) 2011. Phytoplankton Pigments. Characterization, Chemotaxonomy and Application in Oceanography. Cambridge, Cambridge University Press, 845 p.

Ruprecht F.J. 1845. Neue Beobachtungen über *Oscillaria*. Bull. phys. math. Acad. St.-Petersburg, III, 29 p.

Sabater S., Roca J.R. 1992. Ecological and biogeographical aspects of diatom distribution in Pyrenean springs. British Phycol J., 27(2): 203–213. DOI: 10.1080/000716192000650201.

Saboski E.M. 1977. Effects of mercury and tin on frustular ultrastructure of the marine diatom, *Nitzschia liethrutti*. Water, Air, and Soil Pollut., 8(4): 461–466. doi.org/10.1007/BF00228660.

SAFE. 1995. Strategic assessment of Florida's environment, Florida stream water quality index, statewide summary. <http://www.pepps.fsu.edu/safe/environ/swq1.html>.

Said A., Stevens D.K., Sehlke G. 2004. An innovative index for evaluating water quality in streams. Envir. Assess., 34(3): 406–414. DOI: 10.1007/s00267-004-0210-y.

Sathya K.S., Balakrishnan K.P. 1988. Physiological response of diatom *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. to sub-lethal levels of copper. Indian J. Mar. Sci., 17(4): 322–325.

Schiaffino R.M., Unrein F., Gasol J.M., Massana R., Balague V., Izaguirre I. 2011. Bacterial community structure in a latitudinal gradient of lakes: the roles of spatial versus environmental factors. Freshwater Biol., 56(10): 1973–1991. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02628.x.

Schiller D., Acuna von V., Sabater S. 2014. Streams: Perennial and Seasonal. Encyclopedia of Natural Resources: Water. Taylor and Francis. In: Wang. Y. (Ed.) New York: Published online: 853–857 DOI: [10.1081/E-ENRW-120047603](https://doi.org/10.1081/E-ENRW-120047603).

Schneider S.C., Lawniczak A.E., Picińska-Faltynowicz J., Soszkievicz K. 2012. Do macrophytes, diatoms and non-diatom benthic algae give redundant information? Results from a case study in Poland. Limnologia, 42(3): 204–211. DOI: 10.1016/j.limno.2011.12.001.

Segers H., Martens K. (Eds.). 2006. Aquatic Biodiversity II: The Diversity of Aquatic Ecosystems. Springer, 390 p.

Setchell W.A. 1915. The law of temperature connected with distribution the marine algae. Ann. Missouri Bot. Gard. 2(1/2): 287–305. DOI: 10.2307/2990037.

Setchell W.A. 1920. The temperature interval in the geographical distribution of marine algae. Science, 52(1339): 187–190. DOI:10.1126/science.52.1339.187

Sharma C.B.S.R. 1989. Water Hyacinth (*Eichornia crassipes*) in an excellent in situ Monitor of aquatic genotoxins. Environ, and Mol. Mutagenes, 14, 182 p.

Shem-Tov S., Zaady E., Groffman P.M., Gutterman Y. 1999. Soil carbon content along a rainfall gradient and inhibition of germination: a potential mechanism for regulating distribution of *Plantago coronopus*. Soil Biology and Biochemistry, 31(9): 1209–1217. doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00026-7.

Shilov V.N. 1997. Comparison of Neogene-Quaternary volcanism in Sakhalin and the East Sikhote Alin. A comparative study of the rock chemistries. *Journal of Volcanology and Seismology*, 18: 667–672.

Siemińska J. 1964. Bacillariophyceae, Okrzemki. *Flora slodkowodna Polski* 6. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe, 1610 p.

Siemińska J., Wołowski K. 2003. Catalogue of Polish prokaryotic and eukaryotic algae. Krakow: Institute Bot.Press, 251 p.

Siepel H. 1996. Decision-support systems for nature management. *Biodivers. Lett.*, 3(4–5): 157–161.

Sinitsyna O.O., Kalinichenko R.A., Sergeeva O.A. et al. 2001. Plankton, benthos and periphyton of the cooling pond of the Khmelnitskaya nuclear power station. *Hydrobiological J.*, 37(3): 17–35. DOI:10.1615/HydrobJ.v37.i3.20

Sládeček V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie - Beiheft: Ergebnisse der Limnologie* 7. Stuttgart, 218 S., 70 Abb., 64 Tab., 502 Lit.

Sládeček V. 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydroch. Hydrobiol.*, 14: 555–566.

Soininen J., Korhonen J.J., Karhu J., Vetterli A. 2011. Disentangling the spatial patterns in community composition of prokaryotic and eukaryotic lake plankton. *Limnol. and Oceanogr.*, 56(2): 508–520. DOI: 10.4319/lo.2011.56.2.0508.

Stambuk-Giljanovic N. 1999. Water quality evaluation by index in Dalmatia. *Water Res.*, 33(16): 3423–3440. doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00063-9.

Stastny J. 2010. Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology. *Desmids. Fottea*, 10(1): 1-74.

STATISTICA 12.0. StatSoft, Inc. 2013. Electronic Statistics Textbook. Tulsa, OK: StatSoft. <http://www.statsoft.com/textbook/>.

Stern A., Gradus Y., Meir A., Krakover S., Tsoar H. 1986. Atlas of the Negev. Beer-Sheva: Ben Gurion University of the Negev, 80 p.

Stoermer E.F., Kreis R.G.Jr., Andresen N.A. 1999. Checklist of diatoms from the Laurentian Great lakes. II. *Journal Great Lakes Research*, 25(3): 515–566. doi.org/10.1016/S0380-1330(99)70759-8.

Stoermer E.F., Smol J.P. (Eds.). 1999. The diatoms: application for the environmental and earth sciences. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 469 p.

Stole W., Riegman R. 1995. Effect of phytoplankton cell size on transient state nitrate and ammonium uptake kinetics. *Microbiology*, 141: 1221–1229.

Sumita M. 1986. A numerical water quality assessment of rivers in Hokuriku District using epilithic diatom assemblage in river bed as a biological indicator. (II) The values of RPID in surveyed rivers. *Diatom. Japan. J. Diatom.*, 2: 9–18.

Sumita M., Watanabe T. 1995. A numerical assessment of organic water pollution in the river Shimanto and its tributaries, Kochi Prefecture, using attached diatom assemblages. *Jap. J. Limnol.*, 56(2): 137–144. doi.org/10.3739/rikusui.56.137.

Sun G., Segura C. 2013. Interactions of Forests, Climate, Water Resources, and Humans in a Changing Environment: Research Needs. *British Journal of Environment & Climate Change*, 3(2): 119-126. DOI: 10.9734/BJECC/2013/6212.

Swirenko D. 1929. Über die hydrobiologische Expedition auf den Südlichen Bug im Sommer 1926. *Verhand. Int. Ver. Theor. und Angew. Limnol.*, 4: 693–702.

Swirenko D.O. 1941. Die botanischen Ergebnisse der Süd-Bugischen Hydrobiologischen Expedition. *Arch. Hydrobiol.*, 6(4): 593–770.

Szilágyi F., Ács É., Borics G. et al. 2008. Application of Water Framework Directive in Hungary: Development of Biological Classification Systems. *Water Science and Technology*, 58(11): 2117–2125. DOI: 10.2166/wst.2008.565.

Takhtajan A. 1986. Floristic regions of the World. University of California Press, 544 p.

Tan X., Zhang Q., Burford M.A., Sheldon F., Bunn S.E. 2017. Benthic Diatom Based Indices for Water Quality Assessment in Two Subtropical Streams. *Frontiers in Microbiology*, 8: Article 601. DOI: 10.3389/fmicb.2017.00601.

Tavassi M., Barinova S., Glassman H. 2008 b. Algal community in the pollution Lower Jordan River (Israel). *Israel Journal Plant Science*, 56(1–2): 111–119.

Tavassi M., Barinova S.S., Anissimova O.V., Nevo E., Wasser S.P. 2004. Algal indicators of environment in the Nahal (River) Yarqon basin, central Israel. *Int. J. on Algae*, 6(4): 355–382. DOI: 10.1615/InterJAlgae.v6.i4.50.

Tavassi M., Barinova S.S., Nevo E. 2008c. Examination of water quality from the Yarqon River (central Israel) using the glass slide method to define algal vegetative activity (in vitro). *Applied Ecology and Environmental Research*, 6(3): 113–125.

Tavassi M., Barinova S.S., Nevo E., Wasser S.P. 2008a. Assessment of water quality in the Yarqon River (the central Israel) in terms of the methods of bioindication and bioassay. *Hydrobiol. J.*, 44(2): 16–28. DOI: 10.1615/HydrobJ.v44.i2.20.

Taxonomy Tree. Czech Hydrometeorological Institute. <http://hydro.chmi.cz/isarrow/taxontable.php?agenda=POV&lng=eng&lng=eng>

Taylor W.R. 1960. Marine Algae of the Eastern Tropical and Subtropical Coasts of the Americas. Toronto: Univ. Michigan Press, 870 p.

Tchichatcheff P.A. 1860. Asie mineure. Description physique, statistique et archeologique de cette contree 3-me partie. *Botanique. Paris, II*: 665–669.

Ter Braak C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167–1179. DOI: 10.2307/1938672.

Ter Braak C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69(1–3): 69–77. doi.org/10.1007/BF00038688.

Ter Braak C.J.F. 1990. Interpreting canonical correlation analysis through biplots of structural correlations and weights. *Psychometrica*, 55(3): 519–531. doi.org/10.1007/BF02294765.

Ter Braak C.J.F. 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Écoscience*, 1(2): 127–140. doi.org/10.1080/11956860.1994.11682237.

Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca. Microcomputer Power Press, 500 p.

Tett R., Carreira C., Mills D.K., van Leeuwen S., Foden J., Bresnan E., Gowen J. 2008. Use of phytoplankton community index to assess the health of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8): 1475–1482. doi.org/10.1093/icesjms/fsn161.

Thienemann A. 1925. Die Binnengewasser Mitteleuropas. *Binnengewasser. Bd.I. Stuttgart*. 255 s.

Thompson J.N. 1984. Insect Diversity and the Trophic Structure of Communities. *Ecological Entomology*. New York: Wiley-Interscience, 591–606.

Thompson R.C., Tobin M.L., Hawkins S.J., Norton T.A. 1999. Problems in extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll from epilithic microbial biofilms: towards a standard method. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79(3): 551–558.

Tice R.R., Agurell E., Anderson D. 2000. Single cell gel/comet assay: guidelines for in vitro and in vivo genetic toxicology testing. *Environ. Mol. Mutagen.*, 35(3): 206–221. DOI:10.1002/(SICI)1098-2280(2000)35:33.O.CO;2-J.

Tockner K., Uehlinger U., Robinson Ch.T. (Eds.) 2009. *Rivers of Europe*. Amsterdam, Boston, Heidelberg, London, New York, Oxford, Paris, San Diego, San Francisco, Singapore, Sydney, Tokyo: Acad. Press is an imprint of Elsevier: 728 p.

Tóthmérész B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6(2): 283–290. DOI: 10.2307/3236223.

Tsarenko P.M. 1994. Taxonomy and morphology of chlorococcal algae of lakes several types of Ukraine. *Abst. 5th Hungarian Algal. Meet. (Mosonmagyaróvár, June 1994)*. *Mag. Algal. Tars.*, 17.

Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). 2006. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta and Rhodophyta: Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag, 713 p.

Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). 2009. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 2. Bacillariophyta. Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag, 413 p.

Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). 2011. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 3. Chlorophyta. Gantner Verlag, Ruggell, 511 p.

Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. (Eds.). 2014. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 4. Charophyta. Ruggell: Koeltz Scientific Books, 703 p.

Tseng C.K. 1963. Some problems concerning analytical studies of marine algal flora. *Oceanol. Limnol. Sin.*, 5(4): 288–304.

Tseng C.K., Chang C.F. 1959. On the regional division of the marine algal flora of the Western North Pacific. *Oceanol. Limnol. Sin.*, 2(4): 244–277.

Tyler P.A. 1996. Endemism in freshwater algae with special reference to the Australia. *Hydrobiologia*, 336(1-3): 127–135. doi.org/10.1007/BF00010826.

Ulitzur S., Lahav T., Ulitzur N. 2002. A Novel and Sensitive Test for Rapid Determination of Water Toxicity. *Environ. Tox. J.*, 17(3): 291–296. DOI:10.1002/tox.10060.

UNEP/IPCS. 1999. *Training Module No. 3. Chemical Risk Assessment*. Scotland: Edinburgh Centre for Toxicology, 222 p.

Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 28(1): 117–133. doi.org/10.1007/BF02334251.

Van Dam H., Stenger-Kovács C., Ács É. et al. 2007. Implementation of the European Water Framework Directive: Development of a system for water quality assessment of Hungarian running waters with diatoms. *Archiv für Hydrobiol. Suppl. Large Rivers*, 17(3–4): 339–364.

Van Dam H., Suurmond G., Ter Braak C.J.F. 1981. Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiologia*, 83(3): 425–459. doi.org/10.1007/BF02187040.

Van Landingham S.L. 1976. Comparative evaluation of water quality on the St. Joseph River (Michigan and Indiana, U.S.A.) by three methods of algae analysis. *Hydrobiologia*, 48(2): 145–173. doi.org/10.1007/BF00040168.

Vancsa A.L. 1984. Biological water quality of the Tisza between Tokaj and Tiszafüred (on the basis of studies carried out between the period 1971–1980). *Tiscia*, 19: 21–38.

Vanormellinger P., Verleyen E., Vyverman W. 2008. The diversity and distribution of diatoms: from cosmopolitanism to narrow endemism. *Biodiver. Cons.*, 17(2): 393–405. DOI: 10.1007/s10531-007-9257-4.

Vasilyeva I.I., Remigailo P.A., Gabyshev V.A., Ivanova A.P., Kopyrina L.I. 2010. The Far North: Plant Biodiversity and Ecology of Yakutia 2. *Flora of Yakutia: Composition and Ecological Structure 2.6. Algae*. Dordrecht Heidelberg London New York: Springer, 390 p.

Verma J., Nautiyal P. 2009. Longitudinal patterns of distribution of epilithic diatoms in a lesser Himalayan stream. *Journal of Hill Research.*, 22(2): 105–109.

Watanabe T. 1986. Biological indicator for the assessment of organic water pollution. *Japan Journal of Water Pollution Research*, 19: 7–11.

Watanabe T., Asai K., Houki A. 1986. Numerical estimation of organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage – Diatom Assemblage Index (DAIpo). *Sci Total Environ.*, 55: 209–218. doi.org/10.1016/0048-9697(86)90180-4.

Watanabe T., Asai K., Houki A. 1988a. Biological Information Closely Related to the Numerical Index DAIpo (Diatom Assemblage Index to Organic Water Pollution). *Diatom. The Jap. Journal of Diatomology*, 4: 49–60. doi.org/10.1146/diatom1985.4.0_49.

Watanabe T., Asai K., Houki A. 1988b. Numerical index of water quality using diatom environmental pollution. Tokyo: Tokai Univ. Press: 179–192.

Wetzel R.G., Westlake D.F. 1969. *Periphyton. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. Oxford, Edinburgh: Blackwell Scientific Publications: pp. 33–40.

White P.S. 1983. Eastern Asian-Eastern North American floristic relation: the plant community level. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 70(4): 734–747.

Whitton B.A. (Ed.) 1984. *Ecology of European Rivers*. Oxford, UK: Blackwell, 644 p.

Whitton B.A. 1975. *River Ecology*. Oxford: Blackwell Sci. Publ.: pp. 81–105.

Whitton B.A., Roth E., Friedrich G. (Eds.). 1991. *Use of algae for monitoring rivers*. Innsbruck: Institut für Botanik Univ. Press, 196 p.

Wołoszyńska J. 1911. *Phycotheca Polonica*. 3 (10–150). *Kosmos*, 36 (10–12): 987–994.

Wołoszyńska J. 1921. *Glony okolic Kijowa*. *Rozpr. Wyzd. mat.-przyrod. Polsk. Akad. Umiej.*, 3(20): 127–140.

Wolski T. 1927. *Materialy do fauny wioslerek (Cladocera) Polesia*. Cz. II. *Wioslarki jezior Polesia polskiego*. *Arch. hydrobiol. rybactwa*, 2 (3/4): 197–310.

Wu N., Schmalz B., Fohrer N. 2012. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecological Indicators*, 13(1): 158–167. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.05.022.

Wu N., Schmalz B., Fohrer N., 2011. Distribution of phytoplankton in a German lowland river in relation to environmental factors. *J. Plankt. Res.*, 33(5): 807–820. doi.org/10.1093/plankt/fbq139.

Zaisev J.P., Alexandrov B.G. (Eds.). 1998. *Black Sea. Biological Diversity Ukraine*. New-York, 351 p.

Zandbergen P.A., Hall K.J. 1998. Analysis of the British Columbia water quality index for watershed managers: A case study of two small watersheds. *Water Qual. Res. J. Canada*, 33(4): 519–549.

Zhang Y., Yin Y., Wang M., Liu X. 2012. Effect of phytoplankton community composition and cell size on absorption properties in eutrophic shallow lakes: field and experimental evidence. *Optics Express*, 20(11): 11882–11898. DOI: 10.1364/OE.20.011882.

Zifan A. (Enhanced, modified, and vectorized). - Derived from World Koppen Classification.svg., CC BY-SA 4.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=47085586>

Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (Eds.). 2006. Biological monitoring of rivers: applications and perspectives. Chichester, England: John Wiley and Sons Ltd, 469 p.

Zohary M. 1966. Flora Palaestina I: Equisetaceae to Moringaceae. Jerusalem: The Israel Academy of Sciences and Humanities, 346 p.

ПРИЛОЖЕНИЕ

Таблица экологических характеристик водорослей-индикаторов в водных объектах Украины.

Обозначения: Суб – предпочтение типа местообитания и субстрата; Тем – предпочтение температурного интервала, категория; Кис – предпочтение типа подвижности вод и их обогащенности кислородом, а также индикаторы насыщенности вод сероводородом; рН – отношение к активной реакции воды, концентрации протонов; рН-амп – амплитуда значений рН, в которых встречался индикаторный таксон; Гал – галобность, отношение к концентрации хлоридов в воде; Ват – категории устойчивости индикаторного таксона к органическому загрязнению по Т. Ватанабе; Сап – категория устойчивости индикаторного таксона к органическому загрязнению по В. Сладечку; Инд S – значения видоспецифического индекса сапробности по В. Сладечку; Тро – категории индикаторов трофности вод; Авт-Гет – категории типа питания. Аббревиатуры индикаторных категорий как в главе 6.

Таксон	Суб	Тем	Кис	рН	рН-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Суанoprokaryota											
<i>Anabaena aequalis</i> Borge	P-B	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	ot	-
<i>Anabaena augstumalis</i> Schmidle	P-B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Anabaena contorta</i> H. Bachm.	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anabaena cylindrica</i> Lemmerm.	P-B, S	-	ae	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Anabaena inaequalis</i> Bornet et Flahault	P-B	-	st	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Anabaena jonssonii</i> J.B. Petersen	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anabaena lapponica</i> Borge	P-B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Anabaena oscillarioides</i> Bory ex Bornet et Flahault	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Anabaena oscillarioides</i> f. <i>torulosa</i> Playfair	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Anabaena oscillarioides</i> var. <i>stenospora</i> Bornet et Flahault	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Anabaena sphaerica</i> Bornet et Flahault	P,S	-	ae	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Anabaena sphaerica</i> f. <i>conoidea</i> Elenkin	P,S	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Anabaena spiroides</i> f. <i>woronichintiana</i> Elenkin	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Anabaena torulosa</i> Lagerh. ex Bornet et Flahault	P-B, S	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Anabaenopsis amoldii</i> Aptekar	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	me	-
<i>Anabaenopsis elenkinii</i> V.V.Mill.	P-B	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	me	-
<i>Anagnostidinema amphibium</i> (C. Agardh ex Gomont) Strunecký, Bohunická, J.R. Johansen et Komárek	P-B, S	-	st-str, H ₂ S	-	-	hl	-	a-o	2.6	m	-
<i>Anatheece bachmannii</i> (Komárek et Cronberg) Komárek, Kastovsky et Jezberová	P	-	-	-	-	I	-	-	-	me	-
<i>Anatheece clathrata</i> (West et G.S.West) Komárek, Kastovsky et Jezberová	P	-	-	-	-	hl	-	o-a	1.8	me	-
<i>Anatheece endophytica</i> (West et G.S.West) Komárek, Kastovsky et Jezberová	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	me	-
<i>Aphanizomenon flosaquae</i> Ralfs ex Bornet et Flahault	P	-	-	-	-	hl	-	o-a	1.95	m	-
<i>Aphanocapsa conferta</i> (West et G.S.West) Komárková-Legnerová et Cronberg	P	-	-	-	-	i	-	-	-	me	-
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West et G.S.West	P-B	-	-	-	-	i	-	-	-	m	-
<i>Aphanocapsa elachista</i> West et G.S.West	P	warm	-	-	-	-	-	-	-	me	-
<i>Aphanocapsa fuscolutea</i> Hansg.	B,S	warm	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa grevillei</i> (Berk.) Rabenh.	B,S	temp	-	acf	-	hb	-	o-b	1.4	m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmern.) Cronberg et Komárek	P	-	-	-	-	i	-	o-b	1.4	me	-
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmern.) Cronberg et Komárek	P-B	-	-	-	-	i	-	b	2.2	me	-
<i>Aphanocapsa litoralis</i> Hansg.	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa marina</i> Hansg.	B	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa muscicola</i> (Menegh.) Wille	B,S	-	ae	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa parasitica</i> (Kütz.) Komárek et Anagn.	P-B, Ep	-	-	-	-	i	-	-	-	o-m	-
<i>Aphanocapsa parietina</i> (Nägeli ex Kütz.) Nägeli	Ep,S	-	ae	alf	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa planctonica</i> (G.M. Sm.) Komárek et Anagn.	P	-	-	-	-	i	-	-	-	ot	-
<i>Aphanocapsa rivularis</i> (Carmich.) Rabenh.	Ep,S	-	-	-	-	-	-	o	1.3	ot	-
<i>Aphanocapsa salina</i> Woron.	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanothece biceps</i> Skuja	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanothece castagnei</i> (Kütz.) Rabenh.	P-B, Ep,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanothece elabens</i> (Bréb. ex Menegh.) Elenkin	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Aphanothece nidulans</i> P.G. Richt.	P-B, S	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Aphanothece salina</i> Elenkin et N.A. Danilov	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanothece saxicola</i> Nägeli	P,S	-	ae	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Aphanothece stagnina</i> (Spreng.) A. Braun	P-B	-	-	ind	-	hl	-	b-a	2.4	me	-
<i>Arthrospira jemmerti</i> Stizenb. ex Gomont	P-B	-	st	-	4.7-9.0	-	-	b-p	3.7	m	-
<i>Aulosira laxa</i> Kirchn. ex Bornet et Flahault	B	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Borzia curta</i> (Lemmern.) Anagn. et Komárek	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Borzia trilocularis</i> Cohn ex Gomont	B	-	-	-	-	-	-	-	-	me	-
<i>Calothrix adscendens</i> Bornet et Flahault	B	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Calothrix braunii</i> Bornet et Flahault	B,S	temp	st-str	-	-	-	-	o	1.2	m	-
<i>Calothrix brevissima</i> G.S.West	B,S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calothrix clavata</i> G.S.West	B,S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calothrix fusca</i> Bornet et Flahault	Ep	-	st-str	-	-	-	-	o	1.2	ot	-
<i>Calothrix gypsophila</i> (Kütz.) Thur.	B,S	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Calothrix marchica</i> Lemmern.	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calothrix parasitica</i> Thur. ex Bornet et Flahault	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calothrix parietina</i> Thur. ex Bornet et Flahault	B,S	-	st-str	-	-	-	-	o	1.1	o-m	-
<i>Calothrix stagnalis</i> Gomont	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Calothrix stellaris</i> Bornet et Flahault	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Calothrix thermalis</i> Hasng. ex Bornet et Flahault	Ep	warm	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Capsosira brebissonii</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cartusia fontana</i> (Hansg.) Mai, J.R. Johans. et Pietrasiak	B	cool	-	-	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Chamaecalyx swirenkoi</i> (Schirsch.) Komárek et Anagn.	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chamaesiphon confervicola</i> A. Braun	B	-	st-str	-	-	-	-	o	1.1	ot	-
<i>Chamaesiphon fuscus</i> (Rostafinski) Hansg.	B	-	str	-	-	-	-	x-o	1.0	ot	-
<i>Chamaesiphon incrustans</i> Grunow	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	ot	-
<i>Chamaesiphon minutus</i> (Rostafinski) Lemmern.	Ep, S	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	ot	-
<i>Chamaesiphon oncobrysoides</i> Geitler	P	-	ae	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Chamaesiphon polonicus</i> (Rostafinski) Hansg.	B	-	ae	-	-	-	-	o	1.1	ot	-
<i>Chamaesiphon polymorphus</i> Geitler	B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	ot	-
<i>Chamaesiphon rostafinskii</i> Hansg.	B, Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Chamaesiphon starmachii</i> Kann	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chamaesiphon subglobosus</i> (Rostafinski) Lemmern.	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Chlorogloea microcystoides</i> Geitler	Ep, S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Chlorogloea rivularis</i> (Hansg.) Komárek et Anagn.	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chondrocystis dermochroa</i> (Nägeli) Komárek et Anagn.	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroakolemma edaphicum</i> (Elenkin) Becerra-Absalón et J.R. Johans.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcopsis epiphytica</i> Geitler	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcopsis fluvialis</i> (Lagerh.) Komárek et Anagn.	B	-	st-str	-	-	-	-	o-x	0.7	ot	-
<i>Chroococcus cohaerens</i> (Bréb.) Nägeli	B,S	-	ae	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissl.) Lemmerm.	P	-	st	-	-	-	-	b-o	1.7	o-m	-
<i>Chroococcus giganteus</i> West	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Chroococcus helveticus</i> Nägeli	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus lithophilus</i> Erceg.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissl.) Lemmerm.	P-B	-	-	-	-	hl	-	-	-	o-m	-
<i>Chroococcus minor</i> (Kütz.) Nägeli	B,S	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	ot	-
<i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Nägeli	P-B	-	-	ind	-	i	-	o-a	1.8	o-m	-
<i>Chroococcus pallidus</i> Nägeli	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus quaternarius</i> Zalesky	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus spelaeus</i> Erceg.	B	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus subnudus</i> (Hansg.) Cronberg et Komárek	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus tenax</i> (Kirchn.) Hieron.	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Nägeli	P-B, S	-	ae	alf	-	hl	-	x-b	0.8	-	-
<i>Chroococcus turicensis</i> (Nägeli) Hansg.	B	-	ae	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Chroococcus vacuolatus</i> Skuja	P-B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus varius</i> A. Braun	B,S	-	ae	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Clastidium setigerum</i> Kirchn.	B,Ep	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	ot	-
<i>Cocopedia limnetica</i> O.V. Troitsk.	B	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Coelomoron pusillum</i> (V. Goor) Komárek	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	me	-
<i>Coelosphaerium anomalum</i> (A.W. Benn.) De Toni et Levi	B	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli	P	-	-	-	-	i	-	b-o	1.6	m	-
<i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemmerm.	P	-	-	-	-	hl	-	-	-	ot	-
<i>Coleofasciculus chthonoplastes</i> (Thur. ex Gomont) M. Siegesmund, J.R. Johans. et Friedl	B,S	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev) P. Rajaniemi, Komárek, R. Willame, Hrouzek, K. Kastovská, L. Hoffm. et Sivonen	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	me	-
<i>Cuspidothrix ussaczewii</i> (Proschk.-Lavr.) P. Rajaniemi, Komárek, R. Willame, Hrouzek, K. Kastovská, L. Hoffm. et Sivonen	B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	me	-
<i>Cyanobacterium cedrorum</i> (Sauvageau) Komárek, Kopecky et Cepák	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyanocystis versicolor</i> Borzi	Ep	-	st	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Cyanodictyon reticulatum</i> (Lemmerm.) Geitler	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cyanophanon mirabile</i> Geitler	B,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cyanothece aeruginosa</i> (Nägeli) Komárek	P-B, Ep	-	ae	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Cyanothece majus</i> (Schröt.) Komárek	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrospermum catenatum</i> Ralfs ex Bornet et Flahault	P-B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Cylindrospermum licheniforme</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrospermum majus</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrospermum marchicum</i> (Lemmerm.) Lemmerm.	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrospermum michailovskoense</i> Elenkin	B	-	-	-	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cylindrospermum muscicola</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrospermum stagnale</i> Bornet et	B,S	-	st	-	-	i	-	b	2.2	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Flahault											
<i>Desmonostoc muscorum</i> (C.Agardh ex Bornet et Flahault) Hrouzek et Ventura	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum affine</i> (Lemmerm.) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.85	-	-
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenh. ex Bornet et Flahault) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum flosaquae</i> (Bréb. ex Bornet et Flahault) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	st	-	-	i	-	b	2.0	e	-
<i>Dolichospermum lemmermannii</i> (Ricter) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	i	-	o-a	1.8	e	-
<i>Dolichospermum macrosporum</i> (Kleb.) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnh.) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	e	-
<i>Dolichospermum scheremetievii</i> (Elenkin) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Dolichospermum sigmoideum</i> (Nygaard) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	i	-	o-a	1.95	e	-
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Kleb.) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	o-m	-
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleb.) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	st-str	-	-	i	-	b	2.0	e	-
<i>Dolichospermum viguieri</i> (Denis et Frémy) Wacklin, L. Hoffm. et Komárek	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	e	-
<i>Drouetiella lurida</i> (Gomont) Mai, J.R. Johans. et Pietrasiak	B,S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Eucapsis alpina</i> Clem. et H.L.Schantz	P	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Eucapsis minor</i> (Skuja) Elenkin	P-B	cool	-	-	-	-	-	x	0.3	-	-
<i>Geitleribactron periphyticum</i> Komárek	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Grev. ex Gomont) Anagn.	P-B, S	-	st-str, H ₂ S	-	-	hl	-	a-o	2.6	m	-
<i>Glaucospira laxissima</i> (G.S.West) Simic, Komárek et Dordevic	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa alpina</i> Nägeli	Ep,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa atrata</i> Kütz.	B,S	temp	ae	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa bituminosa</i> (Bory) Kütz.	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa compacta</i> Kütz.	Ep,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa coracina</i> Kütz.	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa gelatinosa</i> Kütz.	B	warm	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa granosa</i> (Berk.) Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa kuetzingiana</i> Nägeli ex Kütz.	Ep,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa punctata</i> Nägeli	Ep,S	-	ae	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa rupestris</i> Kütz.	Ep,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa sanguinea</i> (C. Agardh) Kütz.	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsa violacea</i> Kütz.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsopsis chroococcoides</i> (Nováček) Komárek	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsopsis crepidinum</i> (Thur.) Geitler ex Komárek	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsopsis magna</i> (Bréb.) Komárek et Anagn. ex Komárek	S	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Gloeocapsopsis pleurocapsoides</i> (Nováček) Komárek et Anagn. ex Komárek	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeothece confluens</i> Nägeli	P, Ep,S	-	ae	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Gloeothece palea</i> (Kütz.) Nägeli	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeothece rupestris</i> (Lyngb.) Bornet	B, Ep,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeothece subtilis</i> Skuja	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloetrichia echinulata</i> P.G. Richt.	P-B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	m	-
<i>Gloetrichia intermedia</i> (Lemmerm.) Geitler	B,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Gloetrichia natans</i> Rabenh. ex Bornet et Flahault	P-B	-	-	ind	-	i	-	o-a	1.8	o-m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Gloeotrichia pisum</i> Thur. ex Bornet et Flahault	B,Ep	-	-	ind	-	hl	-	o-a	1.8	ot	-
<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kütz.	P-B	-	st-str	alf	-	hl	-	o	1.2	ot	-
<i>Gomphosphaeria cordiformis</i> (Wille) Hansg.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hapalosiphon pumilus</i> Kirchn. ex Bornet et Flahault	B	-	st	-	-	-	-	o-x	0.7	ot	-
<i>Hassallia bouteillei</i> Bornet et Flahault	S,B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hassallia byssoidea</i> Hassall ex Bornet et Flahault	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteroleibleinia epiphytica</i> Komárek	Ep	-	st-str	-	-	mh	-	o	1.2	o-m	-
<i>Heteroleibleinia kossinskajae</i> (Elenkin) Anagn. et Komárek	B,Ep	-	st	-	-	-	-	-	-	me	-
<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i> (Schmidle) Compère	B	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.4	e	-
<i>Heteroleibleinia ucrainica</i> (Schirsch.) Anagn. et Komárek	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteroscytonema crispum</i> (Bornet ex De Toni) G.B. McGregor et Sendall	B,Ep	-	st-str	-	-	-	-	o	1.2	ot	-
<i>Homoeothrix juliana</i> (Bornet et Flahault ex Gomont) Kirchn.	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Homoeothrix margalefii</i> Komárek et Kalina	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hydrococcus cesatii</i> Rabenh.	Ep	-	st-str	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Hydrococcus rivularis</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	ot	-
<i>Hydrocoleum homoeotrichum</i> Kütz. ex Gomont	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hyella fontana</i> Huber et Jadin	B	-	str	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Jaaginema angustissimum</i> (West et G.S.West) Anagn. et Komárek	P-B	-	str	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Jaaginema geminatum</i> (Schwabe ex Gomont) Anagn. et Komárek	P-B, Ep	warm	st	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Jaaginema gracile</i> (Böcher) Anagn. et Komárek	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jaaginema kuetzingianum</i> (Nägeli ex Gomont) Anagn. et Komárek	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jaaginema minimum</i> (Gickl.) Anagn. et Komárek	B	-	-	-	-	-	-	b-p	3.9	-	-
<i>Jaaginema neglectum</i> (Lemmerm.) Anagn. et Komárek	P-B, S	-	st-str, H ₂ S	-	-	-	-	a	3.2	ot	-
<i>Jaaginema pseudogeminatum</i> (G. Schmid) Anagn. et Komárek	P-B, S	warm	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jaaginema subtilissimum</i> (Kütz. ex Forti) Anagn. et Komárek	P-B	-	st, H ₂ S	-	-	-	-	a	3.2	ot	-
<i>Jaaginema woronichinii</i> (Anisimova) Anagn. et Komárek	B,Ep	-	st	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Johannesbaptistia pellucida</i> (Dickie) W.R.Taylor et Drouet	B	-	-	-	-	hlnbnt	-	-	-	-	-
<i>Johanseninema constrictum</i> (Szafer) Hasler, Dvorák et Poulicková	P-B, S	-	str, H ₂ S	-	-	-	-	b-a	2.5	e	-
<i>Kamptonema animale</i> (C. Agardh ex Gomont) Strunecký, Komárek et Smarda	P-B, S	cool	str	-	-	mh	-	o	1.1	-	-
<i>Kamptonema chlorinum</i> (Kütz. ex Gomont) Strunecký, Komárek et Smarda	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	b-p	3.8	-	-
<i>Kamptonema cortianum</i> (Menegh. ex Gomont) Strunecký, Komárek et Smarda	P-B	warm	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kamptonema formosum</i> (Bory ex Gomont) Strunecký, Komárek et Smarda	P-B, S	-	st	-	-	-	-	a	3.1	me	-
<i>Kamptonema okenii</i> (C. Agardh ex Gomont) Strunecký, Komárek et Smarda	B,Ep	-	H ₂ S	alf	-	hl	-	o-a	1.8	-	-
<i>Komvophoron schmidlei</i> (Jaag) Anagn. et Komárek	P-B	cool	st-str	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Leptolyngbya amplivaginata</i> (V. Goor) Anagn. et Komárek	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya angustissima</i> (West et G.S.West) Anagn. et Komárek	B, Ep,S	warm	st-str,ae	-	-	-	-	x-b	0.85	me	-
<i>Leptolyngbya boryana</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	B,S	-	st	-	-	i	-	o	1.3	o-m	-
<i>Leptolyngbya distincta</i> (Schmidle) Anagn. et Komárek	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya foveolara</i> (Gomont) Anagn.	B,S	-	ae	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
et Komárek											
<i>Leptolyngbya fragilis</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	B,S	warm	-	-	-	ph	-	b-o	1.7	-	-
<i>Leptolyngbya frigida</i> (F.E. Fritsch) Anagn. et Komárek	P-B	cool	st-str	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya gloeophila</i> (Kütz. ex Hansg.) Komárek	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	e	-
<i>Leptolyngbya gracillima</i> (Hansg.) Anagn. et Komárek	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya halophila</i> (Hansg. ex Gomont) Anagn. et Komárek	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya hansgiriana</i> Komárek	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya laminosa</i> (Gomont ex Gomont) Anagn. et Komárek	P-B, S	warm	st-str	-	-	-	-	x	0.1	-	-
<i>Leptolyngbya mucicola</i> (Lemmerm.) Anagn. et Komárek	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	e	-
<i>Leptolyngbya nostocorum</i> (Bornet ex Gomont) Anagn. et Komárek	Ep,S	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Leptolyngbya notata</i> (Schmidle) Anagn. et Komárek	B,S	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Leptolyngbya orientalis</i> (G.S.West) Anagn. et Komárek	B	warm	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya perelegans</i> (Lemmerm.) Anagn. et Komárek	B,Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Leptolyngbya rivulariarum</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	Ep	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya schmidlei</i> (Límanowska) Anagn. et Komárek	S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptolyngbya tenuis</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	B,S	-	st-str	-	-	i	-	b-a	2.4	-	-
<i>Leptolyngbya valderiana</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	B,S	-	st-str	-	-	-	-	o	1.1	o-m	-
<i>Leptolyngbya voronichiniana</i> Anagn. et Komárek	Ep,S	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Leptolyngbya weedii</i> (Tilden) Anagn.	P-B, S	warm	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmerm.) Komárková, Jezberová, Komárek et Zapomelová	P	-	-	-	-	i	-	b-o	1.65	o-m	-
<i>Limnolyngbya circumcreta</i> (G.S. West) X. Li et R. Li	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Limnoraphis birgei</i> (G.M. Sm.) Komárek, Zapomelová, Smarda, Kopecky, Rejmánková, Woodhouse, Neilan et Komárková	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnoraphis cryptovaginata</i> (Schkorb.) Komárek, Zapomelová, Smarda, Kopecky, Rejmánková, Woodhouse, Neilan et Komárková	P-B	-	st, H ₂ S	-	-	-	-	o-a	1.8	me	-
<i>Limnoraphis hieronymusii</i> (Lemmerm.) Komárek, Zapomelová, Smarda, Kopecky, Rejmánková, Woodhouse, Neilan et Komárková	B,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Limnothrix guttulata</i> (V. Goor) I. Umezaki et M. Watan.	P-B	-	st, H ₂ S	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Limnothrix lauterbornii</i> (Schmidle) Anagn.	P-B	-	H ₂ S	-	-	-	-	p	4.1	-	-
<i>Limnothrix redekei</i> (Goor) Meffert	P-B	-	H ₂ S	-	-	-	-	b	2.1	me	-
<i>Lyngbya aestuarii</i> f. <i>aeruginosa</i> Gomont	P-B,S	-	-	-	-	mh	-	o	1.3	-	-
<i>Lyngbya aestuarii</i> Liebm. ex Gomont	P-B,S	-	-	-	-	mh	-	o	1.3	-	-
<i>Lyngbya boryana</i> Kirchn. ex Hansg.	P-B,S	warm	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lyngbya calcarea</i> (Tilden) Symoens	B,S	-	str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lyngbya intermedia</i> Hansg.	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Lyngbya lutea</i> Gomont ex Gomont	P-B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Lyngbya martensiana</i> Menegh. ex Gomont	P-B,S	warm	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	o-m	-
<i>Lyngbya salina</i> Kütz. ex Gomont	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Lyngbya semiplena</i> J. Agardh ex Gomont	B,S	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia elegans</i> A. Braun ex Kütz.	P-B, Ep	-	-	ind	-	i	-	b-o	1.7	ot	-
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenb.) Kütz.	P-B	-	-	ind	-	i	-	b-o	1.75	o-m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Merismopedia insignis</i> Schkorb.	P-B	-	-	-	-	i	-	-	-	me	-
<i>Merismopedia marssonii</i> Lemmerm.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	e	-
<i>Merismopedia minima</i> Beck	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Merismopedia smithii</i> De Toni	P-B	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	ot	-
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.	P-B	-	-	-	-	hl	-	b-a	2.4	e	-
<i>Merismopedia tranquilla</i> (Ehrenb.) Trevis.	P-B	-	-	ind	-	i	-	o-a	1.8	me	-
<i>Merismopedia warmingiana</i> (Lagerh.) Forti	P	-	-	-	-	-	-	-	-	e	-
<i>Microchaete tenera</i> Thur. ex Bornet et Flahault	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Microcoleus amoenus</i> (Gomont) Strunecký, Komárek et J.R. Johans.	P-B,S	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.7	me	-
<i>Microcoleus autumnalis</i> (Gomont) Strunecký, Komárek et J.R. Johans.	B,S	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Microcoleus beggiatoformis</i> (Gomont) Strunecký, Komárek et J.R. Johans.	P-B	cool	st-str	alf	-	-	-	x	0.1	-	-
<i>Microcoleus fonticola</i> (Kirchn. ex Hansg.) Strunecký, Komárek et J.R. Johans.	B	cool	str	-	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Microcoleus lacustris</i> Farl. ex Gomont	B	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Microcoleus paludosus</i> Gomont	B,S	-	st	-	-	-	-	o	1.0	m	-
<i>Microcoleus subtorulosus</i> Gomont ex Gomont	B, S,Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	o-m	-
<i>Microcoleus vaginatus</i> Gomont ex Gomont	B,S	-	st,ae	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Microcoleus vulgaris</i> Strunecký, Komárek et J.R. Johans.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microcoleus wallrothii</i> Strunecký, Komárek et J.R. Johans.	B,Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microcrocis geminata</i> (Lagerh.) Geitler	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Microcrocis gigas</i> (Ryppowa) Komárek et Anagn.	P-B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Microcrocis irregularis</i> (Lagerh.) Geitler	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	P	-	-	-	-	hl	-	b	2.1	e	-
<i>Microcystis firma</i> (Kütz.) Schmidle	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Microcystis flosaquae</i> (Witttr.) Kirchn.	P	-	-	-	-	i	-	b	2.0	e	-
<i>Microcystis ichthyoblabe</i> (Kunze) Kütz.	P	-	-	-	-	i	-	b	2.2	me	-
<i>Microcystis pulverea</i> (H.C. Wood) Forti	P-B,S	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Microcystis pulverea</i> f. <i>minor</i> (Lemmerm.) Hollerb.	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Microcystis smithii</i> Komárek et Anagn.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microcystis viridis</i> (A. Braun) Lemmerm.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	e	-
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	e	-
<i>Nodosilinea bijugata</i> (Kong.) Perkinson et Kováčik	B,S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nodularia harveyana</i> Thur. ex Bornet et Flahault	B,S	-	-	-	-	mh	-	o	1.2	-	-
<i>Nodularia sphaerocarpa</i> Bornet et Flahault	S,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Nodularia spumigena</i> Mert. ex Bornet et Flahault	B,S	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Nostoc caeruleum</i> Lyngb. ex Bornet et Flahault	B	-	-	-	-	i	-	b-o	1.6	ot	-
<i>Nostoc calcicola</i> Bréb. ex Bornet et Flahault	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nostoc commune</i> Vaucher ex Bornet et Flahault	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nostoc edaphicum</i> N.V. Kondrat.	S,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nostoc kihlmanii</i> Lemmerm.	P	-	-	-	-	i	-	o-b	1.4	ot	-
<i>Nostoc linckia</i> Bornet ex Bornet et Flahault	P-B,Ep	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Nostoc microscopicum</i> Carmich. ex Bornet et Flahault	S	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Nostoc paludosum</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	P-B, S	-	st	-	-	-	-	b-o	1.6	m	-
<i>Nostoc pruniforme</i> C. Agardh ex Bornet et Flahault	P-B, S	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Nostoc punctiforme</i> Har.	P-B, S	-	ae	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Nostoc verrucosum</i> Vaucher ex Bornet et Flahault	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o	1.3	o-m	-
<i>Nostoc sphaericum</i> Vaucher ex Bornet et Flahault	B,S	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria anguina</i> Bory ex Gomont	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Oscillatoria angusta</i> Koppe	P-B, S	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	me	-
<i>Oscillatoria annae</i> V. Goor	P-B, S	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria bommemaisionii</i> P.Crouan et H.Crouan ex Gomont	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria curviceps</i> C. Agardh ex Gomont	P-B	-	st-str	-	-	i	-	x-a	1.55	me	-
<i>Oscillatoria limosa</i> f. <i>disperso-granulata</i> (Schkorb.) Elenkin	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria limosa</i> f. <i>laetaeruginosa</i> Kütz. ex Elenkin	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria major</i> Vaucher ex Forti	B,Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.3	m	-
<i>Oscillatoria nitida</i> Schkorb.	P	-	st-str	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria ornata</i> Kütz. ex Gomont	P-B, S	-	st-str	-	-	i	-	o-b	1.5	o-m	-
<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz.	P	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	me	-
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.8	o-m	-
<i>Oscillatoria proboscidea</i> Gomont	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	me	-
<i>Oscillatoria producta</i> West et G.S.West	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria putrida</i> Schmidle	B,S	-	-	-	-	-	-	b-p	3.8	-	-
<i>Oscillatoria rupicola</i> (Hansg.) Hansg. ex Forti	P-B, S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria sancta</i> f. <i>tenuis</i> (Woron.) Elenkin	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oscillatoria sancta</i> Kütz. ex Gomont	P-B, S	etern	st-str,ae	-	-	i	-	a-o	2.7	me	-
<i>Oscillatoria simplicissima</i> Gomont	P-B	-	st-str	-	-	i	-	-	-	ot	-
<i>Oscillatoria tenuis</i> C. Agardh ex Gomont	P-B, S	-	st-str	-	-	hl	-	a-o	2.6	me	-
<i>Oscillatoria tenuis</i> f. <i>nigra</i> (Schkorb.) Elenkin	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxyneva acuminatum</i> (Gomont) Chatchawan, Komárek, Strunecký, Smarda et Peerapornpisal	B	warm	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Petalonema alatum</i> (Borzi ex Bornet et Flahault) Correns	B,S	-	st-str	-	-	-	-	x-o	0.4	-	-
<i>Petalonema involvens</i> (Rabenh. ex Bornet et Flahault) Mig.	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidismis molle</i> (Gomont) Turicchia, Ventura, Komárková et Komárek	B,S	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.95	me	-
<i>Phormidiochaeta balearica</i> (Bornet et Flahault ex Forti) Komárek	B	-	ae	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Phormidium ambiguum</i> f. <i>majus</i> (Lemmerm.) Elenkin	B	etern	st	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Phormidium ambiguum</i> Gomont	B,S	etern	st-str	ind	-	i	-	b	2.3	me	-
<i>Phormidium bohneri</i> Schmidle	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium boryanum</i> (Bory ex Gomont) Anagn. et Komárek	P-B, S	warm	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mert. ex Gomont) Anagn. et Komárek	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	a	3.3	e	-
<i>Phormidium coerulecens</i> (Gicklh.) Anagn.	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium corium</i> Gomont ex Gomont	B,S	cool	st-str	-	-	-	-	o	1.3	m	-
<i>Phormidium favosum</i> Gomont	B	cool	str	alf	-	-	-	b	2.3	ot	-
<i>Phormidium granulatum</i> (N.L. Gardner) Anagn.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium henningsii</i> Lemmerm.	Ep,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium incrustatum</i> Gomont ex Gomont	B	-	st-str	alf	-	-	-	x	0.1	ot	-
<i>Phormidium inundatum</i> Kütz. ex Gomont	B,S	-	ae	-	-	-	-	o	1.3	o-m	-
<i>Phormidium irriguum</i> (Kütz. ex Gomont) Anagn. et Komárek	B,Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	me	-
<i>Phormidium jadinianum</i> Gomont	B,S	-	str	-	-	-	-	-	-	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Phormidium kuetzingianum</i> (Kirchn. ex Gomont) Anagn. et Komárek	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium lividum</i> (Hansg.) Forti	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium lucidum</i> Kütz. ex Gomont	P-B	warm	st-str	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Phormidium nigrum</i> (Vaucher ex Gomont) Anagn. et Komárek	P-B	warm	-	-	-	-	-	b	2.2	m	-
<i>Phormidium papyraceum</i> Gomont ex Gomont	B,S	-	st-str,ae	-	-	-	-	o	1.3	ot	-
<i>Phormidium puteale</i> (Mont. ex Gomont) Anagn. et Komárek	B,S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium retzii</i> Kütz. ex Gomont	B,S	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.4	ot	-
<i>Phormidium schroeteri</i> (Hansg.) Anagn.	P-B, S	-	st	-	-	-	-	a	3.1	-	-
<i>Phormidium stagninum</i> Anagn.	B,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Phormidium subfuscum</i> Kütz. ex Gomont	B,S	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	ot	-
<i>Phormidium terebriforme</i> (C. Agardh ex Gomont) Anagn. et Komárek	B,S	eterm	st-str	-	-	-	-	a-o	2.9	ot	-
<i>Phormidium tergestinum</i> (Rabenh. ex Gomont) Anagn. et Komárek	P-B, S	-	st-str	-	-	i	-	a-o	2.6	e	-
<i>Phormidium tinctorium</i> Kütz. ex Gomont	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	ot	-
<i>Phormidium viride</i> (Vaucher ex Gomont) Lemmerm.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phormidium woronichinii</i> (Ponomarev) Anagn.	P-B	-	st-str	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemmerm.) Komárk.-Legn. et Cronberg	P-B, S	-	st-str	-	-	hl	-	o-b	1.5	e	-
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	P-B	-	st	-	-	hl	-	b	2.2	e	-
<i>Planktothrix compressa</i> (Utermöhl) Anagn. et Komárek	P	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Planktothrix geitleri</i> (Kisselev) Anagn. et Komárek	P	-	st-str	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Planktothrix planctonica</i> (Elenkin) Anagn. et Komárek	P-B, S	-	st-str	-	-	i	-	o-b	1.5	me	-
<i>Planktothrix rubescens</i> (DC. ex Gomont) Anagn. et Komárek	P-B,S	cool	st	-	-	-	-	b-o	1.7	me	-
<i>Plectonema tomasinianum</i> Bornet ex Gomont	B,S	-	st-str	-	-	-	-	x-b	0.8	ot	-
<i>Pleurocapsa minor</i> Hansg.	B	-	st-str	-	-	-	-	x-b	0.9	ot	-
<i>Porphyrosiphon versicolor</i> (Gomont) Anagn. et Komárek	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	me	-
<i>Potamolinea aerugineo-caerulea</i> (Gomont) M.D. Martins et L.H.Z. Branco	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Pseudanabaena amphigranulata</i> (V. Goor) Anagn.	B	-	st, H ₂ S	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	P-B	-	st	-	-	-	-	a	3.0	e	-
<i>Pseudanabaena curta</i> (Hollerb.) Cronberg et Komárek	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudanabaena endophytica</i> (Elenkin et Hollerb.) Anagn.	Ep	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	B	-	-	-	-	-	-	a	3.3	e	-
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.2	e	-
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann et Hub.-Pest.) Schwabe	Ep	-	-	-	-	i	-	b	2.1	e	-
<i>Pseudophormidium battersii</i> (Gomont) Anagn.	B,S	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Pseudophormidium golenkinianum</i> (Gomont) Anagn.	B	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Pseudophormidium hollerbachianum</i> (Elenkin) Anagn.	S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudophormidium phormioides</i> (Hansg. ex Forti) Anagn. et Komárek	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Pseudophormidium tauricum</i> (Woron.) Anagn. et Komárek	B,S	-	str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhabdoderma irregulare</i> (Naumann) Geitler	P-B,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmidle et Lauterborn	P	-	-	-	-	hb	-	o-a	1.8	o-m	-
<i>Rhabdogloea linearis</i> (Geitler) Komárek	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhabdogloea smithii</i> (Chodat et F. Chodat) Komárek	P	-	st	-	-	-	-	o	1.1	ot	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Rivularia aquatica</i> De Wild.	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rivularia dura</i> Roth ex Bornet et Flahault	B,Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.1	ot	-
<i>Rivularia haemaites</i> C. Agardh ex Bornet et Flahault	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	ot	-
<i>Romeria elegans</i> (Wolosz.) Geitler	P	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.6	e	-
<i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw.	P	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.6	e	-
<i>Romeria minima</i> (Lemmerm.) Komárek	B	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Schizothrix arenaria</i> Gomont	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizothrix calcicola</i> Gomont	B,S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizothrix coriacea</i> Gomont	Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizothrix fasciculata</i> Gomont ex Gomont	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Schizothrix lacustris</i> A. Braun ex Gomont	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Schizothrix lardacea</i> Gomont	B,S	warm	str,ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizothrix lateritia</i> Gomont	B,Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizothrix lenormandiana</i> Gomont	B,S	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizothrix pulvinata</i> Gomont	Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizothrix vaginata</i> Gomont	B,Ep	-	ae	-	-	i	-	-	-	ot	-
<i>Scytonema coactile</i> Mont. ex Bornet et Flahault	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Scytonema hofmannii</i> C. Agardh ex Bornet et Flahault	S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scytonema myochrous</i> C. Agardh ex Bornet et Flahault	S, B,Ep	-	ae	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Scytonema ocellatum</i> Lyngb. ex Bornet et Flahault	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scytonema tolypothrichoides</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scytonema wolleanum</i> Forti	B,Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scytonematopsis crustacea</i> (Thuret ex Bornet et Flahault) Koválik et Komárek	S	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek et Hindák	P	-	-	-	-	i	-	b-o	1.6	me	-
<i>Snowella rosea</i> (J. Snow) Elenkin	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Sphaerospermopsis kisseleviana</i> (Lemmerm.) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková et Komárková	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerospermopsis reniformis</i> (Lemmerm.) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková et Komárková	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Spirulina abbreviata</i> Lemmerm.	P	warm	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Spirulina albida</i> Kolkw.	B	-	-	-	-	-	-	a-b	3.6	-	-
<i>Spirulina labyrinthiformis</i> Gomont	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirulina laxa</i> G.M. Sm.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirulina major</i> Kütz. ex Gomont	P-B, S	warm	st	-	-	hl	-	a	3.4	-	-
<i>Spirulina meneghiniana</i> Zanardini ex Gomont	-	warm	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Spirulina subtilissima</i> Kütz. ex Gomont	P-B	warm	st-str	-	-	mh	-	a-b	3.6	-	-
<i>Spirulina tenuissima</i> Kütz.	B	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Stigonema hormoides</i> Bornet et Flahault	S,B	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stigonema informe</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	S,B	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stigonema minutum</i> Hassall ex Bornet et Flahault	S,B	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stigonema ocellatum</i> Thur. ex Bornet et Flahault	B	-	-	-	-	-	-	o-x	0.6	-	-
<i>Symploca dubia</i> Gomont	S,B	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symploca elegans</i> Kütz. ex Gomont	B,S	-	str,ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symploca muralis</i> Kütz. ex Gomont	B,S	-	st-str, ae	-	-	-	-	x	0.1	-	-
<i>Symploca muscorum</i> Gomont ex Gomont	S,B	-	ae	-	-	-	-	x	0.3	-	-
<i>Symploca thermalis</i> Gomont	P-B	warm	st-str, ae	-	-	-	-	x	0.1	-	-
<i>Symplocastrum friesii</i> (Gomont) Kirchn.	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symplocastrum penicillatum</i> (Gomont) Anagn.	Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synechococcus elongatus</i> (Nägeli) Nägeli	P-B,	-	ae	-	-	-	-	o-x	0.7	m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
	S										
<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsh.) Komárek	P-B	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	m	-
<i>Synechocystis pevalekii</i> Erceg.	Ep,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synechocystis salina</i> Wislouch	P	-	-	-	-	-	-	-	-	he	-
<i>Synechocystis sallensis</i> Skuja	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synechocystis endobiotica</i> (Elenkin et Hollerb.) Elenkin	Ep	temp	-	-	-	-	-	-	-	e	-
<i>Tapinothrix crustacea</i> (Woron.) Bohunická et J.R. Johans.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	ot	-
<i>Tapinothrix jauthina</i> (Bornet et Flahault) Bohunická et J.R. Johans.	B	-	str,ae	-	-	-	-	o	1.1	ot	-
<i>Tapinothrix rivularis</i> (Hansg.) Bohunická et J.R. Johans.	B	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Tapinothrix simplex</i> (Woron.) Bohunická et J.R. Johans.	B	-	str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tapinothrix stagnalis</i> (Hansg.) Bohunická et J.R. Johans.	B,Ep	-	-	-	-	i	-	b	2.0	e	-
<i>Tapinothrix varians</i> (Geitler) Bohunická et J.R. Johans.	B	-	str	-	-	-	-	o	1.3	ot	-
<i>Tolypothrix distorta</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	B,S	-	-	-	-	-	-	x-b	0.95	ot	-
<i>Tolypothrix fasciculata</i> Gomont	S,Ep	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tolypothrix lanata</i> Wartm. ex Bornet et Flahault	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Tolypothrix penicillata</i> Thur. ex Bornet et Flahault	B,S	-	st-str	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Tolypothrix tenuis</i> Kütz. ex Bornet et Flahault	B,S	-	st	-	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Trichocoleus sociatus</i> (West et G.S.West) Anagn.	B,S	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichocoleus tenerimus</i> (Gomont) Anagn.	B,S	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Trichodesmium lacustre</i> Kleb.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichormus rotundosporus</i> (Hollerb.) Komárek et Anagn.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichormus thermalis</i> (Vouk) Komárek et Anagn.	B	warm	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichormus variabilis</i> (Kütz. ex Bornet et Flahault) Komárek et Anagn.	P-B, S	-	st	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Tychonema bornetii</i> (Zukal) Anagn. et Komárek	B,Ep	cool	-	-	-	-	-	o-a	1.8	o-m	-
<i>Woronichinia compacta</i> (Lemmerm.) Komárek et Hindák	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Woronichinia delicatula</i> (Skuja) Komárek et Hindák	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin	P	-	st	-	-	-	-	o-a	1.8	e	-
<i>Xenococcus minimus</i> Geitler	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Xenococcus pallidus</i> (Hansg.) Komárek et Anagn.	Ep	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Xenotholos kernerii</i> (Hansg.) M.Gold-Morgan, G.Montejano et Komárek	B,Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.3	ot	-
Euglenophyta											
<i>Anisonema acinus</i> Dujard.	P-B	eterm	st-str	acf	5.5	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Anisonema decoloratum</i> Roukh.	B	-	st	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Anisonema ovale</i> G.A. Klebs	B	-	st-str	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Anisonema prosegobium</i> Skuja	P-B	cool	st-str	acf	6.0	hl	-	-	-	-	-
<i>Anisonema pusillum</i> A. Stokes	-	-	st	acf	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anisonema striatum</i> G.A. Klebs	P-B	eterm	st-str	acf	5.6	-	-	b	2.2	-	-
<i>Ascoglena vaginicola</i> F. Stein	B	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Astasia applanata</i> E.G. Pringsh.	B	warm	st	acf	5.0	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia breviciliata</i> Matv.	P-B	-	st	acf	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Astasia comma</i> E.G. Pringsh.	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia conica</i> Matv.	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia curvata</i> (G.A. Klebs) G.A. Klebs	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	a	3.4	-	-
<i>Astasia dangeardii</i> Lemmerm.	P-B	warm	st	ind	5.5-7.5	-	-	p	4.0	-	-
<i>Astasia gracilis</i> Vetrova	P	warm	st	acf	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia granulata</i> E.G. Pringsh.	B	warm	st-str	acf	6.0	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Astasia harrisii</i> E.G. Pringsh.	B	warm	st	acf	5.5	-	-	-	-	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Astasia inflata</i> Dujard.	P	-	st	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Astasia inflata</i> f. <i>fusififormis</i> (Skuja) T.G. Popova	P	-	st-str	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Astasia klebsii</i> Lemmerr.	P	eterm	st-str	ind	6.9-8.0	-	-	b-p	3.7	-	-
<i>Astasia lagenula</i> (Skhewiakow) Lemmerr.	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia longa</i> var. <i>truncata</i> Pringsh.	P-B	-	-	-	-	-	-	p-a	3.5	-	-
<i>Astasia oblonga</i> Skvortsov	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia parva</i> E.G. Pringsh.	B	eterm	st	ind	5.5-7.0	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia parvula</i> Skuja	P	warm	st-str	alf	8.4	i	-	-	-	-	-
<i>Astasia praecompleta</i> Skuja	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia pygmaea</i> Skuja	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia sagittifera</i> Skuja	P	cool	st-str	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Astasia shadowskii</i> Korschikov	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Astasia torta</i> Pringsh.	B	warm	st	acf	6.0	-	-	a	3.4	-	-
<i>Colacium cyclopicola</i> (Gickl.) Bourr.	P	-	st	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Colacium sideropus</i> Skuja	Ep	-	st	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Colacium vesiculosum</i> Ehrenb.	P-B	-	st-str	ind	7.0-8.5	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Colacium vesiculosum</i> f. <i>arbuscula</i> (F. Stein) Hub.-Pest.	Ep	-	-	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Cryptoglena pigra</i> Ehrenb.	P	-	st-str	ind	6.9-8.6	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Cryptoglena skujae</i> Marin et Melkonian	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Dinematomonas griseola</i> (Perty) P.C. Silva	-	-	st	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Discoplastis spathirhyncha</i> (Skuja) Triemer	P	-	st-str	-	-	i	-	a-o	2.7	-	-
<i>Distigma curvatum</i> Pringsh.	B	-	st	ind	6.7	-	-	a	3.4	-	-
<i>Distigma gracile</i> E.G. Pringsh.	B	warm	st	acf	5.7-6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Distigma proteus</i> Ehrenb.	-	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Entosiphon obliquus</i> G.A. Klebs	B	-	st	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Entosiphon ovatus</i> A. Stokes	B	warm	st	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Entosiphon polyaulax</i> Skuja	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Entosiphon sulcatus</i> (Dujard.) Stein	P-B	eterm	st-str	ind	5.0-8.0	-	-	a	3.0	-	-
<i>Euglena acauda</i> (Svirendo) T.G. Popova	B	-	st	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Euglena adhaerens</i> Matv.	P-B	-	st	acf	-	oh	-	o	1.15	-	-
<i>Euglena bucharica</i> Kisselev	P	warm	st-str	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena clara</i> Skuja	P-B	eterm	st-str	-	-	mh	-	o	1.3	-	-
<i>Euglena convoluta</i> Korschikov	P	-	st	ind	7.5	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Euglena deses</i> Ehrenb.	P-B,S	-	st-str	ind	6.0-8.3	mh	-	b	2.2	-	-
<i>Euglena ehrenbergii</i> G.A. Klebs	P-B	eterm	st-str	ind	6.0-8.6	-	-	b	2.3	-	-
<i>Euglena elenkinii</i> V.I. Poljansky	P	eterm	st	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena gaumei</i> P. Allorge et M. Lefèvre	P	-	str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Euglena geniculata</i> Dujard.	P-B	eterm	st-str	alf	7.5-8.0	-	-	a	3.4	-	-
<i>Euglena gracilis</i> f. <i>hiemalis</i> (Matv.) T.G. Popova	P-B	cool	st	acf	-	hb	-	b	2.0	-	-
<i>Euglena gracilis</i> G.A. Klebs	P-B	eterm	st	ind	7.0-7.5	oh	-	b	2.25	-	-
<i>Euglena granulata</i> (G.A. Klebs) F. Schmitz	P-B	eterm	st-str	ind	7.0-8.0	mh	-	a-o	2.75	-	-
<i>Euglena hemichromata</i> Skuja	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Euglena incurva</i> Matv.	P-B	-	st-str	acf	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena korshikovii</i> Goidjcs	P	-	st	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena limmophila</i> var. <i>swirenkoi</i> (Arnoldi) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Euglena longa</i> (Pringsh.) Marin et Melkonian	B	warm	st-str	acf	5.5	-	-	a	3.0	-	-
<i>Euglena matvienkoi</i> T.G. Popova	P-B	eterm	st-str	alf	7.6-8.8	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena minima</i> Francé	P-B	eterm	st	alb	8.2-9.4	mh	-	b	2.2	-	-
<i>Euglena mutabilis</i> F. Schmitz	B	-	st-str	ind	4.0-8.4	-	-	x-b	0.8	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Euglena oblonga</i> F. Schmitz	P	eterm	st-str	ind	6.0-8.0	-	-	b	2.1	-	-
<i>Euglena obtusa</i> F. Schmitz	P-B, S	-	st	-	-	mh	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena ovum</i> var. <i>striata</i> Hübner	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Euglena oxyuris</i> f. <i>skvortzovii</i> (T.G. Popova) T.G. Popova	P	-	st-str	acf	6.0	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Euglena oxyuris</i> var. <i>lata</i> (Christjuk) T.G. Popova	P-B	-	st	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Euglena pascheri</i> Svirenko	P-B	eterm	st-str	ind	6.0-8.8	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena pavlovskoënsis</i> (Elenkin et V.I. Poljanski) T.G. Popova	P-B	-	st-str	ind	6.0-8.3	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena pisciformis</i> G.A. Klebs	P-B	eterm	st-str	alf	5.5-8.8	mh	-	a	3.0	-	-
<i>Euglena sanguinea</i> Ehrenb.	P-B	-	st-str	acf	5.5-6.7	i	-	o	1.25	-	-
<i>Euglena slavjanskiensis</i> Proschk.-Lavr.	P-B	-	st	-	-	mh	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena sociabilis</i> P.A. Dang.	P-B	eterm	st	acf	5.8-6.0	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Euglena splendens</i> P.A. Dang.	P	warm	st-str	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Euglena texta</i> (Dujard.) Hübner	P	eterm	st-str	ind	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Euglena texta</i> var. <i>salina</i> (F.E. Fritsch) T.G. Popova	P-B	eterm	st-str	alb	8.3	hl	-	b	2.3	-	-
<i>Euglena vagans</i> Deflandre	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena vagans</i> var. <i>parva</i> Christjuk	P-B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena variabilis</i> G.A. Klebs	P-B	-	st-str	ind	6.5-7.2	-	-	b	2.3	-	-
<i>Euglena velata</i> G.A. Klebs	P-B	-	st	ind	7.6	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Euglena vermicularis</i> Proschk.-Lavr.	B,Ep	-	st	ind	7.5	hl	-	b-a	2.5	-	-
<i>Euglena viridis</i> (O. Müll.) Ehrenb.	P-B, S	eterm	st-str	ind	4.0-8.5	mh	-	i	4.0	-	-
<i>Eugleniformis proxima</i> (P.A. Dang.) M.S. Bennett et Triemer	P-B	eterm	st-str	ind	6.8-8.8	mh	-	p-a	3.5	-	-
<i>Euglenaria caudata</i> (Hübler) A. Karnowska-Ishikawa, E. Linton et J. Kwiatowski	P-B	warm	st-str	ind	6.0-7.6	mh	-	a-o	2.8	-	-
<i>Eutreptia lanowii</i> Steuer	-	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Eutreptia viridis</i> Perty	-	-	-	-	-	mh	-	a-o	2.7	-	-
<i>Gyropaigne kosmos</i> Skuja	P-B	eterm	st	ind	6.0	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Gyropaigne lefrevrei</i> Bourr. et Georges	P-B	eterm	st	ind	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Gyropaigne spiralis</i> (Matv.) Bourr. et Georges	P-B	-	st	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Gyropaigne ucrainica</i> Assaul	-	warm	st	ind	6.0-6.5	-	-	-	-	-	-
<i>Heteronema acus</i> (Ehrenb.) F. Stein	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema acutissima</i> Lemmerm.	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema diaphanum</i> Skuja	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema discorophum</i> Skuja	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema globuliferum</i> (Ehrenb.) F. Stein	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema hexagonum</i> (Playfair) Skuja	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema nebulosum</i> (Dujard.) G.A. Klebs	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema polymorphum</i> Deflandre	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema spirale</i> G.A. Klebs	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema taurica</i> Vetrova	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Heteronema trispira</i> Matv.	P-B	warm	st-str	acf	5.5-7.0	-	-	a	3.15	-	-
<i>Khawkinea ocellata</i> (Khawkine) T.L. Jahn et McKibben	P	-	st	ind	7.0	-	-	a	3.3	-	-
<i>Lepocinclis acus</i> (O. Müll.) Marin et Melkonian	P	eterm	st	ind	7.2-8.2	i	-	b	2.2	-	-
<i>Lepocinclis acus</i> var. <i>hyalina</i> (G.A. Klebs) D. Kapustin	P-B	-	st	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Lepocinclis acus</i> var. <i>longissima</i> (Deflandre) D. Kapustin	P-B, Ep	etern	st-str	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis acus</i> var. <i>minor</i> (Hansg.) D. Kapustin	P-B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis autumnalis</i> S.P. Chu	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis bütschli</i> Lemmern.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Lepocinclis constricta</i> Matv.	P	warm	st	alb	8.4	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis cyclidiopsis</i> M.S. Benn. et Triemer	B	etern	st	ind	7.0	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Lepocinclis cylindrica</i> (Korschikov) W. Conrad	P	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Lepocinclis elongata</i> (Svirenko) W. Conrad	P	-	st	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis fusca</i> (G.A. Klebs) Kosmala et Zakrýs	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Lepocinclis fusiformis</i> (H.J. Carter) Lemmern.	P	etern	st-str	ind	7.2	i	-	b	2.2	-	-
<i>Lepocinclis fusiformis</i> var. <i>minor</i> S.P. Chu	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Lepocinclis fusiformis</i> var. <i>podolica</i> (Drezeop.) T.G. Popova	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Lepocinclis glabra</i> Drezeop.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis globosa</i> Francé	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis globula</i> var. <i>minor</i> Woron.	P-B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis globulus</i> Perty	P-B	etern	st-str	ind	-	i	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis lata</i> (Y.V. Roll) T.G. Popova	P	-	st	ind	7.0	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis longistriata</i> var. <i>papilla</i> S.P. Chu	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis marssonii</i> Lemmern.	P	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Lepocinclis marssonii</i> var. <i>sinensis</i> T.G. Popova	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenb.) Lemmern.	P	etern	st	ind	-	i	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> f. <i>fritschiana</i> W. Conrad	P	-	st	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> f. <i>minor</i> Christjuk	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>angustatum</i> (Deflandre) W. Conrad	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>conica</i> P. Allorge et M. Lefèvre	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>dimidio-minor</i> (Deflandre) W. Conrad	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>discifera</i> W. Conrad	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>fominii</i> Y.V. Roll	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>major</i> Kuff.	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>ovata</i> Svirenko	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>palatina</i> Lemmern.	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>punctato-striatum</i> Lemmern.	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) Marin et Melkonian	P-B	-	st-str	ind	7.0	mh	-	a-o	2.6	-	-
<i>Lepocinclis oxyuris</i> f. <i>major</i> (Woron.) Wolowski	P-B	-	-	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Lepocinclis playfairiana</i> (Deflandre) Deflandre	P	-	st	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis simpheropolica</i> Christjuk	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis spirogyra</i> Korshikov	P-B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis spirogyroides</i> Marin et Melkonian	P-B	-	st-str	ind	7.6	i	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis spirogyroides</i> var. <i>tortus</i> (Prijm.) D. Kapustin	P	-	st	ind	7.5	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Lepocinclis spiroides</i> (Lemmern.) Marin et Melkonian	P-B	-	st-str	ind	7.5	i	-	a	3.0	-	-
<i>Lepocinclis steinii</i> Lemmern.	P	etern	st	ind	6.0-7.4	i	-	b	2.2	-	-
<i>Lepocinclis steinii</i> var. <i>suecica</i> Lemmern.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Lepocinclis taurica</i> Christjuk	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepocinclis teres</i> (F. Schmitz) Francé	P	-	st-str	ind	6.9	-	-	b	2.3	-	-
<i>Lepocinclis tripteris</i> (Dujard.) Marin et Melkonian	P-B	etern	st-str	ind	5.1-8.7	mh	-	b-a	2.55	-	-
<i>Lepocinclis tripteris</i> var. <i>major</i>	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
(Svirenko) D. Kapustin											
<i>Menoidium falcatum</i> O. Zacharias	B	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Menoidium minimum</i> Matv.	P-B	-	st-str	ind	7.5	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Menoidium pellucidum</i> Perty	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Menoidium pellucidum</i> var. <i>cultellus</i> (Pringsh.) T.G. Popova	B	cool	st	ind	6.0-7.0	-	-	a	3.0	-	-
<i>Menoidium tortuosum</i> (A. Stokes) Lemmern.	P-B	eterm	st-str	ind	5.6-7.0	-	-	a	3.0	-	-
<i>Metanema dimorphum</i> (Skuja) Larsen	-	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monomorphina aenigmatica</i> (Drezip.) Nudelman et Triemer	P-B	eterm	st-str	ind	7.0	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Monomorphina arnoldii</i> (Svirenko) Marin et Melkonian	-	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monomorphina costata</i> (W. Conrad) Marin et Melkonian	P	-	st	ind	7.2	-	-	b	2.1	-	-
<i>Monomorphina nordstedtii</i> (Lemmern.) T.G. Popova	P-B	warm	st	ind	7.2	-	-	b	2.25	-	-
<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenb.) Mereschk.	P-B	eterm	st-str	ind	5.5-9.5	mh	-	b	2.35	-	-
<i>Neometanema strenuum</i> (Skuja) W.J. Lee et A.G.B. Simpson	-	cool	st	ind	7.8	-	-	-	-	-	-
<i>Neometanema dextotaxum</i> (Skuja) W.J. Lee et A.G.B. Simpson	-	cool	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Notosolenus apocampatus</i> A. Stokes	P-B, S	cool	st	acf	5.5	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Notosolenus chelonides</i> Skuja	-	cool	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Notosolenus lagenos</i> Skuja	P-B	eterm	st	acf	5.5-6.5	-	-	-	-	-	-
<i>Notosolenus orbicularis</i> A. Stokes	B	-	st	ind	7.0	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Notosolenus similis</i> Skuja	B	cool	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Notosolenus sinuatus</i> A. Stokes	B	warm	st	acf	5.5	-	-	-	-	-	-
<i>Peranema curvicauda</i> Skuja	-	warm	st-str	acf	6.0-6.5	-	-	-	-	-	-
<i>Peranema deflexum</i> Skuja	P-B	cool	st-str	acf	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Peranema granuliferum</i> Penard	-	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Peranema hamatocaudatum</i> Vetrova	B	warm	st	ind	7.0	-	-	-	-	-	-
<i>Peranema inflexum</i> Skuja	-	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peranema ovale</i> Lackey	P-B	warm	st-str	acf	5.5-6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Peranema pleururum</i> Skuja	B	warm	st-str	acf	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Peranemopsis trichophora</i> (Ehrenb.) L.S. Péterfi	P-B	eterm	st-str	ind	5.8-8.0	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Petalomonas abscissa</i> (Dujard.) F. Stein	-	-	st	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Petalomonas alata</i> A. Stokes	-	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Petalomonas angusta</i> (G.A. Klebs) Lemmern.	P-B, S	-	st	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Petalomonas applanata</i> Skuja	P-B	warm	st	acf	5.5	-	-	b	2.3	-	-
<i>Petalomonas excavata</i> Skuja	B	warm	str	acf	5.5	-	-	-	-	-	-
<i>Petalomonas inflexa</i> G.A. Klebs	B	eterm	st	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Petalomonas involuta</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Petalomonas irregularis</i> Skuja	-	warm	st	acf	5.5	-	-	b	2.0	-	-
<i>Petalomonas klinostoma</i> Skuja	P	cool	str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Petalomonas mediocanellata</i> F. Stein	B	warm	st-str	ind	6.9	-	-	a	3.0	-	-
<i>Petalomonas ovum</i> Matv.	P-B	eterm	st	acf	5.0	-	-	-	-	-	-
<i>Petalomonas praegnans</i> Skuja	B	eterm	st-str	acf	5.5-6.0	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Petalomonas prototheca</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Petalomonas pusilla</i> Skuja	B	warm	st	acf	5.8	-	-	a	3.0	-	-
<i>Petalomonas sexlobata</i> G.A. Klebs	P-B	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Petalomonas sinica</i> Skvortsov	-	-	st	ind	7.0-7.5	-	-	-	-	-	-
<i>Petalomonas steinii</i> G.A. Klebs	P-B	eterm	st-str	ind	6.0-7.0	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Petalomonas sulcata</i> A. Stokes	P-B	-	st	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Petalomonas tricarinata</i> Skuja	B	warm	st	acf	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus abruptus</i> Korschikov	-	-	st	alf	7.9	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus acuminatus</i> A. Stokes	P-B	eterm	st-str	-	-	i	-	b-a	2.5	-	-
<i>Phacus acuminatus</i> var. <i>acuticauda</i> (Y.V. Roll) Hub.-Pest.	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Phacus acuminatus</i> var. <i>globulus</i> Dedus.	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Phacus alatus</i> G.A. Klebs	P	-	st	ind	7.0-7.5	i	-	b-o	1.6	-	-
<i>Phacus alatus</i> var. <i>latviensis</i> Skvortsov	P-B	-	st-str	ind	7.2	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Phacus alatus</i> var. <i>lemmermannii</i> Svirenko	P-B	-	st	ind	7.2	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus alatus</i> var. <i>maximus</i> Hübner	P-B	-	st	ind	7.1	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Phacus anacoelus</i> A. Stokes	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus angulatus</i> Pochm.	P-B	-	st	ind	6.0-7.0	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus angustus</i> Drezep.	-	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus ankylonoton</i> Pochm.	-	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus anomalus</i> F.E. Fritsch et M.F.Rich	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus brevicaudatus</i> (G.A. Klebs) Lemmerm.	P	eterm	st-str	-	-	hl	-	b	2.2	-	-
<i>Phacus caudatus</i> Hübner	P-B	eterm	st-str	alf	7.9	i	-	b	2.3	-	-
<i>Phacus caudatus</i> var. <i>minor</i> Drezep.	P-B	eterm	st-str	ind	7.0-7.4	-	-	b	2.3	-	-
<i>Phacus cordata</i> (Pochm.) Zakryś et M. Lukomska	P-B	-	-	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko	P-B	-	st	ind	7.4	i	-	b	2.25	-	-
<i>Phacus cylindraceus</i> T.G. Popova	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus dangeardii</i> Lemmerm.	P	-	st-str	alb	8.2	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus ellipsoideus</i> Dedus.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus fominii</i> Y.V. Roll	-	-	st	ind	6.0-7.0	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus granum</i> Drezep.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus hamatus</i> Pochm.	-	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus hamelii</i> P. Allorge et M. Lefèvre	P-B	-	st	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Phacus hispidulus</i> (Eichw.) G.A. Klebs	-	warm	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Phacus hispidulus</i> var. <i>glabrus</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Phacus indicus</i> Skvortsov	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Phacus inflexus</i> (Kisselev) Pochm.	P	warm	st	ind	6.0	-	-	b	2.3	-	-
<i>Phacus limnophilus</i> (Lemmerm.) E. Linton et A. Karkowska-Ishikawa	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Phacus lismorensis</i> Playfair	-	-	st-str	ind	6.9	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenb.) Dujard.	P-B	-	st	ind	7.0-7.2	i	-	a-o	2.8	-	-
<i>Phacus monilatus</i> (A. Stokes) Lemmerm.	-	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Phacus monilatus</i> var. <i>suecicus</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Phacus onyx</i> Pochm.	-	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	P-B	-	st-str	ind	7.0	i	-	b-a	2.45	-	-
<i>Phacus oscillans</i> G.A. Klebs	P-B	-	st-str	ind	7.6	i	-	-	-	-	-
<i>Phacus ovalis</i> (Woron.) T.G. Popova	-	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus papillaris</i> Srawinski	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus parvulus</i> G.A. Klebs	P	eterm	st-str	ind	6.9	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Phacus pleuronectes</i> (O. Müll.) Nitzsch ex Dujard.	P-B	-	st-str	ind	7.0-7.8	i	-	a-o	2.7	-	-
<i>Phacus pleuronectes</i> var. <i>hyalinus</i> G.A. Klebs	P	-	st-str	ind	7.0	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Phacus polytrophos</i> Pochm.	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Phacus pusillus</i> Lemmerm.	P-B	-	st-str	acf	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Phacus schorbatovii</i> Dedus.	-	-	st-str	ind	7.0-8.3	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus skujae</i> Skvortsov	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Phacus spirogyra</i> Drezep.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus swirenkoii</i> Skvortsov	-	-	st-str	ind	7.2	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus tortuosus</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.35	-	-
<i>Phacus tortus</i> (Lemmerm.) Skvortsov	P	-	st-str	-	-	i	-	a-o	2.7	-	-
<i>Phacus triqueter</i> (Ehrenb.) Dujard.	P-B	-	st-str	-	-	i	-	b-a	2.5	-	-
<i>Phacus wettsteinii</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Pseudoperanema macromastix</i> (W. Conrad) J. Larsen	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhabdomonas costata</i> (Korschikov) Pringsh.	P-B	eterm	st	ind	6.1-8.7	-	-	b	2.0	-	-
<i>Rhabdomonas incurva</i> Fresen.	P-B	-	st-str	ind	7.0	-	-	a	3.2	-	-
<i>Scytomonas pusilla</i> F. Stein	P-B, S	warm	st-str	ind	6.7	-	-	a	3.0	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Sphenomonas quadrangularis</i> F. Stein	B	warm	st	acf	5.5-6.0	-	-	a	3.0	-	-
<i>Sphenomonas teres</i> (F. Stein) G.A.Klebs	-	eterm	st	acf	-	-	-	p-a	3.5	-	-
<i>Sphenomonas zerovii</i> Vetrova	P-B	warm	st	acf	5.5	-	-	-	-	-	-
<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmarda) Deflandre	P	-	st-str	ind	7.0	i	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas affinis</i> (Lemmerm.) Deflandre	P	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas asymmetrica</i> (Y.V. Roll) T.G. Popova	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas borysteniensis</i> (Y.V. Roll) T.G. Popova	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas cucumiformis</i> (Y.V. Roll) T.G. Popova	P	-	st	ind	7.0	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas defensus</i> Vetrova	P-B	eterm	st	acf	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Strombomonas deflandrei</i> (Y.V. Roll) Deflandre	P-B	warm	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas ensifera</i> (Daday) Deflandre	P	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas eurystoma</i> (F. Stein) T.G. Popova	P-B	warm	st-str	acf	5.8	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas eurystoma</i> f. <i>incurva</i> (Buzenko) T.G. Popova	P	warm	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmerm.) Deflandre	P-B	eterm	st-str	ind	7.9-8.6	i	-	b	2.25	-	-
<i>Strombomonas fluviatilis</i> var. <i>levis</i> (Lemmerm.) Deflandre	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Strombomonas gibberosa</i> (Playfair) Deflandre	P	-	st-str	ind	7.6	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas gibberosa</i> var. <i>longicollis</i> (Playfair) Deflandre	P-B	eterm	st-str	acf	6.0	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas irregularis</i> (Svirenko) Vetrova	P-B	-	st-str	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Strombomonas kisselevii</i> Vetrova	P-B	-	st-str	ind	7.0	-	-	-	-	-	-
<i>Strombomonas longa</i> (Svirenko) T.G. Popova	P	-	str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas longicauda</i> (Svirenko) Deflandre	P	-	st-str	ind	7.6	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas maxima</i> (Skvortsov) Deflandre	P	warm	st	acf	5.8	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas planctonica</i> (Wolosz.) T.G. Popova	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Strombomonas poltavica</i> (Svirenko) Vetrova	P	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Strombomonas praeliariis</i> (Palmer) Deflandre	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas samarae</i> (Svirenko) T.G. Popova	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas schauinslandii</i> (Lemmerm.) Deflandre	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Strombomonas subcurvata</i> (Proschk.-Lavr.) Deflandre	P-B	eterm	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas tambowika</i> (Svirenko) Deflandre	P-B	eterm	st	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Strombomonas treubii</i> (Wolosz.) Deflandre	P-B	warm	st-str	acf	6.0	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas treubii</i> var. <i>javanica</i> Wolosz.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas urceolata</i> (A. Stokes) Deflandre	P-B	eterm	st-str	-	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Strombomonas urceolata</i> var. <i>hyalina</i> (Svirenko) Skvortsov	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.05	-	-
<i>Strombomonas vermontii</i> (Deflandre) Deflandre	P	warm	st-str	ind	6.0-7.0	-	-	b	2.2	-	-
<i>Strombomonas volgensis</i> (Lemmerm.) Deflandre	P	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas abrupta</i> Svirenko	-	eterm	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>arcuata</i> (Playfair) Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>minor</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>obesa</i> (Playfair) Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas acanthostoma</i> A. Stokes	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Trachelomonas acanthostoma</i> var.	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>europaea</i> Drezeq.											
<i>Trachelomonas acanthostoma</i> var. <i>minor</i> Drezeq.	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Trachelomonas allia</i> Drezeq.	-	eterm	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Trachelomonas amphora</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas ampuliformis</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenb.) F. Stein	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>echinata</i> (Da Cunha) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>heterospina</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>longispina</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>steinii</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas arnoldii</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas australica</i> (Playfair) Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas bacillifera</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas bacillifera</i> var. <i>minima</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas bacillifera</i> var. <i>sparsispina</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas bernardinensis</i> Vischer	P-B	eterm	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas borodiniiana</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas borodinii</i> Svirenko	-	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas bulla</i> F. Stein	P	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Trachelomonas caudata</i> (Ehrenb.) F. Stein	P-B	eterm	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas caudata</i> f. <i>aculeata</i> Assaul	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas caudata</i> f. <i>pseudocaudata</i> (Deflandre) T.G. Popova	-	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas cervicula</i> A. Stokes	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas charkoviensis</i> Svirenko	-	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas cienkowski</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas cingeri</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas citriformis</i> Drezeq.	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas conica</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas conica</i> var. <i>ovata</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas conradii</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas cordata</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas coronata</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas crebea</i> Kellicott	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas curta</i> A.M. Cunha	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas curta</i> f. <i>punctata</i> (Skvortsov) Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas cylindracea</i> (Playfair) T.G. Popova	B	warm	st-str	acf	6.0-6.1	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas cylindrica</i> Ehrenb.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.15	-	-
<i>Trachelomonas cylindrica</i> var. <i>decollata</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas cylindricea</i> var. <i>punctata</i> Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas dubia</i> Svirenko	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas dubia</i> f. <i>lata</i> (Deflandre) Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas dybowskii</i> Drezeq.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas euchlora</i> (Ehrenb.) Lemmerm.	-	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas ferox</i> (Skvortsov) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas fominii</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas fustiformis</i> A. Stokes	P	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas fustiformis</i> f. <i>annulata</i> (Svirenko) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas fustiformis</i> f. <i>hexangulata</i> (Prijm.) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas globularis</i> (Averintsev) Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Trachelomonas globularis f. collaris</i> (Schkorb.) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas globularis f. crenulatoocollis</i> (Szabados) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas globularis f. punctata</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas gordienkoi</i> T.G. Popova	P-B	-	st-str	alb	8.4-8.5	mh	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas granulata</i> Svirenko	P	-	st-str	ind	6.0-8.0	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas granulosa</i> Playfair	-	eterm	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas helvetica f. armata</i> (Skvortsov) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas helvetica</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas heterospina</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas hexangulata f. lata</i> Deflandre	B	eterm	st	ind	6.7	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hexangulata f. major</i> (Playfair) T.G. Popova	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hexangulata f. polonica</i> (Koczw.) T.G. Popova	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hexangulata</i> Svirenko	P-B	eterm	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F. Stein	P-B	eterm	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. acuminata</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. caudata</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. coronata</i> Lemmerm.	P	-	-	-	-	hb	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. crenulatoocollis</i> (Maskell) Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. duplex</i> Deflandre	P-B	-	st	ind	7.4	oh	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. granulata</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. incrassata</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas hispida var. volcensis</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas horrida</i> Palmer	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas horrida f. varispina</i> Proschk.-Lavr.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas hystrix</i> Teiling	P-B	cool	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas incerta</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas incerta var. punctata</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas intermedia f. chachinae</i> (Skvortsov) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas intermedia f. papillata</i> (Skuja) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas intermedia f. papillifera</i> (T.G. Popova) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas intermedia f. spinifera</i> (T.G. Popova) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas intermedia</i> P.A. Dang.	P-B	eterm	-	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas intermedia var. crenulatoocollis</i> Szabados	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas janczewskii</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas janczewskii var. minor</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas kellogii</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas klebsii</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Trachelomonas komarovii</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas lacustris</i> Drezep.	-	eterm	-	-	-	hb	-	o-b	1.5	-	-
<i>Trachelomonas lacustris var. ovalis</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Trachelomonas lacustris var. sabulata</i> (Skvortsov) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Trachelomonas laticollis</i> Kotlar	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas lefevrei</i> Deflandre	P	-	st	ind	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Trachelomonas lemmermannii</i> Wolosz.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas lismorensis</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Trachelomonas lotharingiae</i> De Poucques	P	warm	st	acf	6.0-6.7	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas macropunctata</i> (Skvortsov) Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.25	-	-
<i>Trachelomonas manginii</i> Deflandre	P	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas matvienkoi</i> T.G. Popova	-	-	st	acf	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas mirabilis</i> Svirenko	P-B	eterm	st	acf	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas mirabilis</i> var. <i>minor</i> Woron.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas mucosa</i> Svirenko	-	-	st	acf	6.3	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas nigra</i> Svirenko	P	cool	st-str	-	-	hl	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas niklewskii</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas niklewskii</i> f. <i>bourrellyi</i> Hub.-Pest.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmern.	P	eterm	st-str	-	-	i	-	b-a	2.4	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> f. <i>punctata</i> T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>attenuata</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>australica</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>ovalis</i> (Playfair) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>pulcherrima</i> (Playfair) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>truncata</i> Lemmern.	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Trachelomonas obovata</i> A. Stokes	P-B	-	st-str	-	-	oh	-	o-a	1.8	-	-
<i>Trachelomonas obovata</i> var. <i>klebsiana</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Trachelomonas omphalon</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas orenburgica</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas ornata</i> (Svirenko) Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas ovata</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Trachelomonas oviformis</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas oxneri</i> Assaul	-	eterm	st	acf	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas palmeri</i> (Drezep.) Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas pavlovskoensis</i> (V.I.Pojlansky) T.G. Popova	P-B	eterm	st	ind	5.0-7.0	-	-	b	2.35	-	-
<i>Trachelomonas pavlovskoensis</i> var. <i>ellipsoidea</i> T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Trachelomonas perfillevii</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas perforata</i> Averintsev	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas peridiniiformis</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas piscatoris</i> (J.H. Fischer) A. Stokes	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko	P	eterm	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas planctonica</i> f. <i>longicollis</i> (Skvortsov) T.G. Popova	P	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas planctonica</i> f. <i>oblonga</i> (Drezep.)T.G. Popova	P	eterm	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas planctonica</i> f. <i>ornata</i> (Skvortsov) T.G. Popova	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas playfairi</i> Deflandre	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas polymorpha</i> Skvortsov	P-B	eterm	st-str	ind	6.0-7.0	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas pseudobulla</i> Svirenko	P-B	eterm	st-str	alf	8.0	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas pseudofelix</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas pulchra</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas raciborskii</i> Wolosz.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas raciborskii</i> var. <i>rossica</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas reinhardtii</i> Svirenko	P	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas robusta</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas rolli</i> Deflandre	-	-	st	ind	7.0	-	-	b	2.1	-	-
<i>Trachelomonas rostafinskii</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas rotunda</i> Svirenko	P	-	st-str	ind	6.0-8.0	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas rotunda</i> var. <i>collaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
(Skvortsov) T.G. Popova											
<i>Trachelomonas rugulosa</i> F. Stein	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas scabra</i> Playfair	P-B	eterm	st	-	-	-	-	b	2.25	-	-
<i>Trachelomonas scabra</i> var. <i>borealis</i> Safonova	-	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas scabra</i> var. <i>coberensis</i> Deflandre	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas scabra</i> var. <i>cordata</i> Playfair	P	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas scabra</i> var. <i>longicollis</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas selecta</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas siberica</i> (Skvortsov) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas silvatica</i> Svirenko	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas similis</i> A. Stokes	P-B	-	-	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas simplex</i> Y.V. Roll	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas spinulosa</i> (Skvortsov) Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas spirillifera</i> Schkorb.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas stokesiana</i> Palmer	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas stokesiana</i> f. <i>meandrina</i> (W. Conrad) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas stokesii</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas subverrucosa</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas superba</i> Svirenko	P-B	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Trachelomonas superba</i> f. <i>echinata</i> (Y.V. Roll) T.G. Popova	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Trachelomonas superba</i> var. <i>duplex</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Trachelomonas superba</i> var. <i>swirenkiana</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> var. <i>grandicollis</i> Deflandre	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas teres</i> Maskell	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas vas</i> Deflandre	P	warm	-	acf	6.1	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas venusta</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas vermiculosa</i> Palmer	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas verrucosa</i> A. Stokes	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas verrucosa</i> var. <i>granulosa</i> (Playfair) W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	B	eterm	st-str	ind	4.4-8.4	i	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>compressa</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>coronata</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>derephora</i> W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>papillata</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>papillato-punctata</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>punctata</i> Playfair	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>subglobosa</i> Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	P	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> var. <i>punctata</i> (Skvortsov) Bour.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trachelomonas volzii</i> Lemmerm.	P-B	warm	st-str	ind	6.1-7.0	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas wermelii</i> Skvortsov	B	eterm	st	ind	6.7	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas wislouchii</i> Skvortsov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas woycickii</i> Koczw.	-	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas woycickii</i> var. <i>pusilla</i> Drezep.	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas zuberi</i> Koczw.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas zuberi</i> var. <i>nepos</i> Drezep.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Trachelomonas oblonga</i> f. <i>punctata</i> T.G.	-	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Ропова											
<i>Trachelomonas verrucosa</i> A. Stokes	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Tropidocyphus octocostatus</i> F. Stein	-	-	st	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Urceolus cyclostomus</i> (F. Stein) Mereschk.	B	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Urceolus gobii</i> Skvortsov	-	warm	st	acf	6.0	-	-	-	-	-	-
<i>Urceolus macromastix</i> Skuja	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urceolus pascheri</i> Skvortsov	B	warm	str	ind	6.7	-	-	-	-	-	-
<i>Urceolus sabulosus</i> A. Stokes	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysophyta											
<i>Amphichrysis compressa</i> Korschikov	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Bicosoeca oculata</i> Zacharias	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Bicosoeca planctonica</i> Kisselev	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Chromophyton rosanoffii</i> Woronin	P	-	-	-	-	-	-	o	1.15	-	-
<i>Chromulina commutata</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chromulina conica</i> J. Schiller	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina danubiensis</i> J. Schiller	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina elegans</i> Doflein	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Chromulina flavicans</i> (Ehrenb.) Bütschli	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina freiburgensis</i> Doflein	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina fusiformis</i> W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina gigantea</i> Naumann	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina gonoides</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina longiciliata</i> Matv.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina nebulosa</i> Cienk.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chromulina nitens</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina ovalis</i> G.A. Klebs	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Chromulina pascheri</i> Hofen.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina polytaeniata</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina pseudonebulosa</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina tenera</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chromulina truncata</i> W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chrysaemoeba planctonica</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chrysaemoeba radians</i> G.A. Klebs	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chrysococcus biporus</i> Skuja	P	-	-	-	-	hb	-	o-b	1.5	-	-
<i>Chrysococcus cordiformis</i> Naumann	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus cystophorus</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus diaphanus</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus elegans</i> (Doflein) Bourr.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus granulatus</i> Hortob.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus heverlensis</i> W. Conrad	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus klebsianus</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus neglectus</i> Marvan	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Chrysococcus ornatus</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Chrysococcus rufescens</i> G.A. Klebs	P	-	-	-	-	hb	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysococcus triporus</i> Mack	P	-	-	-	-	hb	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chrysocrinus irregularis</i> Pascher	Ep	-	-	ind	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysopyxis inaequalis</i> Fott	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chrysopyxis paludosa</i> Fott	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Chrysopyxis stenostoma</i> Lauterborn	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Chrysophaerella longispina</i> Lauterborn	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Cladonema laxum</i> (Kent) Kent	Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Derepyxis amphora</i> A. Stokes	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon acuminatum</i> Ruttner	P	-	-	-	-	oh	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon asymmetricum</i> D.G. Hilliard et Asmund	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon balticum</i> (F. Schütt) Lemmerr.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i> O.E. Imhof	P	-	-	-	-	i	-	o	1.1	-	-
<i>Dinobryon borgei</i> Lemmerr.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> O.E. Imhof	P	-	-	-	-	i	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i> (O.E. Imhof) H. Bachm.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>palustre</i>	P	-	-	-	-	i	-	o	1.2	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Lemmerm.											
<i>Dinobryon divergens</i> O.E. Imhof	P	-	st-str	ind	-	i	-	o-b	1.45	-	-
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>angulatum</i> (Seligo) Brunnth.	P	-	-	-	-	i	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon divergens</i> var. <i>schauinslandii</i> (Lemmerm.) Brunnth.	P	-	-	-	-	oh	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon eurystoma</i> (A. Stokes) Lemmerm.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon korschikovii</i> Matv.	B	-	-	-	-	oh	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon korschikovii</i> f. <i>glabra</i> (Korschikov) Matv.	B	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon mucicola</i> (Boloch.) Bourr.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon pediforme</i> (Lemmerm.) Steinecke	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon saccatum</i> Prescott	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenb.	P	-	-	-	-	i	-	o	1.3	-	-
<i>Dinobryon sertularia</i> var. <i>pratuberans</i> (Lemmerm.) H. Krieg.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Dinobryon sertularia</i> var. <i>vindobonensis</i> Mack	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	P	-	-	-	-	i	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i> (Brunnth.) H. Bachm.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i> (F. Stein) Lemmerm.	P	-	-	-	-	i	-	o	1.2	-	-
<i>Dinobryon spirale</i> L.A. Ivanov	P-B	-	-	-	-	i	-	o	1.1	-	-
<i>Dinobryon suecicum</i> Lemmerm.	P	-	-	-	-	i	-	o	1.1	-	-
<i>Dinobryon urceolatum</i> Reverdin	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Epipyxis borgei</i> (Lemmerm.) D.K. Hilliard et Asmund	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Epipyxis lauterbornii</i> (Lemmerm.) D.K. Hilliard et Asmund	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Epipyxis lauterbornii</i> var. <i>mucicola</i> (Lemmerm.) D.K. Hilliard et Asmund	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Epipyxis ramosa</i> (Lauterborn) D.K. Hilliard et Asmund	Ep	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Epipyxis tabellariae</i> (Lemmerm.) G.M. Sm.	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epipyxis utriculus</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Epipyxis utriculus</i> var. <i>pusilla</i> (Lemmerm.) Hilliard et Asmund	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Epipyxis utriculus</i> var. <i>reticulata</i> (Skuja) D.K. Hilliard et Asmund	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Epipyxis stokesii</i> (Lemmerm.) G.M. Sm.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Kephyrion amphorula</i> W. Conrad	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion boreale</i> Skuja	B	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion circumvallatum</i> (J. Schiller) Bourr.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Kephyrion crassum</i> (D.K. Hilliard) Starmach	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion cupuliforme</i> W. Conrad	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion densatum</i> (G. Schmid) Bourr.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion doliolum</i> W. Conrad	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion francevi</i> Guseva	B	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion globosum</i> (Czozn.) Bourr.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion hemisphaerica</i> (Lackey) W. Conrad	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion inconstans</i> (G. Schmid) Bourr.	B	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion littorale</i> J.W.G. Lund	B	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion mastigophorum</i> M. Schmidt	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion moniliferum</i> (G. Schmid) Bourr.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Kephyrion mosquense</i> Guseva	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion ovum</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Kephyrion parvulum</i> (G. Schmid) Bourr.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion petasatum</i> W. Conrad	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion planktonicum</i> D.G. Hilliard	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion rubri-claustri</i> W. Conrad	B	-	-	-	-	oh	-	o	1.2	-	-
<i>Kephyrion schmidii</i> Bourr.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion sitta</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Kephyrion spirale</i> (Lackey) W. Conrad	B	-	-	-	-	i	-	o-b	1.4	-	-
<i>Kephyrion starmachii</i> (Czoss.) Bourr.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kephyrion valkanovii</i> Hub.-Pest.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Lagynion fulvum</i> (Scherff.) Bourr.	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Lagynion scherffelii</i> Pascher	Ep	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Lagynion simplex</i> (Fott) Fott	Ep	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Lepochromulina calyx</i> Scherff.	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner	P	-	-	-	-	i	-	o	1.2	-	-
<i>Mallomonas allorgei</i> (M. Deflandre) W. Conrad	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mallomonas alpina</i> Pascher et Ruttner	P	-	-	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Mallomonas caudata</i> L.A. Ivanov	P	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Mallomonas coronata</i> Boloch.	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas costata</i> Dürschm.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Mallomonas elegans</i> Lemmern.	P	-	-	-	-	i	-	o-b	1.4	-	-
<i>Mallomonas elliptica</i> (Kisselev) W. Conrad	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas elongata</i> Reverdin	P	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas fresenii</i> Kent	P	-	-	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Mallomonas helvetica</i> Pascher	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas insignis</i> Penard	P	-	-	-	-	hb	-	o	1.1	-	-
<i>Mallomonas litomesa</i> A. Stokes	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Mallomonas longisetata</i> (Lemmern.) Lemmern.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Mallomonas lychenensis</i> W. Conrad	P	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Mallomonas ploesslii</i> Perty	P	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i> Korschikov	P	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas radiata</i> W. Conrad	P	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas schwemmlei</i> Glenk	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Mallomonas teilingii</i> W. Conrad	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Mallomonas tonsurata</i> Teiling	P	-	-	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Mallomonopsis elliptica</i> Matv.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Microglena punctifera</i> (O. Müll.) Ehrenb.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas caliginea</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas charkowiensis</i> Matv.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas coronifera</i> Matv.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas crenata</i> G.A. Klebs	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Ochromonas echinocystis</i> Matv.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas fragilis</i> Doflein	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Ochromonas lenta</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas ludibunda</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Ochromonas margaritata</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas mutabilis</i> G.A. Klebs	B	-	-	-	-	hl	-	o	1.1	-	-
<i>Ochromonas oblonga</i> N. Carter	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas pallida</i> Korschikov	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas pigmentata</i> Doflein	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas polymorpha</i> (Gavaudan) Bourr.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas pyriformis</i> Matv.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas sociata</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas sphaerocystis</i> Matv.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas stellaris</i> Doflein	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas triangulata</i> Vysotskii	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas vagans</i> Doflein	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas variabilis</i> H. Mey.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ochromonas verrucosa</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Paraphysomonas vestita</i> (A. Stokes) De Saedeleer	P	-	-	-	-	i	-	a-o	2.9	-	-
<i>Phaeaster pascheri</i> Scherff.	-	-	-	-	-	-	-	x	0.2	-	-
<i>Phaeodermatium rivulare</i> Hansg.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Phaeothamion confervicola</i> Lagerh.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Pseudokephyron cinctum</i> (J. Schiller) G. Schmid	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron conicum</i> J. Schiller	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron cylindricum</i> (Lackey)	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Бourg.											
<i>Pseudokephyron depressum</i> G. Schmid	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron ellipsoideum</i> (Pascher) W. Conrad	-	-	-	-	-	oh	-	b-o	1.7	-	-
<i>Pseudokephyron entzii</i> W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron formosissimum</i> W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron heverlense</i> (W. Conrad) W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron hiemale</i> D.K. Hilliard	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron latum</i> (J. Schiller) G. Schmid	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron minutissimum</i> W. Conrad	B	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron obtusum</i> G. Schmid	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Pseudokephyron ovum</i> (Pascher et Ruttner) W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron piliidum</i> J. Schiller	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron poculum</i> W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron rutneri</i> (J. Schiller) G. Schmidt	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron skujae</i> Bourg.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron taeniatum</i> K.H. Nicholls	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudokephyron taticum</i> (Juris) Starmach	-	-	-	-	-	-	-	x	0.3	-	-
<i>Pseudokephyron undulatisimum</i> Scherff.	B	-	-	-	-	oh	-	o	1.1	-	-
<i>Pseudokephyron undulatum</i> (G.A. Klebs) Pascher	P	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.4	-	-
<i>Sphaleromantis ochracea</i> (Ehrenb.) Pascher	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Spumella vivipara</i> (Ehrenb.) Kent	P	-	-	-	-	-	-	b-p	3.8	-	-
<i>Stenokalyx tubiformis</i> (Fott) Fott	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Stephanoporus epiphyticus</i> (Scherff.) Pascher	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Stiptochrysis monorhiza</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Syncripta danubiensis</i> J. Schiller	-	-	-	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Syncripta pallida</i> (Korschikov) Bourg.	-	-	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Syncripta volvox</i> Ehrenb.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Synura echinulata</i> Korschikov	P	-	-	-	-	hb	-	o-b	1.5	-	-
<i>Synura leptorrhaba</i> (Asmund) K.H. Nicholls	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Synura peterseni</i> Korschikov	P	-	-	-	-	hb	-	b	2.1	-	-
<i>Synura sphagnicola</i> (Korschikov) Korschikov	P	-	st	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Synura spinosa</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Synura uvella</i> Ehrenb.	P	-	st	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Uroglena botrys</i> (Pascher) W. Conrad	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Uroglena europaea</i> (Pascher) Skuja	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Uroglena volvox</i> Ehrenb.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Uroglenopsis americana</i> (G.N. Calk.) Lemmerm.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Vischeria helvetica</i> (Vischer et Pascher) Hibberd	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haptophyta											
<i>Hymenomonas roseola</i> F. Stein	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Prymnesium parvum</i> N. Carter	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
Xanthophyta											
<i>Arachnochloris major</i> Pascher	P-B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Arachnochloris planctonica</i> Fott	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Botrydiopsis arhiza</i> Borzi	B,S	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Botrydiopsis eriensis</i> J. Snow	B,S	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Botrydium granulosum</i> (L.) Grev.	B,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bumilleria spirotaenia</i> Pascher	P-B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Centrtractus belonophorus</i> (Schmidle) Lemmerm.	P	-	st-str	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Centrtractus brunneus</i> Fott	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Characiopsis borziana</i> Lemmerm.	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Characiopsis lunaris</i> Pascher	Ep	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Characiopsis minuta</i> (A. Braun) Borzi	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chloridella neglecta</i> (Pascher et Geitler) Pascher	P,S	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chlorosaccus fluidus</i> Luther	-	-	-	-	-	-	-	o-x	0.6	-	-
<i>Goniochloris fallax</i> Fott	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Goniochloris laevis</i> Fott	P	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Goniochloris mutica</i> (A. Braun) Fott	P	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Goniochloris sculpta</i> Geitler	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Goniochloris smithii</i> (Bourr.) Fott	P,S	-	st-str	-	-	hb	-	b-o	1.7	-	-
<i>Goniochloris spinosa</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Goniochloris torta</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Goniochloris triradiata</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Heterococcus moniliformis</i> Vischer	-	-	-	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Isthmochloron trispinatum</i> (West et G.S.West) Skuja	P	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Lutherella adhaerens</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Mischococcus confervicola</i> Nägeli	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Monodopsis subterranea</i> (J.B. Petersen) Hibberd	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monodus chodatii</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Ophiocytium arbuscula</i> (A. Braun ex Kütz.) S. Lacoste et Suringar	P	-	st	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Ophiocytium arbuscula</i> var. <i>longipes</i> Dedus.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle	P	-	st	-	-	oh	-	o	1.2	-	-
<i>Ophiocytium cochleare</i> (Eichw.) A. Braun	P-B	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.4	-	-
<i>Ophiocytium gracillimum</i> Borzi emend. Pascher	B	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Ophiocytium longipes</i> Pascher	B	-	-	-	-	hl	-	o	1.0	-	-
<i>Ophiocytium majus</i> Nägeli	P	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Ophiocytium parvulum</i> (Perty) A. Braun	B	-	-	-	-	oh	-	o	1.3	-	-
<i>Pleurochloris pyrenoidosa</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Polygoniochloris tetragona</i> (Pascher) H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Pseudogoniochloris tripus</i> (Pascher) Krienitz, E. Hegew., O. Reymond et T. Peschke	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Pseudostaurastrum enorme</i> (Ralfs) Chodat	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Reinsch) Chodat	P	-	st-str	-	-	hl	-	b-o	1.7	-	-
<i>Pseudostaurastrum limneticum</i> (Borge) Couté et Rousselin	P	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Tetraëdiella regularis</i> (Kütz.) Fott	P	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Tetraplektron acutum</i> (Pascher) Fott	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Tetraplektron torsum</i> (W.B. Turner) Dedus.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Tetraplektron tribulus</i> Fott	-	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Tribonema aequale</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Tribonema affine</i> (Kütz.) G.S.West	B	-	-	-	-	hb	-	x-b	0.8	-	-
<i>Tribonema angustissimum</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Tribonema elegans</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	x	1.0	-	-
<i>Tribonema minus</i> (Wille) Hazen	B	-	-	-	-	i	-	x-b	0.9	-	-
<i>Tribonema regulare</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Tribonema subtilissimum</i> Pascher	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Tribonema ulotrichoides</i> Pascher	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Tribonema viride</i> Pascher	P-B	-	-	-	-	i	-	o-x	0.7	-	-
<i>Tribonema vulgare</i> Pascher	P-B	-	-	-	-	i	-	o-b	1.4	-	-
<i>Vaucheria bursata</i> (O. Müll.) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Vaucheria cruciata</i> (Vaucher) DC.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Vaucheria dichotoma</i> (L.) Mart.	B	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Vaucheria fontinalis</i> (L.) T.A. Chr.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Vaucheria geminata</i> (Vaucher) DC.	B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Vaucheria sessilis</i> (Vaucher) DC.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Vaucheria terrestris</i> (Vaucher) DC.	B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Vaucheria uncinata</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Vaucheria walzii</i> Rothert	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Vaucheria woroniniana</i> Heering	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Vischeria magna</i> (J.B. Petersen) Kryvenda, Rybalka, M. Wolf et Friedl	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xanthonema exile</i> (G.A. Klebs) P.C. Silva	-	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Xanthonema tribonematoides</i> (Pascher) P.C. Silva	P,S	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
Bacillariophyta											
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen	P	-	st-str	ind	-	i	-	o-b	1.4	-	-
<i>Achnanthes armillaris</i> (O. Müll.) Guiry	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	me	-
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i> (Kütz.) Cleve	B	-	st	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes coarctata</i> (Bréb. ex W. Sm.) Grunow	B	-	ae	ind	-	hl	-	x	0.2	ot	-
<i>Achnanthes dispar</i> var. <i>capitata</i> Jasn.	B	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Achnanthes inflata</i> (Kütz.) Grunow	B,aer	-	-	alf	-	i	sx	o	1.0	o-m	-
<i>Achnanthes parvula</i> Kütz.	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	me	-
<i>Achnanthes petersenii</i> Hust.	B	-	str	neu	-	hb	-	x	0.2	ot	ats
<i>Achnanthes striata</i> Skvortzov et K.I. Mey.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Achnantheidium affine</i> (Grunow) Czarn.	B	-	str	alf	6.8	i	es	o	1.1	-	-
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarn.	B	eterm	st-str	alf	-	i	sp	b	2.0	o-e	ate
<i>Achnantheidium exile</i> (Kütz.) Heib.	B	-	str	alb	-	i	sx	o-a	1.8	o-m	ats
<i>Achnantheidium lineare</i> W. Sm.	P-B	-	-	ind	7.6	i	es	o-b	1.5	me	-
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	P-B	eterm	st-str	ind	4.3-9.2	i	es	x-b	0.95	o-e	ate
<i>Achnantheidium pyrenaicum</i> (Hust.) H. Kobayasi	B	-	-	alf	7.7	mh	sx	x-o	0.4	-	-
<i>Achnantheidium trinode</i> Ralfs	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Actinocyclus normanii</i> (W. Greg.) Hust.	P	-	st-str	alf	-	mh	-	b	2.3	e	ate
<i>Actinocyclus normanii</i> f. <i>subsalsus</i> (Juhl.-Dannf.) Hust.	P	-	st-str	alf	-	hl	-	b	2.3	e	ate
<i>Actinoptychus octonarius</i> (Ehrenb.) Kütz.	P,Ep	-	-	alf	-	mh	-	a	3.0	-	-
<i>Actinoptychus senarius</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	P	-	-	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Adlafia bryophila</i> (J.B. Petersen) G. Moser, Lange-Bert. et Metzeltin	P-B,aer	-	st-str	acf	-	-	-	o-x	0.7	ot	-
<i>Adlafia minuscula</i> (Grunow) Lange-Bert.	P-B	-	st-str	ind	-	-	es	a-o	2.8	ot	-
<i>Adlafia minuscula</i> var. <i>muralis</i> (Grunow) Lange-Bert.	B	-	-	-	-	-	sp	a-o	2.8	-	-
<i>Amphipleura pellucida</i> (Kütz.) Kütz.	P-B	-	st	alf	7.9	i	-	x-b	0.8	o-m	ate
<i>Amphora commutata</i> Grunow	B	-	-	-	-	hl,mh	-	-	-	e	-
<i>Amphora copulata</i> (Kütz.) Schoeman et R.E.M. Archibald	B	temp	st	alf	-	i	es	o-b	1.5	e	ate
<i>Amphora delicatissima</i> Krasske	B	-	-	-	-	hl,mh	-	-	-	-	-
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	B	-	-	alf	7.7	oh	-	o-x	0.7	o-m	-
<i>Amphora libyca</i> Ehrenb.	B	temp	st	alf	-	i	es	o-b	1.5	o-m	-
<i>Amphora mexicana</i> M. Schmidt	B	-	st	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Amphora mongolica</i> Østrup	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Amphora obtusa</i> W. Greg.	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	B	temp	st-str	alf	6.2-9.0	i	sx	o-b	1.5	me	ate
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grunow ex A.W.F. Schmidt	B	temp	st	alf	8.0-8.3	i	es	b-o	1.7	o-m	ate
<i>Aneumastus apiculatus</i> (Østrup) Lange-Bert.	P-B	-	-	acf	-	-	-	b	2.0	ot	-
<i>Aneumastus rostratus</i> (Hust.) Lange-Bert.	P-B	-	-	alf	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Aneumastus tuscula</i> (Ehrenb.) D.G. Mann et Stickle	P-B	-	-	alf	-	i	-	x-b	0.9	o-e	-
<i>Angusticopula dickieii</i> (Thw.) Houk, Klee et H. Tanaka	P-B	temp	ae	ind	5.3-8.2	i	-	-	-	-	-
<i>Anomoeoneis costata</i> (Kütz.) Hust.	B	-	-	-	-	mh	-	a-o	2.7	-	-
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenb.) Pfitzer	B	warm	st-str	alf	6.3-9.0	hl	-	a-o	2.7	me	ate
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> var. <i>sculpta</i> (Ehrenb.) O. Müll.	B	-	-	-	-	mh	-	a-o	2.7	-	-
<i>Ardissonea crystallina</i> (C. Agardh) Grunow	-	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	P	-	st-str	alf	7.4	i	sx	o	1.35	o-m	ate

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grunow) Krammer	P-B	cool	st-str	alf	4.8-7.7	i	sp	x-b	0.8	ot	ats
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	P	-	st-str	alf	6.0-8.5	i	sp	b-o	1.7	o-m	ate
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenb.) Simonsen	P-B	cool	str	acf	6.9	i	sp	x-o	0.4	ot	ats
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen	P-B	temp	st-str	ind	5.8-9.4	i	es	b	2.0	me	ate
<i>Aulacoseira granulata</i> f. <i>curvata</i> (Hust.) Simonsen	P-B	-	st-str	alf	-	i	-	b	2.0	e	ate
<i>Aulacoseira islandica</i> (O. Müll.) Simonsen	P-B	cool	st-str	ind	-	i	es	b-o	1.6	o-m	ate
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenb.) Simonsen	P-B	cool	st-str	ind	5.8-8.4	i	es	o-b	1.45	me	-
<i>Aulacoseira italica</i> var. <i>tenuissima</i> (Grunow) Simonsen	P	cool	st-str	ind	-	i	es	o	1.3	me	ate
<i>Aulacoseira lirata</i> (Ehrenb.) R. Ross	P-B	cool	-	acf	6.1-6.5	hb	-	x-o	0.5	-	-
<i>Aulacoseira muzzanensis</i> (F. Meister) Krammer	P-B	-	st-str	alf	-	hb	-	b	2.0	me	-
<i>Aulacoseira pfaffiana</i> (Reinsch) Krammer	P-B	cool	str	acf	-	hb	-	x	0.3	ot	ats
<i>Aulacoseira subarctica</i> (O. Müll.) E. Y. Haw.	P	-	st-str	ind	7.3	i	-	b-o	1.7	o-m	ats
<i>Aulacoseira valida</i> (Grunow) Krammer	P-B	-	-	ind	-	i	es	o	1.3	o-m	-
<i>Bacillaria paxillifera</i> (O. Müll.) T. Marsson	P-B	-	-	ind	-	hl	es	b	2.3	me	ate
<i>Belonastrum berlinensis</i> (Lemmerm.) Round et Maidana	P-B	-	st-str	alf	-	i	-	b	2.2	m	ate
<i>Brachysira aponina</i> Kütz.	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Brachysira brebissonii</i> R. Ross	P-B	-	st-str	acf	5.9	hb	sx	x-o	0.4	ot	ats
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	B	-	-	-	-	i	sx	o	1.0	-	-
<i>Brachysira serians</i> (Bréb.) Round et D.G. Mann	B	-	st-str	acf	4.9	hb	-	x	0.2	ot	ats
<i>Brachysira vitrea</i> (Grunow) R. Ross	B	-	st-str	alb	7.6	i	es	x-o	0.5	o-m	ats
<i>Brachysira zellensis</i> (Grunow) Round et D.G. Mann	B	-	-	acf	-	-	sx	x-o	0.4	ot	-
<i>Brebissonia lanceolata</i> (C. Agardh) R.K. Mahoney et Reimer	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	-	-
<i>Caloneis alpestris</i> (Grunow) Cleve	B	-	str	alf	-	i	-	x	0.1	ot	ats
<i>Caloneis amphibaena</i> (Bory) Cleve	B	-	st-str	alf	-	i	-	b	2.3	me	ate
<i>Caloneis amphibaena</i> var. <i>aequata</i> Kolbe	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Caloneis amphibaena</i> var. <i>subsalina</i> (Donkin) Cleve	B	-	st-str	alf	-	hl	-	b	2.3	e	ate
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	B	temp	st-str	ind	-	i	es	o	1.3	me	ats
<i>Caloneis dubia</i> Krammer	P-B	-	st-str	-	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Caloneis ignorata</i> Skvortsov	B	-	-	-	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Caloneis lancetula</i> (Schulz) Lange-Bert. et A. Witkowski	B	-	st-str	alf	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Caloneis latiuscula</i> (Kütz.) Cleve	B	-	st	ind	-	i	-	o	1.0	-	-
<i>Caloneis limosa</i> (Kütz.) R.M. Patrick	P-B	-	st-str	alf	-	i	es	o	1.1	m	ats
<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.0	ot	-
<i>Caloneis obtusa</i> (W. Sm.) Cleve	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Caloneis permagna</i> (Bailey) Cleve	B	-	-	alf	-	hl	-	b-a	2.5	e	-
<i>Caloneis pulchra</i> Messikom.	B	-	str	neu	-	i	-	o	1.0	ot	ats
<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve	P-B	-	st-str	ind	-	i	es	x-b	0.9	o-m	ats
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenb.) Cleve	B	-	st	ind	6.3-9.0	i	sp	o	1.3	o-m	ats
<i>Caloneis silicula</i> var. <i>kjellmaniana</i> Cleve	B	-	-	alb	-	i	-	-	-	-	-
<i>Caloneis silicula</i> var. <i>peisonis</i> Hust.	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Caloneis tenuis</i> (W. Greg.) Krammer	B	-	str	neu	-	i	es	x	0.2	ot	ats
<i>Campylodiscus bicruciatu</i> W. Greg.	B	-	-	ind	-	hl	-	b	2.0	e	-
<i>Campylodiscus clypeus</i> (Ehrenb.) Ehrenb. ex Kütz.	B	temp	-	alb	-	mh	-	b	2.0	e	-
<i>Campylodiscus costatus</i> W. Sm.	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Campylodiscus noricus</i> Ehrenb.	B	-	-	alf	-	i	-	x	0.25	me	-
<i>Cavinula cocconeiformis</i> (W. Greg. ex Greg.) D.G. Mann et Stickle	P-B	-	str	ind	6.9	i	es	x-o	0.4	o-m	ats
<i>Cavinula pseudoscutiformis</i> (Hust.) D.G. Mann et Stickle	P-B	-	st-str	ind	6.7	i	sx	x-o	0.4	me	ats
<i>Cavinula scutelloides</i> (W. Sm.) Lange-	B	-	st	alf	-	i	es	o-b	1.5	e	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Bert.											
<i>Chaetoceros mitra</i> (Bailey) Cleve	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmerm.	P-B	temp	st-str	alb	-	hl	-	o	1.0	e	-
<i>Chaetoceros subtilis</i> Cleve	P-B	-	-	alb	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Chaetoceros wighamii</i> Brightw.	P-B	-	-	alb	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Chamaepinnularia hassiaca</i> (Krasske) Cantonati et Lange-Bert.	B	-	str	acf	-	hb	es	o	1.0	ot	ats
<i>Cocconeis costata</i> W. Greg.	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	-	-
<i>Cocconeis disculus</i> (Schum.) Cleve	B	-	st	alf	-	i	es	o-x	0.7	me	-
<i>Cocconeis lineata</i> Ehrenb.	P-B	-	st-str	alf	-	i	sx	o	1.2	o-m	ate
<i>Cocconeis neodiminuta</i> Krammer	P-B	temp	st-str	alf	7.0-9.0	i	sx	x-b	0.9	me	-
<i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	me	-
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenb.	B	-	st-str	alf	-	i	sx	o-a	1.8	me	ate
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenb.	P-B	temp	st-str	alf	5.5-9.0	i	es	o	1.35	me	ate
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenb.) Grunow	P-B	temp	st-str	alf	5.5-9.0	i	sx	o	1.3	o-m	ate
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>intermedia</i> (Hérib. et Perag.) Cleve	B	-	st-str	alf	-	i	-	o-b	1.4	ot	ate
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>rouxii</i> (Hérib. et Brun) Cleve	B	-	-	alf	-	i	-	o-b	1.4	-	-
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehrenb.	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	me	-
<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>parva</i> (Grunow) Cleve	B	-	ae	alb	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Cocconeis stauroneiformis</i> (W. Sm.) H. Okuno	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Conticribra weissflogii</i> (Grunow) Stachura-Suchoples et D.M. Williams	P-B	-	st-str	alf	-	hl	sp	b	2.3	he	hne
<i>Cosmioneis pusilla</i> (W. Sm.) D.G. Mann et Stickle	P-B, aer	-	str	ind	-	hl	sp	o-a	1.8	o-m	ats
<i>Craticula accomoda</i> (Hust.) D.G. Mann	P	-	-	alf	-	i	sp	a	3.4	he	hce
<i>Craticula cuspidata</i> (Kutzing) D.G. Mann	B	temp	st-str	alf	6.3-9.0	i	es	b-a	2.45	me	-
<i>Craticula halophila</i> (Grunow) D.G. Mann	B	-	st-str	alf	-	mh	es	a	3.0	e	ate
<i>Craticula riparia</i> (Hust.) Lange-Bert.	B	-	st-str	acf	7.9	hb	-	a	3.0	e	ate
<i>Crenotia thermalis</i> (Rabenh.) Wojtal	B	eterm	st-str	ind	-	mh	sx	x	0.3	o-m	-
<i>Crenophora pulchella</i> (Ralfs ex Kütz.) D.M. Williams et Round	P-B	-	st-str	alf	-	i	-	b	2.3	o-m	ate
<i>Cyclostephanos delicatus</i> (Genkal) Casper et W. Scheffler	P	-	-	ind	-	i	sx	o-a	1.9	me	-
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Hust.) Round	P-B	-	st-str	alf	-	I	es	b	2.0	o-m	ate
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (M.H. Hohn et Hellermann) Theriot, Stoermer et Håk.	P	-	-	alf	-	-	es	o-a	1.9	o-m	-
<i>Cyclotella atomus</i> Hust.	P-B	-	st-str	alf	-	I	sp	b-a	2.5	me	ate
<i>Cyclotella choctawhatcheeana</i> Prasad	P	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella distinguenda</i> Hust.	P	-	str	alf	-	hl	-	o	1.3	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	P-B	temp	st	alf	5.5-9.0	hl	sp	a-o	2.8	e	hne
<i>Cyclotella planctonica</i> Brunth.	P	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmerm.	P	-	st-str	alb	7.2	i	sx	o	1.2	o-m	ats
<i>Cyclotella striata</i> (Kütz.) Grunow	-	-	-	alf	-	hl	es	b	2.0	-	-
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenb.) Reimann et J.C. Lewin	B	-	-	alf	-	I	-	b	2.0	-	-
<i>Cylindrotheca gracilis</i> (Bréb. ex Kütz.) Grunow	B	-	st	-	-	hl	-	a-o	2.8	e	-
<i>Cymbella affiniiformis</i> Krammer	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	B	temp	st-str	alf	-	i	sx	o	1.1	ot	ats
<i>Cymbella amphicephala</i> var. <i>unipunctata</i> Brun	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenb.) Cleve	B	-	st-str	neu	-	i	es	x	0.3	o-e	ats
<i>Cymbella cymbiformis</i> C. Agardh	B	temp	str	ind	6.2-9.0	i	sx	b	2.0	o-m	ats
<i>Cymbella helvetica</i> Kütz.	B	-	str	ind	-	i	-	o-x	0.6	o-m	-
<i>Cymbella helvetica</i> var. <i>curta</i> Cleve	B	-	-	alf	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cymbella hustedii</i> Krasske	B	-	str	neu	-	i	-	o	1.0	o-m	ats
<i>Cymbella laevis</i> Nägeli	B	cool	-	ind	6.3	i	sx	-	-	-	-
<i>Cymbella neocistula</i> Krammer	B	-	-	ind	-	I	-	o	1.2	o-m	-
<i>Cymbella neolanceolata</i> W. Silva	B	-	st-str	alf	8.0-	i	es	b-a	2.5	e	ate

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
					8.2						
<i>Cymbella parva</i> (W. Sm.) Kirchn.	B	-	-	ind	-	I	-	b	2.0	o-m	-
<i>Cymbella proxima</i> Reimer	B	-	-	alf	-	hb	es	o	1.0	o-m	-
<i>Cymbella skvortzovii</i> Skab.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) van Heurck	B	temp	str	alf	6.8-9.0	i	sx	b	2.2	me	ats
<i>Cymbella tumida</i> var. <i>borealis</i> (Grunow) Cleve	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cymbella turgidula</i> Grunow	B	-	st-str	ind	-	-	es	-	-	-	-
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenb.) Kirchn.	B	-	st-str	alf	8.0	i	sx	o	1.2	e	ats
<i>Cymbopleura amphicephala</i> (Nägeli) Krammer	B	-	str	ind	-	i	sx	o	1.2	o-m	ats
<i>Cymbopleura angustata</i> (W. Sm.) Krammer	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.0	ot	ats
<i>Cymbopleura austriaca</i> (Grunow) Krammer	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cymbopleura cuspidata</i> (Kütz.) Krammer	P-B	temp	-	ind	6.7	i	-	o-a	1.8	o-m	-
<i>Cymbopleura hybrida</i> (Grunow ex Cleve) Krammer	P-B	-	-	ind	-	hl	-	o	1.0	o-m	-
<i>Cymbopleura inaequalis</i> (Ehrenb.) Krammer	B	-	st-str	ind	-	i	-	o	1.1	m	ats
<i>Cymbopleura incerta</i> (Grunow) Krammer	P-B	-	str	ind	-	hb	-	o	1.0	ot	ats
<i>Cymbopleura lata</i> (Grunow) Krammer	B	-	-	ind	-	i	sx	-	-	-	-
<i>Cymbopleura lata</i> var. <i>minor</i> (Mölder) Z.X.Shi	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auerswald ex Heib.) Krammer	B	-	st-str	ind	-	I	es	o	1.2	o-m	ate
<i>Decussata placenta</i> (Ehrenb.) Lange-Bert. et Metzeltin	P-B, aer	cool	st	alf	-	hb	sx	x-o	0.4	ot	ats
<i>Delicata delicatula</i> (Kütz.) Krammer	B, aer	-	str	alf	8.1	i	sx	o	1.0	ot	ats
<i>Denticula cretica</i> (Østrup) Lange-Bert. et Krammer	B	-	-	alf	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Denticula elegans</i> Kütz.	P-B, aer	-	-	alf	8.0-9.0	i	-	x-o	0.4	ot	-
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow	P-B	-	str	ind	8.1	i	es	x-b	0.9	m	-
<i>Denticula subtilis</i> Grunow	B	-	str	-	-	hl	es	o	1.0	-	ats
<i>Denticula tenuis</i> Kütz.	B	-	str	alf	-	i	sx	x	0.3	m	ats
<i>Diadesmis confervacea</i> Kütz.	B	-	st-str	alf	-	hl	sp	o-a	1.8	e	hne
<i>Diatoma moniliformis</i> subsp. <i>ovalis</i> (F. Fricke) Lange-Bert., Rumrich et G. Hofmann	B	-	-	alf	-	i	-	-	-	-	-
<i>Diatoma tenuis</i> C. Agardh	P-B	-	st-str	ind	-	hl	sx	o	1.3	e	ate
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	P-B	-	st-str	ind	6.2-7.5	i	sx	b	2.2	me	ate
<i>Diatoma vulgare</i> var. <i>brevis</i> Grunow	P-B	-	st-str	alb	-	i	sx	b	2.2	me	ate
<i>Diatoma vulgare</i> var. <i>linearis</i> Grunow	B	-	str	alf	-	i	es	b	2.2	me	ate
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngb.) M. Schmidt	B	-	st-str	ind	-	i	sx	o-x	0.7	ot	-
<i>Diploneis didyma</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	B	-	-	-	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Diploneis dombliensis</i> (Grunow) Cleve	B	-	-	ind	-	i	-	o-x	0.7	-	-
<i>Diploneis elliptica</i> (Kütz.) Cleve	B	temp	str	alf	-	i	sx	o-x	0.6	m	ats
<i>Diploneis finnica</i> (Ehrenb.) Cleve	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Diploneis interrupta</i> (Kütz.) Cleve	B	-	-	ind	-	i	-	b	2.0	m	-
<i>Diploneis littoralis</i> (Donkin) Cleve	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Diploneis mauleri</i> (Brun) Cleve	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Diploneis oblongella</i> (Nägeli ex Kütz.) A. Cleve	B	-	str	ind	-	i	sx	x-b	0.9	ot	ats
<i>Diploneis oculata</i> (Bréb.) Cleve	B	-	st	ind	-	i	-	x-b	0.9	-	-
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	B	-	str	alf	6.5-9.0	i	sp	x-b	0.9	o-m	ats
<i>Diploneis papula</i> (A.W.F. Schmidt) Cleve	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Diploneis parma</i> Cleve	B	cool	-	alf	-	i	-	o-b	1.4	ot	-
<i>Diploneis pseudovalis</i> Hust.	B	-	-	alf	-	mh	sx	-	-	-	-
<i>Diploneis smithii</i> (Bréb.) Cleve	B	-	-	alf	-	I	-	b	2.0	o-m	-
<i>Diploneis smithii</i> var. <i>pumila</i> (Grunow) Hust.	B	-	-	alf	-	mh	es	-	-	-	-
<i>Diploneis vacillans</i> (A.W.F. Schmidt) Cleve	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hust.) Houk et Klew	P	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.3	e	ate

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve et Grunow) Houk et Klec	P-B	-	st	ind	6.8	i	es	o-a	1.85	-	-
<i>Ellerbeckia arenaria</i> (A.H. Moore ex Ralfs) R.M. Crawford	P-B	cool	st-str	alf	-	i	-	o-x	0.6	ot	ats
<i>Encyonema caespitosum</i> Kütz.	B	-	-	-	-	I	sx	o	1.3	o-e	-
<i>Encyonema elginense</i> (Krammer) D.G. Mann	B	temp	st	acf	5.5-9.0	hb	sx	o-b	1.5	-	-
<i>Encyonema hebridicum</i> (W. Greg.) Grunow	P-B	-	str	acf	5.1	i	-	o	1.0	ot	ats
<i>Encyonema leibleinii</i> (C. Agardh) W.J. Silva, R. Jahn, T.A. Veiga Ludwig et M. Menezes	P-B	-	str	alb	4.7-9.0	i	es	o	1.3	e	ats
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G. Mann	B	-	st-str	ind	6.2	i	sx	o	1.2	o-e	ate
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	P-B	-	-	ind	-	-	-	x	0.3	ot	-
<i>Encyonema norvegicum</i> (Grunow) Bukht.	P-B	-	str	ind	-	i	-	o	1.0	ot	ats
<i>Encyonema paucistriatum</i> (A. Cleve) D.G. Mann	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Encyonema perpusillum</i> (Cleve) D.G. Mann	P-B	-	str	ind	-	hb	-	o	1.0	ot	ats
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G. Mann	B	-	st-str	ind	6.2-7.7	i	sx	o	1.2	o-e	ate
<i>Encyonopsis cesatii</i> (Rabenh.) Krammer	B	-	str	ind	6.9-7.8	i	es	x	0.2	ot	ats
<i>Encyonopsis falaisensis</i> (Grunow) Krammer	B	-	str	-	-	hb	es	o	1.0	o-m	ats
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	B	-	str	alf	7.9	i	es	o	1.3	me	ats
<i>Entomoneis alata</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	P-B	-	st	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Entomoneis ornata</i> (Bailey) Reimer	B	-	st-str	alf	-	i	-	o-b	1.5	o-m	ats
<i>Entomoneis paludosa</i> (W. Sm.) Reimer	P-B	-	-	alf	-	hl	-	b-a	2.5	m	-
<i>Entomoneis paludosa</i> var. <i>subsalina</i> (Cleve) Krammer	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bert. et W. Schiller	B	-	-	alf	7.5-8.1	hl	es	a-o	2.6	e	hne
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	B	temp	st	alb	5.5-9.0	i	sx	o	1.2	me	ats
<i>Epithemia argus</i> (Ehrenb.) Kütz.	P-B	-	st-str	ind	-	i	es	o-x	0.7	m	-
<i>Epithemia argus</i> var. <i>alpestris</i> (W. Sm.) Grunow	B	-	-	ind	-	i	-	o-x	0.7	m	-
<i>Epithemia argus</i> var. <i>longicornis</i> (Ehrenb.) Grunow	P-B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Epithemia frickei</i> Krammer	P-B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Epithemia gibba</i> (Ehrenb.) Kütz.	B	temp	-	alf	6.2-9.0	i	es	o-b	1.4	o-m	-
<i>Epithemia goeppertiana</i> Hilse	B	-	str	ind	-	i	-	b	2.0	o-m	ats
<i>Epithemia parallela</i> (Grunow) Ruck et Nakov	B	-	str	alf	-	i	es	b	2.0	o-m	ats
<i>Epithemia smithii</i> Carruthers	B	-	-	-	-	-	sx	-	-	-	-
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	B	temp	st-str	alf	5.0-9.0	i	sx	o	1.1	me	ats
<i>Epithemia sorex</i> var. <i>gracilis</i> Hust.	B	-	-	alf	-	hl	-	o	1.1	-	-
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenb.) Kütz.	B	temp	st	alf	5.0-9.0	i	sx	x-b	0.9	me	ats
<i>Eucocconeis flexella</i> (Kütz.) F. Meister	B	-	str	ind	-	mh	sx	x	0.2	ot	ats
<i>Eucocconeis quadratarea</i> (Østrup) Lange-Bert.	B	-	-	acf	-	i	sx	x	0.3	-	-
<i>Eunotia arcus</i> Ehrenb.	B	-	st-str	acf	-	i	-	x-o	0.5	ot	ats
<i>Eunotia arcus</i> var. <i>fallax</i> Hust.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Eunotia bactriana</i> Ehrenb.	B	-	st-str	acf	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Eunotia bidens</i> Ehrenb.	P-B	cool	str	acf	-	hb	-	x-o	0.4	o-m	ats
<i>Eunotia bigibba</i> Kütz.	B	-	str	acf	4.9	i	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenb.) Schaarschmidt	B	temp	st-str	acf	5.0-6.6	i	es	o	1.0	o-e	ate
<i>Eunotia crista-galli</i> Cleve	P-B	-	st-str	acf	-	i	-	x-o	0.4	ot	-
<i>Eunotia diodon</i> Ehrenb.	B	cool	st	acf	-	i	-	x	0.2	ot	ats
<i>Eunotia elegans</i> Østrup	P-B	-	st-str	acf	-	hb	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Eunotia exigua</i> (Bréb. ex Kütz.) Rabenh.	P-B	-	st-str	acf	3.4-8.0	hb	es	x-o	0.45	o-e	ate
<i>Eunotia faba</i> Ehrenb.	P-B	temp	st-str	alf	5.0-9.0	i	sx	o	1.1	o-m	ats
<i>Eunotia faba</i> var. <i>densestriata</i> Østrup	B	-	-	acf	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Eunotia fallax</i> A. Cleve	B	-	st-str	acf	6.1	I	-	x-o	0.4	ot	ats

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Eunotia flexuosa</i> (Bréb. ex Kütz.) Kütz.	B	-	st-str	acf	4.5-7.2	i	-	x-b	0.8	o-m	ats
<i>Eunotia formica</i> Ehrenb.	B	-	st-str	ind	-	i	es	o-x	0.7	m	ats
<i>Eunotia gracilis</i> W. Sm.	B	-	-	ind	-	hb	-	o-x	0.6	-	-
<i>Eunotia groenlandica</i> Nörpel-Schempp et Lange-Bert.	B	-	str	acf	-	hb	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Eunotia hexaglyphis</i> Ehrenb.	B	-	-	acf	-	hb	-	o-x	0.7	-	-
<i>Eunotia incisa</i> W. Sm. ex W. Greg.	P-B	-	st-str	acf	5.0-5.75	I	es	x-o	0.5	ot	ats
<i>Eunotia inflata</i> (Grunow) Nörpel-Schempp et Lange-Bert.	P-B	cool	-	acf	-	hb	sp	x-o	0.4	ot	-
<i>Eunotia meisteri</i> Hust.	P-B	-	str	acf	5.5-5.9	I	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Eunotia microcephala</i> Krasske	P-B	-	str	acf	6.4	i	-	o	1.0	ot	ats
<i>Eunotia minor</i> (Kütz.) Grunow	B	-	-	acf	5.2	hb	es	x-o	0.4	ot	-
<i>Eunotia monodon</i> Ehrenb.	B	-	st-str	acf	7.3	hb	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Eunotia naegeli</i> Mig.	P-B	-	str	acf	4.8-5.55	hb	sx	x-o	0.4	ot	ats
<i>Eunotia nymanniana</i> Grunow	B	-	-	acf	-	hb	sx	x-o	0.5	ot	ats
<i>Eunotia parallela</i> Ehrenb.	P-B	-	str	acf	-	i	-	x	0.3	ot	ats
<i>Eunotia pectinalis</i> (Kütz.) Rabenh.	B	-	str	ind	5.2-6.4	I	sx	x	0.3	m	ate
<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>undulata</i> (Ralfs) Rabenh.	B	-	st	acf	-	i	-	x	0.2	ot	ate
<i>Eunotia polydentula</i> Brun	B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	-	-
<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenb.	P-B	cool	st-str	acf	-	I	sx	x-o	0.4	o-m	ats
<i>Eunotia septentrionalis</i> Østrup	P-B	-	str	acf	5.9	hb	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Eunotia serra</i> Ehrenb.	P-B	-	str	acf	4.9	hb	-	x	0.3	ot	ats
<i>Eunotia siberica</i> Cleve	P-B	-	-	acf	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Eunotia silvahercynia</i> M. Nörpel, Van Sull et Lange-Bert.	B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.4	ot	-
<i>Eunotia sudetica</i> O. Müll.	P-B	-	str	acf	4.8	i	sx	x	0.3	o-m	ats
<i>Eunotia tenella</i> (Grunow) Hust.	B	-	str	acf	5.1-6.15	hb	es	o-x	0.7	ot	ats
<i>Fallacia forcipata</i> (Grev.) Stickle et D.G. Mann	B	-	-	alf	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kütz.) Stickle et D.G. Mann	P-B	-	st-str	alf	7.55-8.45	mh	es	a-o	2.7	e	hne
<i>Fallacia reichardtii</i> (Grunow) A. Witkowski, Lange-Bert. et Metzeltin	P-B	-	st	alf	-	i	sx	b-o	1.7	o-m	ate
<i>Fallacia subhamulata</i> (Grunow) D.G. Mann	B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Fallacia vitrea</i> (Østrup) D.G. Mann	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Fistulifera pelliculosa</i> (Bréb.) Lange-Bert.	B,aer	-	ae	alf	-	i	es	b	2.0	me	-
<i>Fragilaria amphicephaloides</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	i	sp	x-a	1.55	o-m	-
<i>Fragilaria austriaca</i> (Grunow) Lange-Bert.	P-B	-	-	ind	-	-	-	o	1.05	ot	-
<i>Fragilaria bidens</i> Heib.	P-B	-	str	alf	-	i	-	b	2.0	e	ats
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	P-B	-	-	ind	7.7	i	es	b-o	1.6	m	-
<i>Fragilaria capucina</i> subsp. <i>rumpens</i> (Kütz.) Lange-Bert.	P-B	etern	st-str	acf	-	i	-	b-o	1.6	o-m	-
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i> (Østrup) Hust.	P-B	-	str	neu	-	i	-	b-a	2.4	o-m	ats
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	P	-	st-str	alf	7.5	I	es	o-b	1.5	m	ate
<i>Fragilaria montana</i> (Krasske) Lange-Bert.	aer	-	-	-	-	-	-	o	1.0	ot	-
<i>Fragilaria recapitellata</i> Lange-Bert. et Metzeltin	B	-	-	-	-	-	sx	-	-	-	-
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Sm.) Lange-Bert.	P-B	-	str	acf	-	hb	sx	b	2.3	o-m	ats
<i>Fragilaria tenera</i> var. <i>nanana</i> (Lange-Bert.) Lange-Bert. et Ulrich	P-B	-	str	ind	-	hb	-	o	1.0	me	ats
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kütz.) J.B. Petersen	P-B,Ep	-	st-str	alf	7.4-7.8	i	sx	o-a	1.95	e	ate
<i>Fragilariforma bicapitata</i> (Mayer) D.M. Williams et Round	P-B	-	str	ind	-	hb	-	o	1.3	o-e	ats
<i>Fragilariforma constricta</i> (Ehrenb.) D.M. Williams et Round	P-B	-	-	acf	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) D.M. Williams et Round	P-B	-	st	ind	6.8	i	es	x-o	0.4	o-m	ats
<i>Fragilariforma virescens</i> var. <i>capitata</i> Krasske	P-B	-	-	-	-	hb	-	x-o	0.4	ot	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Fragilariforma virescens</i> var. <i>elliptica</i> (Hust.) Aboal	P-B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	o-m	-
<i>Fragilariforma virescens</i> var. <i>subsalina</i> (Grunow) Bukht.	B	-	st-str	alf	-	hl	-	b	2.0	-	ats
<i>Frustulia amphipleuroides</i> (Grunow) A. Cleve	B	-	st	acf	-	hb	sx	x-o	0.5	ot	ats
<i>Frustulia crassinervia</i> (Bréb.) Lange-Bert. et Krammer	B	-	str	acf	6.4	hb	es	x-o	0.5	ot	ats
<i>Frustulia krammeri</i> Lange-Bert. et Metzeltin	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	ot	-
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenh.	B	-	st	acf	5.2	hb	es	x	0.3	ot	ats
<i>Frustulia spicula</i> Amossé	P-B	-	-	acf	-	-	-	o	1.0	ot	-
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni	P-B	-	st	alf	-	i	es	o-a	1.8	me	ate
<i>Frustulia weinholdii</i> Hust.	B	-	-	neu	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Geissleria schoenfeldii</i> (Hust.) Lange-Bert. et Metzeltin	B	-	str	alf	-	i	es	a-b	3.6	m	ats
<i>Głiwiczja calcar</i> (Cleve) Kulikovskiy, Lange-Bert. et A. Witkowski	B	-	-	ind	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb.	B	-	st	ind	-	i	es	o-b	1.4	o-m	ats
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabenh.	B	-	st-str	ind	6.6	i	es	o	1.3	o-m	-
<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>linearis</i> Hust.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>undulatum</i> Grunow	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema angustum</i> C. Agardh	B	-	st-str	ind	-	i	es	o	1.1	ot	ats
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	B	-	str	ind	-	i	es	o-b	1.5	me	ats
<i>Gomphonema brebissonii</i> Kütz.	B	-	st	ind	-	i	es	x-b	0.9	o-m	-
<i>Gomphonema coronatum</i> Ehrenb.	B	-	st	ind	-	i	-	o-b	1.4	o-m	-
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	B	temp	st	alf	5.0-9.0	i	es	x-b	0.8	m	ats
<i>Gomphonema helveticum</i> Brun	B	-	-	ind	-	i	sx	o	1.0	-	-
<i>Gomphonema insigne</i> W. Greg.	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema micropus</i> Kütz.	B	-	str	ind	6.6-7.95	i	es	o	1.3	ot	ate
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornem.) Bréb.	B	-	st-str	alf	7.5-8.0	i	es	o-b	1.45	e	ate
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>minutissimum</i> Hust.	B	-	str	alf	-	i	-	o	1.2	o-m	ats
<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz.	B	temp	str	ind	4.5	i	es	b	2.35	o-m	hne
<i>Gomphonema productum</i> (Grunow) Lange-Bert. et Reichardt	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.3	o-m	ate
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt et Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	I	-	o	1.1	me	-
<i>Gomphonema sarcophagus</i> W. Greg.	B	-	-	ind	-	i	sx	o-b	1.4	ot	-
<i>Gomphonema subtile</i> Ehrenb.	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.0	o-m	ats
<i>Gomphonema tergestinum</i> (Grunow) Fricke	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.3	o-m	ats
<i>Gomphonema trigonocephalum</i> Ehrenb.	B	-	-	alf	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenb.	B	-	st-str	ind	-	i	es	o-b	1.4	me	ats
<i>Gomphonema vibrio</i> Ehrenb.	B	-	str	alf	-	i	es	o	1.0	me	ats
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	B	cool	st-str	alf	-	i	es	o-a	1.95	me	ate
<i>Gyrosigma acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i> (Grunow) Cleve	B	-	-	alf	-	hl	-	o-a	1.9	-	-
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kütz.) Rabenh.	P-B	-	st	alf	-	i	-	o-a	1.8	o-m	ate
<i>Gyrosigma balticum</i> (Ehrenb.) Rabenh.	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	e	-
<i>Gyrosigma distortum</i> (W. Sm.) J.W. Griff. et Henfr.	B	-	-	ind	-	hl	es	o	1.0	-	-
<i>Gyrosigma fasciola</i> (Ehrenb.) J.W. Griff. et Henfr.	B	-	-	alf	-	mh	-	o	1.0	-	-
<i>Gyrosigma obscurum</i> (W. Sm.) J.W. Griff. et Henfr.	B	-	-	-	8.0	hl	-	-	-	-	-
<i>Gyrosigma peisonis</i> (Grunow) Hust.	B	-	st-str	alf	-	mh	es	o	1.0	me	-
<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenh.) Cleve	B	-	-	alf	-	i	es	b	2.2	-	-
<i>Gyrosigma sciotoense</i> (Sullivant) Cleve	B	-	-	-	-	i	es	b-o	1.7	-	-
<i>Gyrosigma strigilis</i> (W. Sm.) J.W. Griff. et Henfr.	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Gyrosigma wormleyi</i> (Sullivant) Boyer	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	o-m	-
<i>Halamphora acutiuscula</i> (Kütz.) Levkov	P-B	warm	-	alf	-	mh	sp	b	2.0	-	-
<i>Halamphora angularis</i> (W. Greg.) Levkov	B	-	-	alf	-	mh	-	-	-	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Halamphora coffeiformis</i> (C. Agardh) Levkov	B	-	st-str	alf	-	mh	-	a	3.0	e	ate
<i>Halamphora hybrida</i> (Grunow) Levkov	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Halamphora montana</i> (Krasske) Levkov	B	-	ae	alf	-	i	-	b	2.0	e	ate
<i>Halamphora normanii</i> (Rabenh.) Levkov	B	-	ae	alf	-	hb	-	x	0.1	m	ats
<i>Halamphora subholsatica</i> (Krammer) Levkov	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Halamphora terroris</i> (Ehrenb.) Wang	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Halamphora thumensis</i> (Mayer) Levkov	B	-	-	alf	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Halamphora veneta</i> (Kütz.) Levkov	B	-	st-str	alf	-	i	es	a-o	2.6	e	ate
<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenb.) R.M. Patrick	B	temp	str	alf	5.5-7.5	i	es	x	0.3	o-m	ats
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenb.) Grunow	B	temp	st-str	ind	-	i	es	o-a	1.9	o-e	ate
<i>Hantzschia amphioxys</i> f. <i>capitata</i> O. Müll.	B	-	st-str	ind	-	i	-	a	3.0	o-e	ate
<i>Hantzschia amphioxys</i> var. <i>constricta</i> Pant.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Hantzschia amphioxys</i> var. <i>major</i> Grunow	B	-	-	ind	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Hantzschia elongata</i> (Hantzsch) Grunow	B	-	ae	acf	-	i	-	o	1.0	ot	ats
<i>Hantzschia marina</i> (Donkin) Grunow	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Hantzschia spectabilis</i> (Ehrenb.) Hust.	B	-	-	alf	-	I	-	b-a	2.5	m	-
<i>Hantzschia virgata</i> (Roper) Grunow	B	-	-	alf	-	I	-	b	2.0	m	-
<i>Hantzschia virgata</i> var. <i>capitellata</i> Hust.	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Hantzschia virgata</i> var. <i>intermedia</i> (Grunow) Round	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Hantzschia vivax</i> (W. Sm.) Temp.	B	-	-	alf	-	I	-	b	2.0	-	-
<i>Haslea crucigera</i> (W. Sm.) Simonsen	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Haslea duerrenbergiana</i> (Hust.) Sterrenburg	B	-	-	alf	-	hl	-	o-a	1.8	-	-
<i>Haslea spicula</i> (Hickie) Bukht.	P-B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenb.) Lange-Bert., Metzeltin et A. Witkowski	B	temp	st-str	alf	7.6-8.2	hl	es	b	2.1	me	ate
<i>Hippodonta costulata</i> (Grunow) Lange-Bert., Metzeltin et A. Witkowski	B	-	-	alf	-	hl	sx	b-a	2.5	o-m	-
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bert., Metzeltin et A. Witkowski	B	-	st-str	alf	-	hl	es	b	2.3	me	ate
<i>Hippodonta lüneburgensis</i> (Grunow) Lange-Bert., Metzeltin et A. Witkowski	B	-	-	ind	-	hl	-	a	3.0	ot	-
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) R.L. Lowe, Kociolek, J.R. Johans., Van de Vijver, Lange-Bert. et Kopalová	B,aer	-	str	ind	-	i	es	o-x	0.7	o-m	ate
<i>Humidophila gallica</i> (W. Sm.) R.L. Lowe, Kociolek, You, Wang et Stepanek	-	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Humidophila perpusilla</i> (Grunow) R.L. Lowe, Kociolek, J.R. Johans., Van de Vijver, Lange-Bert. et Kopalová	B	warm	str	ind	-	i	sp	o-x	0.7	o-m	ats
<i>Hyalodiscus scoticus</i> (Kütz.) Grunow	-	-	-	alf	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Iconella bifrons</i> (Ehrenb.) Ruck et Nakov	P-B	-	st	ind	-	i	es	o	1.0	m	-
<i>Iconella biseriata</i> (Bréb.) Ruck et Nakov	P-B	-	st-str	alf	7.0-9.0	i	sx	o	1.0	e	-
<i>Iconella capronii</i> (Bréb. et Kitton) Ruck et Nakov	P-B, S	-	st	ind	-	i	-	b	2.0	me	-
<i>Iconella curvula</i> (W. Sm.) Ruck et Nakov	B	-	str	acf	-	hb	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Iconella helvetica</i> (Brun) Ruck et Nakov	B	-	-	neu	-	i	es	x-o	0.5	ot	-
<i>Iconella linearis</i> (W. Sm.) Ruck et Nakov	P-B	-	-	ind	5.0-9.0	i	es	x-o	0.5	o-m	-
<i>Iconella nervosa</i> (A.W.F. Schmidt) C. Cocquyt et R. Jahn	B	-	st	alf	-	i	-	o	1.1	-	-
<i>Iconella spiralis</i> (Kütz.) Ruck et Nakov	B	-	str	alf	-	i	-	x	0.2	ot	ats
<i>Iconella tenera</i> (W. Greg.) Ruck et Nakov	P-B	-	st	alf	-	i	es	o	1.1	ot	-
<i>Karayevia amoena</i> (Hust.) Bukht.	B	-	-	alf	-	hl	-	o	1.0	o-m	-
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow) Round et Bukht.	B	-	st-str	alf	-	i	sx	o	1.2	o-m	-
<i>Karayevia laterostrata</i> (Hust.) Round et Bukht.	B	-	str	ind	7.6	hb	sx	x-o	0.5	ot	ats
<i>Karayevia rostrata</i> (Hust.) Kulikovskiy et Genkal	B	-	st-str	alf	-	i	sx	o	1.2	ot	-
<i>Khursevichia jentschii</i> (Grunow) Kulikovskiy, Metzeltin et Lange-Bert.	B	-	-	ind	-	i	es	-	-	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Kobayasiella subtilissima</i> (Cleve) Lange-Bert.	B	-	st	acf	5.1	i	sx	x	0.3	ot	ats
<i>Kurtkammeria aequalis</i> (W. Sm.) L. Bahls	P-B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Lacustricola lacustris</i> (W. Greg.) Lange-Bert. et Kulikovskiy	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	o-m	ats
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round et Basson	P-B	-	st	ind	7.9	mh	es	a-o	2.7	he	ate
<i>Lemnicola hungarica</i> var. <i>pusilla</i> (Grunow) Bukht.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Lindavia antiqua</i> (W. Sm.) Nakov, Guillory, Julius, Theriot et Alverson	P-B	-	-	acf	-	hb	-	o	1.0	ot	ats
<i>Lindavia bodanica</i> (Eulenstein ex Grunow) Nakov, Guillory, Julius, Theriot et Alverson	P	-	st	ind	-	i	-	x	1.0	ot	ats
<i>Luticola cohnii</i> (Hilse) D.G. Mann	B,aer	-	ae	ind	-	i	es	o	1.0	e	ate
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G. Mann	B	-	-	ind	-	i	sp	a	3.2	me	hne
<i>Luticola mutica</i> (Kütz.) D.G. Mann	B,S	-	st-str	ind	7.6-8.0	i	sp	o-a	1.9	e	ate
<i>Luticola nivalis</i> (Ehrenb.) D.G. Mann	B,S	-	ae	ind	-	hl	-	o-a	1.9	e	-
<i>Luticola ventricosa</i> (Kütz.) D.G. Mann	P-B,S	-	str	alf	-	hl	-	b	2.1	e	ate
<i>Martyana atomus</i> (Hust.) Snoeijs	B	-	-	-	-	i	-	o	1.0	-	-
<i>Mastogloia albertii</i> A. Pavlov, E. Jovanovska, C.E. Wetzel, Ector et Z. Levkov	B	-	-	alf	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Mastogloia angulata</i> F.W. Lewis	P	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Mastogloia braunii</i> Grunow	P-B	-	-	alf	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Mastogloia danseyi</i> (Thw.) Thw. ex W. Sm.	B	-	-	alf	-	mh	-	o	1.0	-	-
<i>Mastogloia elliptica</i> (C. Agardh) Cleve	B	-	-	alf	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Mastogloia exigua</i> F.W. Lewis	B	-	-	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Mastogloia grevillei</i> W. Sm.	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	e	-
<i>Mastogloia lacustris</i> (Grunow) Grunow	B	-	str	alf	-	hl	-	o	1.3	e	ats
<i>Mastogloia lanceolata</i> Thw. ex W. Sm.	B	-	-	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Mastogloia smithii</i> Thw. ex W. Sm.	B	-	-	alf	-	mh	sx	o	1.3	me	-
<i>Mayamaea atomus</i> (Kütz.) Lange-Bert.	B	-	st-str	alf	-	i	es	a-o	2.6	he	hce
<i>Mayamaea fossalis</i> (Krasske) Lange-Bert.	B	-	str	neu	-	i	sp	a	3.0	he	ate
<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) C. Agardh	P-B	cool	-	alf	6.3-9.1	mh	es	o-a	1.8	e	ats
<i>Melosira moniliformis</i> (O. Müll.) C. Agardh	P-B	-	str	alf	-	hl	-	b	2.0	-	-
<i>Melosira moniliformis</i> var. <i>octogona</i> (Grunow) Hust.	P-B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Melosira moniliformis</i> var. <i>subglobosa</i> (Grunow) Hust.	P-B	-	str	alf	-	hl	-	b	2.0	-	-
<i>Melosira nummuloides</i> C. Agardh	P-B	-	-	alf	-	mh	sp	b	2.0	-	-
<i>Melosira undulata</i> (Ehrenb.) Kütz.	P-B	-	-	ind	-	i	es	b	2.0	me	-
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	P-B	temp	st-str	ind	5.0-9.0	hl	es	o	2.1	me	hne
<i>Meridion circulare</i> (Grev.) C. Agardh	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.1	o-m	ate
<i>Meridion constrictum</i> Ralfs	P-B	-	st-str	ind	7.6	hb	sx	o	1.1	o-e	ate
<i>Minidiscus proschkinae</i> (Makarova) J.S. Park et J.H. Lee	P	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Navicula alinae</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	oh	-	o	1.0	-	-
<i>Navicula amphiceropsis</i> Lange-Bert. et Rumrich	B	-	-	alf	-	oh	-	o-b	1.4	-	-
<i>Navicula angusta</i> Grunow	B	-	str	ind	-	I	sx	b	2.0	ot	ats
<i>Navicula cancellata</i> Donkin	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Navicula capitatoradiata</i> H. Germ.	P-B	-	st-str	alf	-	mh	sx	b	2.1	me	ate
<i>Navicula cari</i> Ehrenb.	P-B	-	str	ind	-	i	es	b-a	2.4	o-m	ats
<i>Navicula cineta</i> (Ehrenb.) Ralfs	B	warm	st-str	alf	7.0-9.0	hl	es	x-o	0.5	me	ate
<i>Navicula crucifera</i> Grunow	P-B	-	-	alf	-	i	es	b	2.2	me	-
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	P-B	temp	st-str	ind	-	i	es	b	2.1	o-e	ate
<i>Navicula cryptonelloides</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	oh	-	b-a	2.4	-	-
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bert.	P-B	-	-	ind	8.0	i	es	o	1.3	-	-
<i>Navicula densilineolata</i> (Lange-Bert.) Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	hb	-	o	1.0	ot	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Navicula digitoradiata</i> (W. Greg.) Ralfs	B	-	-	alf	-	I	es	b	2.0	me	-
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	hl	es	x-o	0.4	e	-
<i>Navicula gottlandica</i> Grunow	P-B	-	-	alf	-	hl	es	b	2.0	o-m	-
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	P-B	-	-	alf	-	I	es	b-a	2.5	me	ate
<i>Navicula hofmanniae</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	oh	-	o	1.0	-	-
<i>Navicula kefvingensis</i> (Ehrenb.) Kütz.	B	-	-	alf	-	I	-	o-b	1.5	o-m	-
<i>Navicula kotschyi</i> Grunow	B	warm	st-str	ind	-	i	-	b	2.0	o-m	-
<i>Navicula lanceolata</i> var. <i>tenuirostris</i> Skvortsov	B	-	-	alf	-	i	-	-	-	-	-
<i>Navicula laterostrata</i> Hust.	P-B	-	str	alf	-	i	es	b	2.0	o-m	-
<i>Navicula libonensis</i> Schoeman	P-B	-	-	alf	-	I	-	b-a	2.4	o-m	-
<i>Navicula lucidula</i> Grunow	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Navicula margalithii</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	hl	-	o	1.0	-	-
<i>Navicula menisculus</i> Schum.	P-B	-	st-str	alf	-	i	es	o-b	1.45	o-m	ate
<i>Navicula oblonga</i> var. <i>subcapitata</i> Pant.	B	-	-	alf	-	i	-	-	-	-	-
<i>Navicula oblongata</i> Kütz.	P-B	-	st-str	alf	-	i	sx	o-b	1.5	o-m	ate
<i>Navicula oligotraphenta</i> Lange-Bert. et G. Hofmann	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Navicula oppugnata</i> Hust.	B	-	-	-	-	i	sx	o-b	1.4	-	-
<i>Navicula ostefeldii</i> Østrup	B	-	-	-	-	-	sp	-	-	-	-
<i>Navicula pavillardii</i> Hust.	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenb.) Kütz.	P-B	-	-	alf	-	mh	es	o-b	1.5	o-m	-
<i>Navicula peregrina</i> var. <i>minuta</i> Skvortsov	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Navicula perminuta</i> Grunow	B	-	-	-	-	hl	es	-	-	-	-
<i>Navicula platystoma</i> Ehrenb.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Navicula platystoma</i> var. <i>pantocsekii</i> Wislouch et Kolbe	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	B	temp	st-str	ind	5.0-9.0	i	es	o	1.3	me	ate
<i>Navicula ramosissima</i> (C. Agardh) Cleve	B	-	-	-	-	ph	-	-	-	-	-
<i>Navicula rhynchotella</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	hl	es	b-a	2.55	-	-
<i>Navicula salinarum</i> f. <i>minima</i> Kolbe	B	-	st-str	neu	-	mh	-	b	2.1	e	ate
<i>Navicula salincola</i> Hust.	B	-	-	-	-	hl	es	-	-	-	-
<i>Navicula schroeteri</i> F. Meister	B	-	str	alf	-	i	es	a-b	3.6	e	-
<i>Navicula semen</i> Ehrenb.	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	P-B	-	st-str	alf	-	hl	es	a-o	2.6	o-m	ate
<i>Navicula striolata</i> (Grunow) Lange-Bert.	B	-	-	alb	-	i	-	o	1.0	-	-
<i>Navicula tripunctata</i> (O. Müll.) Bory	P-B	-	st-str	ind	-	i	es	b-o	1.7	e	ate
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bert.	B	-	st-str	alf	8.1	i	sp	b-a	2.5	e	ate
<i>Navicula veneta</i> Kütz.	P-B	-	-	alf	-	hl	es	a-o	2.7	me	ate
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.	P-B	-	st-str	alf	-	hl	es	b	2.2	me	ate
<i>Navicula vulpina</i> Kütz.	B	-	str	ind	7.9	i	-	b	2.0	me	ats
<i>Navicula wiesneri</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	i	-	a-b	3.6	-	-
<i>Navicula wildii</i> Lange-Bert.	B	-	-	alf	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Navicymbula pusilla</i> (Grunow) Krammer	B	-	-	alf	-	mh	es	-	-	-	-
<i>Navigeia decussis</i> (Østrup) Bukht.	B	-	-	alf	-	I	es	o-b	1.5	me	ats
<i>Neidiomorpha binodis</i> (Ehrenb.) Cantonati, Lange-Bert. et Angeli	B	-	str	ind	-	i	-	o	1.0	me	ats
<i>Neidium affine</i> (Ehrenb.) Pfitzer	B	-	str	ind	6.0	i	-	o-x	0.7	ot	ats
<i>Neidium ampliatum</i> (Ehrenb.) Krammer	B	-	st	ind	-	I	es	o-x	0.6	ot	-
<i>Neidium bisulcatum</i> (Lagerst.) Cleve	B	-	str	ind	5.2	I	es	x	0.3	ot	ats
<i>Neidium bisulcatum</i> var. <i>subundulatum</i> (Grunow) Reimer	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Neidium dilatatum</i> (Ehrenb.) Cleve	B	-	st-str	acf	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenb.) Cleve	B	-	str	alf	-	i	-	b-o	1.7	me	ats
<i>Neidium dubium</i> f. <i>constrictum</i> Hust.	B	-	-	alf	-	i	-	-	-	-	-
<i>Neidium hitchcockii</i> (Ehrenb.) Cleve	P-B	-	st	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Neidium iridis</i> (Ehrenb.) Cleve	B	-	st-str	ind	5.1-6.9	hb	es	o-x	0.6	ot	ats
<i>Neidium minutissimum</i> Krasske	B	-	ae	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neidium productum</i> (W. Sm.) Cleve	P-B	temp	-	ind	-	i	sx	x-b	0.9	ot	ats
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	P-B	temp	-	alf	7.85-8.15	i	es	a-o	2.7	e	hce
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	P-B, S	temp	st-str	alf	4.0-9.0	i	sp	b	2.1	e	hne
<i>Nitzschia amphibioides</i> Hust.	P-B	-	st-str	alf	-	i	-	-	-	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	-	-	st-str	alf	-	hl	es	o-a	1.9	e	-
<i>Nitzschia capitellata</i> Hust.	B	-	-	ind	-	I	es	a	3.0	he	-
<i>Nitzschia capitellata</i> var. <i>tenuirostris</i> (Grunow) Bukht.	P-B	-	-	alf	-	i	-	a	3.0	me	-
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	B	-	st-str	ind	-	I	es	a	3.0	e	ate
<i>Nitzschia communis</i> Rabenh.	P-B	-	st-str	ind	-	i	sp	a	3.1	e	hce
<i>Nitzschia commutata</i> Grunow	P-B	-	-	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Nitzschia dippelii</i> Grunow	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Rabenh.	B	-	st-str	alf	6.55-7.85	i	sx	b-o	1.7	me	ate
<i>Nitzschia dubia</i> W. Sm.	P-B	-	st-str	alf	-	I	-	a-o	2.7	e	hne
<i>Nitzschia epithemoides</i> Grunow	-	-	-	ind	-	hl	-	b	2.0	-	-
<i>Nitzschia fasciculata</i> (Grunow) Grunow	B	-	st	alf	-	hl	sx	o	1.1	-	-
<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Sm.) Hust.	P-B	-	st-str	alf	-	hl	es	b-a	2.5	e	hne
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	P-B	-	st-str	alf	7.7-7.95	I	-	o-b	1.5	me	ate
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grunow	P-B	temp	st-str	alf	-	I	sp	b	2.3	e	hce
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>asiatica</i> Hust.	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>subsalina</i> Hust.	B	-	-	alb	-	hl	sp	b	2.0	-	-
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	P-B	temp	st-str	ind	6.0-8.0	i	sp	o-a	1.8	m	-
<i>Nitzschia gracilis</i> var. <i>minor</i> Skabich.	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenh.	P-B	-	str	alf	-	i	es	x-o	0.5	m	ats
<i>Nitzschia heufferiana</i> Grunow	P-B	-	-	alf	-	i	sp	o-a	1.8	o-m	-
<i>Nitzschia holsatica</i> Hust.	P-B	-	-	ind	-	i	es	b	2.3	-	-
<i>Nitzschia hybrida</i> Grunow	-	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia incerta</i> (Grunow) Perag.	P-B	-	-	alf	-	hl	-	b-a	2.5	me	-
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	B	-	st-str	alf	-	I	es	a-o	2.7	e	hne
<i>Nitzschia incurva</i> var. <i>lorenziana</i> R. Ross	B	-	-	alf	-	hl	-	a	3.0	me	-
<i>Nitzschia insignis</i> W. Greg.	-	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch	P-B	-	-	ind	-	i	es	b	2.0	e	-
<i>Nitzschia lanceolata</i> W. Sm.	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	e	-
<i>Nitzschia liebethruthii</i> Rabenh.	P-B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	me	-
<i>Nitzschia linearis</i> W. Sm.	B	temp	st-str	alf	7.6	i	es	b-o	1.7	me	ate
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hust.	B	-	-	alf	-	i	es	b-o	1.7	o-m	-
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>tenuis</i> (W. Sm.) Grunow	B	-	str	alf	-	i	es	b-o	1.7	me	-
<i>Nitzschia macilenta</i> W. Greg.	-	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow	P-B	-	st-str	alf	-	I	sx	b	2.3	e	hce
<i>Nitzschia monachorum</i> Lange-Bert.	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia obtusa</i> W. Sm.	B	-	-	-	-	hl	es	b-a	2.4	m	-
<i>Nitzschia ovalis</i> H.J. Arn.	-	-	-	-	-	mh	sp	-	-	-	-
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	P-B	temp	-	ind	7.0-9.0	i	sp	a-o	2.8	he	hce
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>capitata</i> Wislouch et V.S. Poretzky	B	-	-	ind	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kütz.) Grunow	B	-	-	neu	-	i	es	a-o	2.8	ot	-
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow	P-B	-	st-str	alf	-	i	es	b	2.2	e	hce
<i>Nitzschia pusilla</i> Grunow	P-B, S	-	st-str	alf	-	i	es	b-o	1.7	o-e	ate
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenh.	B	-	st	ind	6.0-9.0	i	es	o-b	1.5	o-m	ate
<i>Nitzschia scalpelliformis</i> Grunow	B	-	-	alf	-	hl	sp	b	2.0	me	-
<i>Nitzschia sigma</i> (Kütz.) W. Sm.	B	temp	st-str	alf	7.0-8.0	mh	es	a	3.0	e	ate
<i>Nitzschia sigmaidea</i> (Nitzsch) W. Sm.	P-B	-	st-str	alf	6.2-8.8	i	-	b-a	2.5	e	ate
<i>Nitzschia sinuata</i> (Thw.) Grunow	B	-	str	ind	-	i	-	b-a	2.4	m	ats
<i>Nitzschia sublinearis</i> Hust.	P-B	-	-	alf	-	i	es	a	3.0	me	-
<i>Nitzschia terrestris</i> (J.B. Petersen) Hust.	-	-	ae	neu	-	i	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia tibetana</i> Hust.	P	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow	B	-	-	ind	-	hl	es	-	-	-	-
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenb.) Lange-Bert.	P	-	st-str	ind	-	I	es	a-o	2.8	me	-
<i>Nitzschia valdecostata</i> Lange-Bert. et Simonsen	P-B	temp	-	alf	-	i	sp	b	2.0	me	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.) Hantzsch	P-B	-	str	alf	-	i	-	b	2.2	m	-
<i>Nitzschia vitrea</i> G. Norman	P-B	-	-	alf	-	mh	-	a-o	2.7	e	-
<i>Nitzschia vitrea</i> var. <i>salinarum</i> Grunow	B	-	-	alf	-	mh	-	a-o	2.7	-	-
<i>Nitzschia vitrea</i> var. <i>subvitrea</i> (Hust.) E.J.F. Wood	-	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Odontella aurita</i> (Lyngb.) C. Agardh	-	-	-	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Odontidium anceps</i> (Ehrenb.) Ralfs	P-B	cool	st-str	neu	-	hb	sx	o-x	0.6	ot	-
<i>Odontidium hyemale</i> (Roth) Kütz.	P-B	cool	st-str	ind	6.5-7.5	hb	sx	x	0.3	ot	ats
<i>Odontidium mesodon</i> (Kütz.) Kütz.	B	cool	st-str	neu	6.9	hb	sx	x-o	0.4	ot	ats
<i>Opephora martyi</i> var. <i>polymorpha</i> (Jouravleva) Proschk.-Lavr.	B	-	-	alf	-	i	-	b-a	2.4	-	-
<i>Opephora mutabilis</i> Sabbe et Vyverman	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	-	-
<i>Orthoseira roeseana</i> (Rabenh.) O'Meara	P-B	-	-	ind	-	i	sx	x-o	0.5	ot	-
<i>Pantocsekiella comensis</i> (Grunow) K.T. Kiss et E. Ács	-	-	-	ind	-	i	-	o-b	1.0	-	-
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T. Kiss et E. Ács	P-B	-	st	ind	7.9	i	es	x-b	0.9	o-m	ats
<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenb.) Cleve	B	-	-	alf	-	mh	-	a	3.0	-	-
<i>Pauliella taeniata</i> (Grunow) Round et Basson	B	-	-	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Petronis humerosa</i> (Bréb. ex W. Sm.) Stickle et D.G. Mann	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Pinnularia abaujensis</i> var. <i>linearis</i> (Hust.) R.M. Patrick	B	-	-	ind	-	i	-	x	0.3	ot	-
<i>Pinnularia acutobreissonii</i> Kulikovskiy, Lange-Bert. et Metzelin	B	-	st-str	ind	-	i	es	b	2.3	e	-
<i>Pinnularia angulosa</i> Krammer	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia appendiculata</i> (C. Agardh) Schaarschmidt	B	-	str	ind	-	i	es	x	0.3	o-m	ats
<i>Pinnularia biceps</i> W. Greg.	B	-	str	acf	5.6	i	sp	x-b	0.8	o-m	ats
<i>Pinnularia biundulata</i> (O. Müll.) Kulikovskiy et Genkal	B	-	st-str	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia bogotensis</i> (Grunow) Cleve	B	-	-	acf	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenb.	B	-	ae	ind	7.8	i	es	x-o	0.4	o-m	ate
<i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Studnicka	P-B	-	-	acf	-	i	-	x	0.2	ot	-
<i>Pinnularia brevicostata</i> Cleve	P-B	cool	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia cardinalis</i> (Ehrenb.) W. Sm.	B	-	-	neu	-	I	-	o-b	1.0	ot	-
<i>Pinnularia dactylus</i> Ehrenb.	B	-	st-str	acf	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia decrescens</i> (Grunow) Krammer	B	-	-	ind	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia distinguenda</i> (Cleve) Cleve	B	-	-	-	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Pinnularia divergens</i> W. Sm.	P-B	-	st	ind	-	i	-	x-b	0.9	ot	-
<i>Pinnularia divergentissima</i> (Grunow) Cleve	P-B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia episcopalis</i> Cleve	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia esox</i> Ehrenb.	B	-	-	neu	-	i	-	o	1.0	m	-
<i>Pinnularia esoxiformis</i> Fusey	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Pinnularia flexuosa</i> Cleve	B	-	-	-	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia gentilis</i> (Donkin) Cleve	B	-	str	ind	-	i	-	x-o	0.5	m	-
<i>Pinnularia gibbiformis</i> Krammer	B	-	-	-	-	-	-	x	0.3	-	-
<i>Pinnularia globiceps</i> W. Greg.	B	-	-	acf	-	i	-	x	0.2	o-m	-
<i>Pinnularia hemiptera</i> (Kütz.) Rabenh.	B	-	str	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia intermedia</i> (Lagerst.) Cleve	P-B	cool	st	ind	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Pinnularia interruptiformis</i> Krammer	B	-	-	acf	6.5	i	es	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia lata</i> (Bréb.) W. Sm.	P-B	-	str	acf	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia lundii</i> Hust.	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	m	-
<i>Pinnularia mayeri</i> Krammer	B	-	-	acf	-	i	-	x	0.2	ot	-
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenb.) Cleve	P-B	temp	st-str	ind	-	i	sp	o-x	0.7	ot	ate
<i>Pinnularia microstauron</i> var. <i>ambigua</i> F. Meister	B	-	st-str	ind	-	hb	-	-	-	ot	-
<i>Pinnularia neomajor</i> Krammer	B	-	-	ind	-	i	-	o-x	0.6	ot	-
<i>Pinnularia neomajor</i> var. <i>intermedia</i> (Cleve) Krammer	B	-	-	ind	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	B	-	str	acf	-	i	-	x-o	0.4	ot	ats
<i>Pinnularia nodosa</i> (Ehrenb.) W. Sm.	B	-	str	ind	-	i	-	x-o	0.5	ot	ats
<i>Pinnularia obscura</i> Krasske	B,aer	-	ae	ind	-	i	-	o	1.0	ot	ats

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Pinnularia oriunda</i> Krammer	B	-	-	neu	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia petsamoensis</i> Mölder	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Pinnularia polyonca</i> (Bréb.) W. Sm.	B	-	str	acf	7.1	I	-	x	0.2	ot	ats
<i>Pinnularia rupestris</i> Hantzsch	B	-	str	acf	-	I	-	x	0.3	ot	-
<i>Pinnularia schoenfelderi</i> Krammer	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Pinnularia sinistra</i> Krammer	B	-	-	-	-	-	-	o-x	0.6	-	-
<i>Pinnularia stomatophora</i> (Grunow) Cleve	B	-	str	acf	-	i	-	x	0.2	ot	ats
<i>Pinnularia streptorapha</i> Cleve	B	-	str	ind	-	i	-	x-o	0.4	o-m	ats
<i>Pinnularia subborealis</i> Hust.	B	-	-	-	-	I	-	o	1.0	ot	-
<i>Pinnularia subcapitata</i> var. <i>paucistriata</i> (Grunow) Cleve	B	-	-	-	-	i	es	o-x	0.6	-	-
<i>Pinnularia subcapitata</i> W. Greg.	B	-	st-str	ind	6.1	i	sp	o-x	0.6	o-m	ate
<i>Pinnularia subgibba</i> var. <i>undulata</i> Krammer	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Pinnularia subrupestris</i> Krammer	B	-	-	acf	-	hb	-	x	0.3	ot	-
<i>Pinnularia sudenica</i> (Hilse) Hilse	B	-	-	acf	-	I	-	x-o	0.4	o-m	-
<i>Pinnularia tabellaria</i> Ehrenb.	B	-	-	neu	-	hb	-	o	1.0	-	-
<i>Pinnularia undula</i> (Schum.) Krammer	B	-	-	ind	-	i	-	x-b	0.9	ot	-
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	B	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenb.	P-B	temp	st-str	ind	7.1	i	es	x	0.3	o-e	ate
<i>Pinnunavis elegans</i> (W. Sm.) Okuno	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	m	-
<i>Placoneis amphibola</i> (Cleve) E.J. Cox	B	cool	str	ind	-	i	-	o	1.0	o-m	ats
<i>Placoneis clementis</i> (Grunow) E.J. Cox	B	-	str	alf	-	i	es	b	2.0	me	ate
<i>Placoneis elginensis</i> (W. Greg.) E.J. Cox	B	-	st-str	ind	7.0-9.0	i	sx	o-b	1.4	me	ate
<i>Placoneis exigua</i> (W. Greg.) Mereschk.	B	-	-	ind	-	i	es	o-b	1.4	o-m	-
<i>Placoneis explanata</i> (Hust.) A. Mamaya	B	-	-	ind	7.7	i	es	b	2.0	o-m	-
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehrenb.) Mereschk.	B	-	st-str	ind	-	i	sx	o-b	1.4	e	ate
<i>Placoneis placentula</i> f. <i>lanceolata</i> (Grunow) Bukht.	B	-	-	-	-	i	-	b	2.0	ot	-
<i>Placoneis placentula</i> Heinzerl.	B	temp	st-str	alf	-	i	sx	o-b	1.5	e	ate
<i>Placoneis placentula</i> var. <i>rostrata</i> (Mayer) N.A. Andresen, Stoermer, et R.G. Kreis, Jr.	B	-	-	-	-	i	-	b	2.0	o-m	-
<i>Plagiotropis lepidoptera</i> (W. Greg.) Kuntze	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Planothidium delicatulum</i> (Kütz.) Round et Bukht.	P-B	-	st	alb	-	hl	es	b	2.0	o-m	-
<i>Planothidium dispar</i> (Cleve) A. Witkowski, Lange-Bert. et Metzeltin	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	o-e	-
<i>Planothidium ellipticum</i> (Cleve) M.B. Edlund	P-B	-	str	alf	-	i	sx	b-o	1.6	o-m	-
<i>Planothidium hauckianum</i> (Grunow) Round et Bukht.	B	-	-	alf	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Planothidium hauckianum</i> var. <i>rostratum</i> (Schulz ex Hust.) N.A. Andresen, Stoermer et R.G. Kreis, Jr.	B	-	-	alf	-	hl	es	-	-	-	-
<i>Planothidium haynaldii</i> (Schaarschmidt) Lange-Bert.	B	-	st-str	alf	-	i	sx	b-a	2.4	o-e	ate
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Bréb. ex Kütz.) Lange-Bert.	P-B	warm	st-str	ind	7.5-8.1	i	sx	b	1.6	o-m	-
<i>Planothidium lanceolatum</i> var. <i>ventricosa</i> (Hust.) Bukht.	-	-	-	alf	-	i	-	o	-	ot	-
<i>Planothidium rostratum</i> (Østrup) Lange-Bert.	P-B	-	str	alf	8.0	i	es	b-o	1.6	e	ate
<i>Platessa conspicua</i> (Mayer) Lange-Bert.	B	-	st	alf	-	i	sx	o	1.0	o-m	-
<i>Platessa salinarum</i> (Grunow) Lange-Bert.	P-B	-	st-str	ind	-	mh	-	b	2.1	me	ate
<i>Pleurosigma angulatum</i> (J.T. Queckett) W. Sm.	B	-	-	alf	-	hl	-	b	2.0	-	-
<i>Pleurosigma elongatum</i> W. Sm.	B	-	-	alf	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Pleurosigma salinarum</i> (Grunow) Grunow	B	-	-	alf	-	mh	-	o	1.0	-	-
<i>Pleurosigma strigosum</i> W. Sm.	P	-	st	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenb.) Compère	B	temp	-	alf	-	mh	-	o	1.0	e	-
<i>Prestauroneis crucicula</i> (W. Sm.) Genkal et Yarushina	B	-	-	ind	-	mh	-	b	2.0	-	-
<i>Prestauroneis integra</i> (W. Sm.) Bruder	B	-	st-str	neu	-	mh	-	x-o	0.4	e	ate
<i>Prestauroneis protracta</i> (Grunow) Kulikovskiy et Glushchenko	B	-	st-str	ind	-	mh	es	b-o	1.7	e	ate
<i>Proschkinia complanatoides</i> (Hust. ex	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Simonsen) D.G. Mann											
<i>Psammodyctyon panduriforme</i> (W. Greg.) D.G. Mann	-	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Psammothidium kryophilum</i> (J.B. Petersen) Reichardt	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Psammothidium ventrale</i> (Krasske) Bukht. et Round	B	-	str	acf	-	hb	es	o	1.0	o-m	ats
<i>Pseudofallacia monoculata</i> (Hust.) Liu, Kociolek et Wang	B	-	st-str	alf	-	i	-	b	2.3	e	hne
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M. Williams et Round	P-B	-	st-str	alf	7.2	i	-	o	1.2	o-e	ats
<i>Pseudostaurosira elliptica</i> (Schum.) Edlund, Morales et Spaulding	B	-	str	alf	-	i	-	b-a	2.4	me	ats
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (W. Sm.) Morales	P-B	-	str	alf	7.8	i	es	o-a	1.9	me	ats
<i>Pseudostaurosira subconstricta</i> (Grunow) Kulikovskiy et Genkal	Ep	-	st-str	alf	-	i	sx	o-a	1.9	me	ats
<i>Reimeria sinuata</i> (W. Greg.) Kociolek et Stoermer	P-B, aer	-	st	ind	-	i	sx	o	1.3	m	ate
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.	B	-	st-str	alf	6.7	i	es	o-a	1.9	me	ate
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenb.) O. Müll.	B	temp	str	alf	4.8-9.0	mh	es	b	2.0	me	-
<i>Rhopalodia gibberula</i> var. <i>producta</i> (Grunow) A. Cleve	B	-	str	alf	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Rhopalodia gibberula</i> var. <i>vanheurckii</i> O. Müll.	B	-	str	alf	-	hl	es	b	2.0	me	-
<i>Rhopalodia musculus</i> (Kütz.) O. Müll.	P-B, S	-	str	alb	-	mh	-	o	1.0	-	-
<i>Rossithidium nodosum</i> (Cleve) Aboal	B	-	-	acf	-	hb	-	o	1.0	ot	-
<i>Scolioleura peisonis</i> Grunow	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Sellaphora americana</i> (Ehrenb.) D.G. Mann	B	-	str	alf	-	i	-	o-b	1.5	ot	ats
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenb.) D.G. Mann	B	-	st-str	alf	7.0-9.0	i	sx	o-b	1.5	me	ats
<i>Sellaphora laevissima</i> (Kütz.) D.G. Mann	B	-	str	ind	6.8	i	-	b	2.0	o-m	ats
<i>Sellaphora mutata</i> (Krasske) Lange-Bert.	B	-	st	ind	-	hl	es	o-a	1.9	o-m	-
<i>Sellaphora pseudoventralis</i> (Hust.) Chudaev et Golobova	B	-	str	alf	-	i	es	o-b	1.4	o-m	ats
<i>Sellaphora pupula</i> (Kütz.) Mereschk.	B	etern	st	ind	5.2-9.0	hl	sx	o-a	1.9	me	ate
<i>Sellaphora pupula</i> f. <i>capitata</i> (Skvortsov et K.I. Mey.) Poulin	B	temp	st-str	ind	6.3-9.0	hl	sp	o-a	1.9	me	ate
<i>Sellaphora rectangularis</i> (W. Greg.) Lange-Bert. et Metzeltin	B	temp	st-str	ind	6.5-9.0	hl	sx	o-a	1.9	me	ate
<i>Sellaphora rostrata</i> (Hust.) J.R. Johans.	B	temp	-	ind	6.5-9.0	hl	-	o-a	1.9	-	-
<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) D.G. Mann	P-B	-	-	ind	6.7-7.9	i	sp	b-a	2.5	e	hne
<i>Sellaphora stroemii</i> (Hust.) H. Kobayasi	B	etern	str	alf	-	i	es	b	2.0	o-m	-
<i>Sellaphora vitabunda</i> (Hust.) D.G. Mann	B	-	-	alf	-	i	es	o	1.0	o-m	-
<i>Sellaphora wummensis</i> J.R. Johans.	B	-	-	ind	-	hl	es	o-a	1.9	me	-
<i>Skabitschewskia pergalloi</i> (Brun et Héribaud-Joseph) Kulikovskiy et Lange-Bert.	B	-	str	ind	-	i	sx	x-o	0.4	o-m	ats
<i>Skeletonema subsalsum</i> (A. Cleve) Bethge	P	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	me	-
<i>Stauroforma exiguiformis</i> (Lange-Bert.) Flower, V.J. Jones et Round	-	-	-	-	-	I	-	o	1.0	o-m	-
<i>Stauroneis acuta</i> W. Sm.	B	-	st-str	alf	-	i	-	o	1.0	o-m	-
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenb.	P-B	-	st-str	ind	6.1-6.9	i	sx	o	1.3	o-m	ate
<i>Stauroneis anceps</i> f. <i>gracilis</i> Rabenh.	B	-	st-str	ind	6.2	i	sx	o	1.3	-	-
<i>Stauroneis anceps</i> var. <i>linearis</i> (Ehrenb.) Brun	B	-	st-str	alf	-	i	sx	o	1.3	me	ate
<i>Stauroneis dilatata</i> Ehrenb.	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Stauroneis kriegeri</i> R.M. Patrick	B	-	st-str	ind	-	i	sx	o	1.3	me	ate
<i>Stauroneis legumen</i> Ehrenb.	B	-	str	ind	-	i	es	o	1.0	me	ats
<i>Stauroneis lundii</i> Hust.	aer	-	-	-	-	i	-	o	1.0	-	-
<i>Stauroneis neohyalina</i> Lange-Bert. et Krammer	B	-	-	neu	-	i	-	o	1.3	ot	-
<i>Stauroneis obtusa</i> Lagerst.	B	-	ae	neu	-	hb	-	-	-	ot	ats
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch)	P-B	temp	st-str	ind	7.3	i	es	o	1.3	me	ate

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Ehrenb.											
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> f. <i>brevis</i> (Dippel) Hust.	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Stauroneis producta</i> Grunow	B	-	st	ind	-	mh	sx	o	1.0	-	-
<i>Stauroneis siberica</i> (Grunow) Lange-Bert. et Krammer	B	-	-	alf	-	i	-	o	1.0	-	-
<i>Stauroneis smithii</i> Grunow	P-B	-	st-str	alf	-	i	-	o-b	1.5	o-e	ate
<i>Stauroneis smithii</i> var. <i>incisa</i> Pant.	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Stauroneis thermicola</i> (J.B. Petersen) J.W.G. Lund	B,aer	-	ae	neu	-	i	sx	b	2.0	o-e	ate
<i>Staurophora tackei</i> (Hustedt) L. Bahls	B	-	-	alf	-	oh	-	o	1.0	-	-
<i>Staurosira binodis</i> (Ehrenb.) Lange-Bert.	P-B	-	str	alf	7.4	i	es	o	1.3	me	ate
<i>Staurosira construens</i> Ehrenb.	P-B	temp	st-str	alf	5.5-9.0	i	sx	o	1.3	me	ats
<i>Staurosira construens</i> var. <i>capitata</i> (Brun et Herib.) Bukht.	P-B	-	-	alf	-	i	-	o	1.0	ot	-
<i>Staurosira construens</i> var. <i>exigua</i> (W. Sm.) H. Kobayasi	B	-	str	alf	-	i	sp	o	1.3	me	ate
<i>Staurosira construens</i> var. <i>triundulata</i> (Reichelt) H. Kobayasi	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Staurosira inflata</i> (Heiden) A. Rusanov, Ács, E. Morales et Ector	P-B	-	-	-	-	I	-	b	2.0	o-m	-
<i>Staurosira leptostauron</i> (Ehrenb.) Kulikovskiy et Genkal	P-B	-	st	alf	8.4	hb	es	o	1.1	me	ats
<i>Staurosira subsalina</i> (Hust.) Lange-Bert.	P-B	-	st	alf	-	hl	es	o	1.3	me	ate
<i>Staurosira venter</i> (Ehrenb.) Cleve et J.D. Möller	P-B	warm	st-str	alf	5.5-9.0	i	sx	o	1.3	me	ate
<i>Staurosirella dubia</i> (Grunow) E. Morales et K.M. Manoylov	P-B	-	-	alf	-	hb	-	o	1.1	ot	-
<i>Staurosirella lapponica</i> (Grunow) D.M. Williams et Round	P-B	-	-	ind	-	i	es	o-x	0.6	m	-
<i>Staurosirella marylji</i> (Héribaud-Joseph) E. Morales et K.M. Manoylov	P-B	-	st-str	alf	7.5-9.0	i	es	o	1.1	o-m	-
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenb.) D.M. Williams et Round	P-B	temp	st-str	alf	6.2-9.3	hl	es	o	1.2	o-e	ate
<i>Staurosirella pinnata</i> var. <i>intercedens</i> (Grunow) P.B. Hamilton	P-B	-	-	-	8.3	i	-	o	1.2	ot	-
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hust.	P	-	-	alf	-	i	sx	o	1.3	ot	-
<i>Stephanodiscus binderanus</i> (Kütz.) Willi Krieg.	P	-	-	ind	-	hl	-	b	2.3	e	-
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> f. <i>tenuis</i> (Hust.) Håk. et Stoermer	P	-	-	-	-	oh	es	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	P	temp	st	alf	7.0-9.0	i	es	a-o	2.7	o-m	hne
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kütz.) Cleve et V. Möller	P	temp	st	alb	6.5-9.0	i	es	b	2.2	o-m	ate
<i>Stephanodiscus neoastreae</i> Håk. et B. Hicckel	P	temp	st-str	alb	5.5-9.0	i	es	o-b	1.4	o-m	ate
<i>Stephanodiscus parvus</i> Stoermer et Håk.	-	-	-	alf	-	i	-	b	2.0	o-m	-
<i>Stephanodiscus rotula</i> (Kütz.) Hendey	P-B	temp	st	alf	5.5-9.0	i	es	b	2.2	o-m	-
<i>Surirella amphioxys</i> W. Sm.	P-B	-	-	ind	-	I	-	b-o	1.7	e	-
<i>Surirella angusta</i> Kütz.	P-B	-	st-str	alf	-	i	es	b-o	1.7	e	ate
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer et Lange-Bert.	B	-	st-str	alf	-	i	-	b-o	1.7	-	-
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i> Krammer et Lange-Bert.	B	-	st-str	alf	-	i	-	b-o	1.7	me	ate
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>punctata</i> Krammer	B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Surirella brightwellii</i> W. Sm.	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Surirella brightwellii</i> var. <i>baltica</i> (Schum.) Krammer	B	-	-	alf	-	I	-	o	1.0	m	-
<i>Surirella didyma</i> Kütz.	B	-	-	alf	-	I	-	o	1.0	o-m	-
<i>Surirella didyma</i> var. <i>minor</i> Skvortsov	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Surirella elegans</i> Ehrenb.	P-B	-	str	alf	-	i	-	o	1.0	me	-
<i>Surirella librile</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	P-B	-	-	alf	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Surirella ovalis</i> Bréb.	P-B	-	st-str	alf	-	I	es	a	3.0	me	ate
<i>Surirella patella</i> Kütz.	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Surirella peisonis</i> Pant.	B	-	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Surirella robusta</i> Ehrenb.	P-B	-	st-str	ind	7.9	I	es	x-o	0.5	ot	-
<i>Surirella splendida</i> (Ehrenb.) Kütz.	P-B	-	st-str	alf	-	i	-	o-x	0.7	me	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Surirella striatula</i> Turpin	P-B	temp	-	alf	-	hl	-	b	2.0	e	-
<i>Surirella tiensinensis</i> Skvortsov	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Surirella turgida</i> W. Sm.	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.3	-	-
<i>Synedra famelica</i> Kütz.	P-B	-	str	alf	7.5-7.7	i	es	o	1.3	m	ats
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	P-B	-	st-str	ind	-	i	es	x	0.3	o-m	ats
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	P-B	etern	st-str	acf	5.0-7.0	i	es	o-x	0.6	ot	ats
<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) D.M. Williams et Round	P-B	-	st	ind	-	mh	es	b-a	2.5	e	ate
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschk.	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Thalassiosira baltica</i> (Grunow) Ostenf.	-	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Thalassiosira bramaputrae</i> (Ehrenb.) Håk. et Locker	P-B	-	st-str	alf	-	I	sp	o-b	1.4	m	ate
<i>Thalassiosira bramaputrae</i> var. <i>septentrionalis</i> (Grunow) Makarova	-	-	-	alf	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenb.) Cleve	P	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Thalassiosira incerta</i> Makarova	P	-	-	alf	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i> Cleve	P	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Thalassiosira pseudonana</i> Hasle et Heimdal	P	-	st-str	alf	-	hl,mh	-	b-a	2.4	he	hne
<i>Tryblionella acuminata</i> W. Sm.	-	-	st	alf	-	hl	sx	a-o	2.9	me	-
<i>Tryblionella angustata</i> var. <i>acuta</i> (Grunow) Bukht.	P-B	-	-	alf	-	i	-	b	2.0	m	-
<i>Tryblionella angustata</i> W. Sm.	P-B	-	st	alf	7.7	i	sx	o-b	1.5	m	ats
<i>Tryblionella apiculata</i> W. Greg.	B	-	-	alf	-	hl	es	a-o	2.7	e	-
<i>Tryblionella circumdata</i> (Bailey) Ralfs	B	-	-	alf	-	mh	-	-	-	e	-
<i>Tryblionella coarctata</i> (Grunow) D.G. Mann	B	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Tryblionella compressa</i> (Bailey) Poulin	B	etern	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Tryblionella debilis</i> Arn. ex O'Meara	P-B	-	ae	alf	-	i	es	a-o	2.6	-	ate
<i>Tryblionella hantzschiana</i> Grunow	B	-	st-str	alf	-	hl	-	a-o	2.6	me	ate
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Freng.	P-B	-	-	alf	-	mh	sp	a-o	2.9	e	ate
<i>Tryblionella levidensis</i> W. Sm.	P-B	-	st-str	ind	-	mh	sp	a-o	2.6	e	ate
<i>Tryblionella navicularis</i> (Bréb.) Ralfs	B	-	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Tryblionella punctata</i> W. Sm.	B	etern	-	-	-	mh	-	-	-	-	-
<i>Tryblionella scalaris</i> (Ehrenb.) Siver et Hamilton	B	-	-	alf	-	mh	-	-	-	e	-
<i>Tryblionella victoriae</i> Grunow	B	-	st-str	alf	-	hl	sp	a-o	2.6	e	ate
<i>Ulnaria capitata</i> (Ehrenb.) Compère	P-B	-	st-str	alf	-	I	es	o-b	1.5	e	ats
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	P-B	temp	st-str	ind	5.0-9.2	i	es	b	2.25	o-e	ate
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	P	-	st-str	alb	-	i	es	o-a	1.8	-	-
<i>Urosolenia eriensis</i> (H.L. Sm.) Round et R.M. Crawford	B	-	str	acf	-	hl	-	x-o	0.5	o-m	ats
<i>Urosolenia longiseta</i> (O. Zacharias) Edlund et Stoermer	P	-	-	-	-	hl	-	x-b	0.9	-	-
Raphidophyta											
<i>Gonyostomum latum</i> Iwanoff	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Gonyostomum ovatum</i> Fott.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Gonyostomum semen</i> (Ehrenb.) Diesing	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Merotricha bacillata</i> Mereschk.	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Vacuolaria virescens</i> Cienk.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Vacuolaria viridis</i> (P.A. Dang.) Pascher	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
Dinophyta											
<i>Amphidinium amphidinioides</i> (Geitler) J. Schiller	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Apocalathium aciculiferum</i> (Lemmerm.) Craveiro, Daugbjerg, Moestrup et Calado	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Bernardinium bernardinense</i> Chodat	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Biecheleria ordinata</i> (Skuja) Moestrup	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Biecheleria pseudopalustris</i> (J. Schiller) Moestrup, Lindberg et Daugbjerg	P	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Borghiella tenuissima</i> (Lauterborn) Moestrup, G.I. Hansen et Daugbjerg	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Ceratium carolinianum</i> (Bailey) Jörgensen	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. Müll.) Dujard.	P	-	st-str	-	-	i	-	o	1.3	-	-
<i>Ceratium hirundinella f. robustum</i> Amberg	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratium rhomboides</i> B. Hickel	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chimonodinium godlewskii</i> (Wolosz.) Moestrup et Calado	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Chimonodinium lomnickii</i> (Wolosz.) Craveiro, Calado, Daugbjerg, G.I. Hansen et Moestrup	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chimonodinium lomnickii</i> var. <i>splendidum</i> (Wolosz.) Craveiro, Calado, Daugbjerg, G.I. Hansen et Moestrup	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chimonodinium lomnickii</i> var. <i>wierzejskii</i> (Wolosz.) Craveiro, Calado, Daugbjerg, G.I. Hansen et Moestrup	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Cystodinedria inermis</i> (Geitler) Pascher	B	-	-	-	-	-	-	o	1.15	-	-
<i>Cystodinium cornifax</i> (A.J. Schill.) G.A. Klebs	P	-	-	-	-	-	-	o	1.25	-	-
<i>Durinskia oculata</i> (F.Stein) Gert Hansen et G. Flaim	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glenodiniopsis steinii</i> Wolosz.	P	-	st-str	-	-	-	-	o	1.15	-	-
<i>Gonyaulax apiculata</i> Entz	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Gonyaulax spinifera</i> (Clap. et Lachmann) Diesing	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Gymnodinium cneocoides</i> T.M. Harris	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Gymnodinium fuscum</i> (Ehrenb.) F. Stein	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Gymnodinium hyalinum</i> A.J. Schill.	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Gymnodinium lacustre</i> J. Schiller	P	-	st	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Gymnodinium lantzschii</i> Utermöhl	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Gymnodinium mitratum</i> J. Schiller	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Gymnodinium palustre</i> A.J. Schill.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Gymnodinium paradoxum</i> A.J. Schill.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i> (G.J. Allman) Kof. et Swezy	P	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Hemidinium nasutum</i> F. Stein	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Jadwigia neglecta</i> (A.J. Schill.) Moestrup	P	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Kolkwitzia acuta</i> (Apstein) Elbr.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Naiadinium polonicum</i> (Wolosz.) S. Carty	P	-	st	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Nusuttodinium aeruginosum</i> (F. Stein) Y. Takano et T. Horig.	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Oblea rotunda</i> (Lebour) Balech ex Sourmia	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Opisthoaulax vorticella</i> (F. Stein) Calado	-	-	-	-	-	-	-	a-o	2.9	-	-
<i>Palatinus apiculatus</i> (Ehrenb.) Craveiro, Calado, Daugbjerg et Moestrup	P	-	st-str	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Palatinus pseudolaevus</i> (M. Lefèvre) Craveiro, Calado, Daugbjerg et Moestrup	P	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Parvodinium goslaviense</i> (Wolosz.) Carty	P	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Parvodinium lubieniense</i> (Wolosz.) S. Carty	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Parvodinium morzinense</i> (M. Lefèvre) Carty	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Parvodinium umbonatum</i> (F. Stein) S. Carty	P	-	st-str	-	-	-	-	o	1.35	-	-
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmerm.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peridiniopsis elpatiewskiyi</i> (Ostenf.) Bourr.	P	-	st	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Peridiniopsis penardiformis</i> (Er. Lindem.) Bourr.	P	-	st	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Peridiniopsis quadridens</i> (Stein) Bourr.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Peridinium bipes</i> F. Stein	P	-	st-str	-	-	oh	-	o	1.3	-	-
<i>Peridinium cinctum</i> (O. Müll.) Ehrenb.	P-B	-	st-str	-	-	i	-	b-o	1.6	-	-
<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Peridinium raciborskii</i> Wolosz.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas	P	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Phytodinium simplex</i> G.A. Klebs	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Prosoaulax lacustris</i> (F. Stein) Calado et Moestrup	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Protoperidinium achromaticum</i>	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
(Levander) Balech											
<i>Speroidium fungiforme</i> (Anisimova) Moestrup et Calado	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Stasziella dinobryonis</i> Wolosz.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Stylodinium globosum</i> Klebs	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Tetradinium javanicum</i> G.A. Klebs	-	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Tovellia coronata</i> (Wolosz.) Moestrup, Lindberg et Daugbjerg	P	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Triplos contortus</i> (Gourret) Gómez	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Tyrannodinium edax</i> (A.J. Schill.) Calado	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Unruhidium penardii</i> (Lemmerm.) Gottschling	P	-	-	-	-	hl	-	o	1.3	-	-
<i>Wolozynskia pascheri</i> (Suchlandt) Stosch	P	-	st	-	-	-	-	x-a	1.55	-	-
Cryptophyta											
<i>Chilomonas oblonga</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Chroomonas nordstedtii</i> Hansg.	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Chroomonas pulex</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Cryptochrysis minor</i> Nygaard	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Cryptochrysis polychrysis</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Cryptomonas borealis</i> Skuja	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas caudata</i> J. Schiller	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas commutata</i> (Pascher) Hoef-Emden	-	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb.	P	-	-	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Cryptomonas cylindrica</i> Ehrenb.	P	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenb.	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Cryptomonas gracilis</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	P	-	st-str	-	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Cryptomonas obovata</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenb.	P	-	st-str	-	-	hl	-	b-a	2.4	-	-
<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i> Geitler	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Cryptomonas reflexa</i> var. <i>anas</i> (Javorn.) Javorn.	P	-	-	-	-	-	-	b-p	3.7	-	-
<i>Cryptomonas tetrapyrenoidosa</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Goniomonas truncata</i> (Fresen.) F. Stein	-	-	-	-	-	-	-	a	3.1	-	-
<i>Katablepharis ovalis</i> Skuja	-	-	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Komma caudata</i> (Geitler) D.R.A. Hill	P	-	st-str	-	-	i	-	b-o	1.7	-	-
<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher et Ruttner) Javorn.	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Rhodomonas pusilla</i> (H. Bachm.) Javorn.	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
Glaucochyta											
<i>Gloeochaete wittrockiana</i> Lagerh.	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
Rhodophyta											
<i>Audouinella chalybaea</i> (Roth) Bory	B	-	str	alf	-	-	-	x-o	1.0	-	-
<i>Audouinella hermannii</i> (Roth) Duby	B	-	str	alf	6.8-8.8	-	-	x	1.0	-	-
<i>Audouinella pygmaea</i> (Kütz.) Bosse	B	-	str	alf	-	-	-	x-o	1.0	-	-
<i>Bangia atropurpurea</i> (Mert. ex Roth) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Batrachospermum gelatinosum</i> (L.) DC.	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Batrachospermum keratophyllum</i> Bory	B	-	-	-	-	-	-	o-x	0.6	-	-
<i>Batrachospermum skujae</i> Geitler	B	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Hildenbrandia rivularis</i> (Liebmann) J. Agardh	B	-	st-str	acf	-	-	-	x-o	0.4	-	-
<i>Lemanea fluviatilis</i> (L.) C. Agardh	B	-	st-str	-	-	-	-	x-b	0.95	-	-
<i>Lemanea fucina</i> Bory	B	-	-	-	-	-	-	o-x	1.0	-	-
<i>Lemanea sudetica</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Nocturama antipodites</i> (Entwisle) Entwisle et M.L.Vis	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Paralemanea catenata</i> (Kütz.) M.L.Vis et Sheath	B	-	st-str	-	-	-	-	x-b	0.85	-	-
<i>Sheathia arcuata</i> (Kylin) Salomaki et M.L.Vis	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Sheathia boryana</i> (Siradot) Salomaki et M.L.Vis	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Thorea hispida</i> (Thore) Desv.	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Torularia atra</i> (Huds.) M.J. Wynne	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
Chlorophyta											
<i>Acanthosphaera zachariasi</i> Lemmerm.	P	-	st	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Actidesmium hookeri</i> Renisch	P	-	st	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	P-B	-	st-str	-	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Actinastrum hantzschii</i> var. <i>subtile</i> Wolosz.	P-B	-	-	-	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Actinochloris sphaerica</i> Korschikov	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Aegagropila linnaei</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Ankistrodesmus densus</i> Korschikov	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	P-B, S	-	st-str	-	-	hb	-	b	2.3	-	-
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	P-B	-	st-str	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (W.B. Turner) Lemmerm.	P, Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Ankyra ancora</i> (G.M. Sm.) Fott	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Ankyra ancora</i> f. <i>issajevii</i> (Kisselev) Fott	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Ankyra ancora</i> f. <i>spinosa</i> (Korschikov) Fott	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Sm.) Fott	Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Ankyra ocellata</i> (Korschikov) Fott	Ep	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Apatococcus lobatus</i> (Chodat) J.B. Petersen	S, aer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanochaete repens</i> A. Braun	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Apiocystis brauniana</i> Nägeli	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Apiocystis caput-medusae</i> (Bohlin) Korschikov	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asterococcus superbus</i> (Cienk.) Scherff.	P-B	-	st	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Aulacomonas hyalina</i> Skuja	P-B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Autumnella corcontica</i> (Hindák) Ulrich et Röske	aer, S	-	-	-	-	-	-	o-x	0.6	-	-
<i>Balticola buetschlii</i> (Bloch.) Droop	B, S	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Basichlamys sacculifera</i> (Scherff.) Skuja	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Binuclearia tectorum</i> (Kütz.) S. Berger ex Wichm.	Ep, P, S	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.	P-B	-	st	ind	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Bracteococcus grandis</i> H. Bisch. et H.C. Bold	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bracteococcus minor</i> (Chodat) Petrová	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bulbochaete angulosa</i> Wittr. et P. Lundell ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete basispora</i> Wittr. et P. Lundell ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete brebissonii</i> Kütz. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete debaryana</i> Wittr. et Lundell	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete dispar</i> Wittr. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete elatior</i> Pringsh. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete furberae</i> Collins	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete insignis</i> Pringsh. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete intermedia</i> de Bary ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Bulbochaete megastoma</i> Wittr. et P. Lundell ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete minor</i> A. Braun ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete mirabilis</i> Wittr. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Bulbochaete mirabilis</i> var. <i>gracilis</i> (Pringsh.) Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Bulbochaete monile</i> Wittr. et P. Lundell ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete nana</i> Wittr. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Bulbochaete nordstedtii</i> Wittr. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete palhinhae</i> Lacerda	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete polyandria</i> Cleve ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete pseudodenticulata</i> Keshri	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete pygmaea</i> Pringsh. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete quadrata</i> Wittr. ex Hirn	Ep, B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Bulbochaete rectangularis</i> Wittr. ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete repanda</i> Wittr. ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete rhadinospora</i> Wittr. ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete robusta</i> (Hirn) Tiffany	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete sessilis</i> Wittr. ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete setigera</i> C. Agardh ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Bulbochaete subintermedia</i> Elfving ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete tenuis</i> Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete valida</i> Wittr. ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete varians</i> Wittr. ex Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete varians</i> var. <i>subsimplax</i> Hirn	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete verrucosa</i> O. Bock et W. Bock	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Bulbochaete verrucoso-reticulata</i> Mrozińska	Ep,B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Carteria crucifera</i> Korschikov	P	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Carteria dangeardii</i> O.V. Troitsk.	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Carteria klebsii</i> (P.A. Dang.) Francé	P	-	st-str	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Carteria multifilis</i> (Fresen.) O. Dill	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Carteria obtusa</i> O. Dill	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Carteria radiosa</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Chaetomorpha herbipolensis</i> Lagerh.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetomorpha linum</i> (O. Müll.) Kütz.	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetonema irregulare</i> Nowak.	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chaetopeltis orbicularis</i> Berthold	B,Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chaetophora elegans</i> (Roth) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chaetophora lobata</i> Schrank	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chaetophora pisiformis</i> (Roth) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Chaetophora tuberculosa</i> (Roth) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Characiochloris characioides</i> Pascher	Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Characiochloris sessilis</i> Pascher	Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Characium ornithocephalum</i> A. Braun	Ep	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Chlamydocapsa ampla</i> (Kütz.) Fott	P-B	-	-	alf	7.0-8.5	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Chlamydocapsa planctonica</i> (West et G.S.West) Fott	P-B	-	-	alf	7.0-8.5	i	-	o	1.2	-	-
<i>Chlamydomonas acidophila</i> Negoro	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Chlamydomonas acutata</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Chlamydomonas angulosa</i> O. Dill	P	-	st	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Chlamydomonas bourrellyi</i> H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Chlamydomonas cienkowskii</i> Schmidle	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chlamydomonas debaryana</i> var. <i>atactogama</i> (Korschikov) Gerloff	P	-	-	-	-	i	-	a	3.0	-	-
<i>Chlamydomonas ehrenbergii</i> Gorozh.	P	-	-	-	-	-	-	p-a	3.5	-	-
<i>Chlamydomonas gerloffii</i> H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Chlamydomonas globosa</i> J. Snow	P,S	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Chlamydomonas gloeopara</i> Rodhe et Skuja	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas gloeophila</i> Skuja	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas incerta</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	a	3.1	-	-
<i>Chlamydomonas inepta</i> H. Ettl	P,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas insolita</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chlamydomonas kakosmos</i> F. Moewus	P	-	-	-	-	-	-	a	3.2	-	-
<i>Chlamydomonas kakosmos</i> var. <i>oligochloris</i> H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Chlamydomonas kakosmos</i> var. <i>ovoidea</i> H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	p	4.0	-	-
<i>Chlamydomonas komma</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chlamydomonas moewusii</i> Gerloff	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Chlamydomonas moewusii</i> var. <i>eumetablotos</i> (L. Moewus) Gerloff	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Chlamydomonas noctigama</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Chlamydomonas pallida</i> H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	p	4.0	-	-
<i>Chlamydomonas passiva</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chlamydomonas perpustilla</i> Gerloff	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Chlamydomonas pertyi</i> Gorozh.	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Chlamydomonas proboscigera</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Chlamydomonas proboscigera</i> var. <i>conferta</i> (Korschikov) H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> P.A. Dang.	P-B	-	st-str	-	-	oh	-	a	3.1	-	-
<i>Chlamydomonas rigensis</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Chlamydomonas sectilis</i> Korschikov	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas simplex</i> Pascher	P	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Chlamydomonas snowiae</i> Printz	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Chlamydomonas sphaenicola</i> (F.E. Fritsch) F.E. Fritsch et Takeda	-	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chlamydomonas stellata</i> O. Dill	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Chlamydomonas thiophila</i> H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	p	4.0	-	-
<i>Chlamydonephris pomiformis</i> (Pascher) H. Ettl et O. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Chlamydropodium pluricocum</i> (Korschikov) H. Ettl et Komárek	Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorangiella pygmaea</i> (Ehrenb.) P.C. Silva	Ep	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Chlorangiopsis epizootica</i> (Pascher) Korschikov	Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Chlorella vulgaris</i> Beij.	P-B, pb,S	-	-	-	-	hl	-	a	3.1	-	-
<i>Chlorobotrys regularis</i> (West) Bohlin	P	-	st	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chlorococcum chlorococcoides</i> (Korschikov) Philipose	P,S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Menegh.	P,S	-	st	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Chlorococcum minimum</i> H. Ettl et G. Gärtner	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorococcum pinguidum</i> Arce et H.C. Bold	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorogonium acutiforme</i> Bourr.	P	-	-	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Chlorogonium elongatum</i> (P.A. Dang.) Francé	P,B	-	-	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Chlorogonium euchlorum</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	P	-	-	-	-	-	-	a	3.3	-	-
<i>Chlorobion braunii</i> (Nägeli) Komárek	P-B	-	st	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Chloromonas acidophila</i> (Nygaard) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Chloromonas depauperata</i> (Pascher) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	b-p	3.8	-	-
<i>Chloromonas gerloffii</i> H. Ettl	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chloromonas infirma</i> (Gerloff) P.C. Silva	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Chloromonas insignis</i> (Anakhin) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Chloromonas longiciliata</i> (Pascher) Korschikov ex H.Ettl	P	-	-	-	-	-	-	a-o	2.75	-	-
<i>Chloromonas paradoxa</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	a	3.4	-	-
<i>Chloromonas platystigma</i> (Pascher) Korschikov ex H.Ettl	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Chloromonas pumilio</i> H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chloromonas reticulata</i> (Gorozh.) Gobi	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Chloromonas seriata</i> (Pascher) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Chloromonas tapeta</i> (Skuja) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Chloromonas variabilis</i> (P.A. Dang.) Wille	P	-	-	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Chloromonas vesterbotnica</i> (Skuja) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Chloromonas vulgaris</i> (Anakhin) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Chloromonas westiana</i> (Pascher) Gerloff et H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Chlorotetraedron incus</i> (Teiling) Komárek et Kováčik	P-B	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Choricystis coccoides</i> (Rodhe et Skuja) Fott	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cladophora fracta</i> (O. Müll. ex Vahl) Kütz.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Cladophora globulina</i> (Kütz.) Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	P-B	-	st-str	alf	7.5-8.5	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Cladophora glomerata</i> var. <i>crassior</i> (C. Agardh) Hoek	B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Closteriopsis acicularis</i> (Chodat) J.H. Belcher et Swale	P-B	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemmern.) Lemmern.	P	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Coccomonas orbicularis</i> F. Stein	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Coelastrum astroideum</i> de Notaris	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Coelastrum indicum</i> W.B. Turner	P-B, Ep	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	P-B, Ep,S	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Korschikov	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-b	1.4	-	-
<i>Coenochloris fottii</i> (Hindák) P. Tsarenko	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coenochloris pyrenoidosa</i> Korschikov	P	-	-	-	-	hl	-	-	-	-	-
<i>Coenocystis planctonica</i> Korschikov	P	-	-	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korschikov	P-B, Ep	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Colemanosphaera charkowiensis</i> (Korschikov) Nozaki, T.K. Yamada, F. Takahashi, Matsuzaki et Nakada	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Collodicyron tricolatum</i> H.J. Carter	P	-	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Comasiella arcuata</i> var. <i>platydisca</i> (G.M. Sm.) E. Hegew. et M. Wolf	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Coronastrum ellipsoideum</i> Fott	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Crucigenia emarginata</i> (West et G.S.West) Schmidle	P	-	st	G.S.West	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	P-B	-	st-str	acf	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) Kuntze	P-B, Ep	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Crucigeniella irregularis</i> (Wille) P. Tsarenko et D.M. John	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cylindrocapsa involuta</i> Reinsch	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Desmactractum indutum</i> (Geitler) Pascher	P-B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Desmococcus olivaceus</i> (Pers. ex Acharius) J.R. Laundon	aer,S	-	-	-	-	i	-	o	1.1	-	-
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchn.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielm.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>longispinus</i> (Chodat) E. Hegew.	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>spinosus</i> (F.E. Fritsch et M.F. Rich) E. Hegew.	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>subalternans</i> (G.M. Sm.) E. Hegew.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Desmodesmus asymmetricus</i> (Schröd.) E. Hegew.	P-B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedus.) P. Tsarenko	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus bicellularis</i> (Chodat) S.S. An, Friedl et E. Hegew.	P,Ep	-	st	An, Friedl	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus communis</i> (E. Hegew.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.15	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Desmodesmus communis</i> var. <i>rectangularis</i> (G.S.West) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus costato-granulatus</i> (Skuja) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	-	-	-
<i>Desmodesmus curvatocornis</i> (Proschk.-Lavr.) E. Hegew.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerh.) S.S.An, Friedl et E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Desmodesmus dispar</i> (Bréb.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Desmodesmus grahneisii</i> (Heynig) E. Hegew.	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus hystrix</i> (Lagerh.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus insignis</i> (West et G.S.West) E. Hegew.	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i> (Y.V. Roll) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>inflatus</i> (Svirenko) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus lefevrei</i> (Deflandre) S.S. An, Friedl et E. Hegew.	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus magnus</i> (Meyen) P. Tsarenko	P, Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Desmodesmus multicauda</i> (Massjuk) P. Tsarenko	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G. Richt.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>alatus</i> (Dedus.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>carinatus</i> (Lemmerm.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>mononensis</i> (Chodat) E. Hegew.	P	-	st	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Desmodesmus pannonicus</i> (Hortob.) E. Hegew.	P	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Desmodesmus perforatus</i> (Lemmerm.) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus protuberans</i> (F.E. Fritsch et M.F. Rich) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus serratus</i> (Corda) S.S. An, Friedl et E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E. Hegew.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Desmodesmus subspicatus</i> (Chodat) E. Hegew. et A.W.F. Schmidt	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Desmodesmus tropicus</i> (Crow) E. Hegew.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dicellula geminata</i> (Printz) Korschikov	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Dichotomococcus bacillaris</i> (Perag.) F.W. Mills	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Dichotomococcus capitatus</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Dichotomococcus curvatus</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Dichotomosiphon tuberosus</i> (A. Braun ex Kütz.) A. Ernst	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Dicloster acutus</i> C.C. Jao, Y.X. Wei et H.C. Hu	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dictyococcus mucosus</i> Korschikov	P	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i> V. Goor	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Didymocystis inermis</i> (Fott) Fott	P-B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Didymogenes anomala</i> (G.M. Sm.) Hindák	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Didymogenes palatina</i> Schmidle	P	-	-	-	-	i	-	a-o	2.7	-	-
<i>Dimorphococcus cordatus</i> Wolle	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. Braun	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Diplochloris lunata</i> (Fott) Fott	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Diplospheera chodatii</i> Bial.	S,pb	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Diplostauron angulosum</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Diplostauron elegans</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Diplostauron pentagonium</i> (Hazen) Pascher	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Draparnaldia glomerata</i> (Vaucher) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Draparnaldia mutabilis</i> (Roth) Bory	B	-	-	-	-	-	-	o-x	1.0	-	-
<i>Dunaliella parva</i> Lerche	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dunaliella salina</i> (Dunal) Teodor.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dysmorphococcus coccifer</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Dysmorphococcus variabilis</i> Takeda	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Echinosphearella limnetica</i> G.M. Sm.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Edaphochlamys debaryana</i> (Gorzh.) Pröschold et Darienko	P	-	-	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Elliptochloris bilobata</i> Tscherm.-Woess	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eubrownia aggregata</i> (R.M. Brown et H.C. Bold) Shin Watan. et L.A. Lewis	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eudorina cylindrica</i> Korschikov	P	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Eudorina echidna</i> Svirenko	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenb.	P	-	st-str	-	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Franceia ovalis</i> (Francé) LemmERM.	P	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Fusola viridis</i> J. Snow	P-B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Geminella interrupta</i> Turpin	P,Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Geminella minor</i> (Nägeli) Heering	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Gloeocystis vesiculosa</i> Nägeli	P-B, S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gloeotila protogenita</i> Kütz.	B,S	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Golenkinia paucispina</i> West et G.S.West	P-B	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	P	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Golenkinopsis longispina</i> (Korschikov) Korschikov	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Golenkinopsis solitaria</i> (Korschikov) Korschikov	P-B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Gonium formosum</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Gonium pectorale</i> O. Müll.	P	-	st	-	-	i	-	a-o	2.8	-	-
<i>Granulocystis verrucosa</i> (Y.V. Roll) Hindák	-	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Granulocystopsis coronata</i> (LemmERM.) Hindák	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Haematococcus lacustris</i> (Gir.-Chantr.) Rostafinski	P	-	st	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Hegewaldia parvula</i> (Woron.) Pröschold, C. Bock, W. Luo et Krienitz	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C. Bock, Pröschold et Krienitz	P	-	st	-	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Hyalogonium fusiforme</i> (Korschikov) H. Ettl	P	-	-	-	-	-	-	m	5.9	-	-
<i>Hyalogonium klebsii</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	i	4.5	-	-
<i>Hyaloraphidium contortum</i> Pascher et Korschikov	P-B	-	-	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Hyaloraphidium contortum</i> var. <i>tenuissimum</i> Korschikov	P-B	-	-	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> (L.) Bory	P-B	-	st	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Interfilum terricola</i> (J.B. Petersen) Mikhailiyuk, Sluiman, A. Massalski, Mudimu, Demchenko, Friedl et Kondratyuk	Ep, aer	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Jaagichlorella luteoviridis</i> (Chodat) Darienko et Pröschold	B,S	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Keratococcus bicaudatus</i> (A. Braun ex Rabenh.) J.B. Petersen	aer, S,P	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Kirchneriella aperta</i> Teiling	P,Ep	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M. Sm.) Korschikov	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Kirchneriella irregularis</i> var. <i>spiralis</i> Korschikov	P-B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) K. Möbius	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West et G.S.West	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hindák	P	-	st	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Koliella spiculiformis</i> (Vischer) Hindák	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Koliella spirotaenia</i> (G.S. West) Hindák	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Komarekia appendiculata</i> (Chodat) Fott	P-B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Korschpalmella microscopica</i> (Korshikov) Fott	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Korshikoviella michailovskoensis</i> (Elenkin) P.C. Silva	Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Lacunastrum gracillimum</i> (West et G.S.West) McManus	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Lagerheimia balatonica</i> (Scherff.) Hindák	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerh.) Chodat	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Lagerheimia citriformis</i> (J. Snow) Collins	P, Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	P	-	-	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Lagerheimia longiseta</i> (Lemmerm.) Printz	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Lagerheimia marssonii</i> Lemmerm.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Lagerheimia quadriseta</i> (Lemmerm.) G.M. Sm.	P	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Lagerheimia subsals</i> Lemmerm.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Lagerheimia tetraedriensis</i> Y.V. Roll	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Lagerheimia wratislaviensis</i> Schröd.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Lanceola spatulifera</i> (Korschikov) Hindák	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Lemmermannia komarekii</i> (Hindák) C. Bock et Krienitz	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.85	-	-
<i>Lemmermannia triangularis</i> (Chodat) C. Bock et Krienitz	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Lobochlamys culleus</i> (H. Ettl) Pröschold, Marin, U.W. Schlösser et Melkonian	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Lobomonas ampla</i> Pascher	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Lobomonas ampla</i> var. <i>mamillata</i> (Svirenko) Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Lobomonas ampla</i> var. <i>okaensis</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Lobomonas stellata</i> Chodat	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Messastrum gracile</i> (Reinsch) Garcia	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Micractinium quadrisetum</i> (Lemmerm.) G.M. Sm.	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microglena braunii</i> (Gorzh.) Demchenko, Mikhailiyuk et Pröschold	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Microglena charkoviensis</i> (Korschikov) Demchenko, Mikhailiyuk et Pröschold	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Microglena globulifera</i> (Korschikov) Demchenko, Mikhailiyuk et Pröschold	P	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Microglena media</i> (G.A. Klebs) Nakada	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Microglena monadina</i> Ehrenb.	P	-	-	-	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Microspora amoena</i> (Kütz.) Rabenh.	B, Ep	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Microspora pachyderma</i> (Wille) Lagerh.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Microspora quadrata</i> Hazen	P, B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Microspora stagnorum</i> (Kütz.) Lagerh.	P, B	-	st	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Microspora willeana</i> Lagerh.	B, Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Microthamion kuetzingianum</i> Nägeli ex Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Microthamion strictissimum</i> Rabenh.	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Monactinus simplex</i> var. <i>echinulatum</i> (Witrock) Pérez, Maidana et Comas	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Monomastix opisthostigma</i> Scherff.	-	-	-	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárk.-Legn.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Komárk.-Legn.	P,Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Monoraphidium convolutum</i> var. <i>pseudosabulosum</i> Hindák	P,Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárk.-Legn.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M. Sm.) Komárk.-Legn.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	P-B, Ep	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárk.-Legn.	P,Ep	-	st-str	-	-	i	-	b-a	2.5	-	-
<i>Monoraphidium mirabile</i> (West et G.S.West) Pankow	P,Ep	-	st	-	-	oh	-	b-a	2.5	-	-
<i>Monoraphidium obtusum</i> (Korschikov) Komárk.-Legn.	P, Ep,S	-	st-str	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Komárk.-Legn.	P,Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Monoraphidium tortile</i> (West et G.S.West) Komárk.-Legn.	P,Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C. Wood) C. Bock, Proschold et Krienitz	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Mychonastes homosphaera</i> (Skuja) Kalina et Punčoch.	P,Ep, aer,S	-	st	-	-	-	-	a-o	2.65	-	-
<i>Mychonastes jurisii</i> (Hindák) Krienitz, C. Bock, Dadheech et Pröschold	P, B,Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Myrmecia biatorellae</i> J.B. Petersen	Ep, S,pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nautococcus mamillatus</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Nautococcus pyriformis</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Neglectella solitaria</i> (Wittr.) Stenclová et Kastovský	P-B	-	st	ind	-	i	-	b-o	1.7	-	-
<i>Neocystis ovalis</i> (Korschikov) Hindák	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Nephrochlamys allantoidea</i> Korschikov	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Nephrochlamys rostrata</i> Nygaard, Komárek, Kristiansen et O.M. Skulberg	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Nephrochlamys rotunda</i> Korschikov	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Nephrochlamys willeana</i> (Printz) Korschikov	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nephrocytium limneticum</i> (G.M. Sm.) G.M. Sm.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nephrocytium lunatum</i> West	P-B	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Nephroselmis olivacea</i> F. Stein	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Oedogonium acrosporium</i> de Bary ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Oedogonium acrosporium</i> var. <i>minor</i> Y.V. Roll	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Oedogonium capillare</i> Kütz. ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Oedogonium capillare</i> f. <i>stagnale</i> (Kütz.) Hirn	B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Oedogonium cardiacum</i> (Hassall) Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Oedogonium echinospermum</i> A. Braun ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Oedogonium üzisohnii</i> de Bary ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Oedogonium üzisohnii</i> var. <i>minus</i> West ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Oedogonium oblongum</i> Wittr. ex Hirn	B	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Oedogonium pluviale</i> Nordst. ex Hirn	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oedogonium pringsheimii</i> C.E. Cramer ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Oedogonium pringsheimii</i> var. <i>nordstedtii</i> Wittr. ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Oedogonium rivulare</i> A. Braun ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Oedogonium rothii</i> Pringsh. ex Hirn	P-B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oedogonium rufescens</i> Wittr. ex Hirn	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oedogonium sociale</i> Wittr. ex Hirn	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Oedogonium undulatum</i> A. Braun ex Hirn	B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Oedogonium upsaliense</i> Wittr. ex Hirn	B	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Oocystidium ovale</i> Korschikov	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oocystis borgei</i> J. Snow	P-B, S	-	st-str	ind	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Oocystis elliptica</i> West	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	P-B, Ep	-	st-str	-	-	hl	-	b-o	1.7	-	-
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmerm.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Oocystis novae-semillae</i> Wille	P-B	-	st	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Oocystis parva</i> West et G.S. West	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Oocystis pelagica</i> Lemmerm.	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Oocystis pusilla</i> Hansg.	Ep, B	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.4	-	-
<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott	P-B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	P-B, Ep	-	st	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Oonephris obesa</i> (West et G.S. West) Fott	B, Ep, P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Palmellochaete tenerrima</i> Korschikov	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Palmococcus reniformis</i> (Korschikov) Kostikov, Darienko, Lukešová et L. Hoffm.	P	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Palmodictyon viride</i> Kütz.	P, Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Pandorina morum</i> (O. Müll.) Bory	P	-	st	-	-	i	-	b	2.3	-	-
<i>Paradoxia multiseta</i> Svirenko	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Parallela transversalis</i> (Bréb.) Novis, Lorenz, Broady et E.A. Flint	B	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Parapediatrum biradiatum</i> (Meyen) E. Hegew.	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Parapediatrum biradiatum</i> var. <i>longecomutum</i> (Gutw.) P. Tsarenko	P, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Parietochloris alveolaris</i> (H.C. Bold) S. Watan. et G.L. Floyd	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pascherina tetras</i> (Korschikov) P.C. Silva	-	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i> (Schultz) Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Pectinodesmus javanensis</i> (Chodat) E. Hegew., C. Bock et Krienitz	P	-	st-str	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Pectinodesmus pectinatus</i> (Meyen) E. Hegew., M. Wolf, Al. Keller, Friedl et Krienitz	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum angulosum</i> Ehrenb. ex Menegh.	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Pediastrum braunii</i> Wartm.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Pediastrum cornutum</i> (Racib.) O.V. Troitsk.	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	P	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>asperum</i> (A. Braun) W.B. Turner	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>subgranulatum</i> Racib.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Pediastrum integrum</i> Nägeli	P, Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pedinomonas minor</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenb.) Deising	P	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Pithophora roettleri</i> (Roth) Wittr.	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planctococcus sphaerocystiformis</i> Korschikov	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemmerm.) Anagn. et Komárek	P, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	me	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> G.M. Sm.	P	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Pleodorina illinoisensis</i> Kof.	P	-	-	-	-	hl	-	b	2.2	-	-
<i>Pleuраstrum terricola</i> (Bristol) D.M. John	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	P	-	st	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Polytoma caudatum</i> Korschikov	P-B, S	-	-	-	-	-	-	m	5.9	-	-
<i>Polytoma ocellatum</i> Perty	P-B	-	-	-	-	-	-	m	5.9	-	-
<i>Polytoma uvella</i> Ehrenb.	B,S	-	-	-	-	-	-	m	6.0	-	-
<i>Polytomella agilis</i> Aragão	B	-	-	-	-	-	-	m	5.0	-	-
<i>Polytomella caeca</i> Pringsh.	S	-	-	-	-	-	-	b-p	3.8	-	-
<i>Prasiola crispa</i> (Lightf.) Kütz.	aer, S	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Protoderma viride</i> Kütz.	Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Protosiphon botryoides</i> (Kütz.) G.A. Klebs	S	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Pseudocarteria peterhofiensis</i> (Kisselev) H. Ettl	-	-	-	-	-	-	-	a-o	2.6	-	-
<i>Pseudocharacium acuminatum</i> Korschikov	Ep	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Pseudocharacium obtusum</i> (A. Braun) Petry-Hesse	Ep	-	st	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Pseudochlorothecium mucigenum</i> Korschikov	Ep	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Pseudochlorothecium spiniferum</i> (Printz) Korschikov	Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudococcomyxa simplex</i> (Mainx) Fott	aer, B,S	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korschikov) E. Hegew. et Deason	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E. Hegew.	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> var. <i>longicorne</i> (Reinsch) P. Tsarenko	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Pseudopediastrum kawraiskyi</i> (Schmidle) E. Hegew.	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Pseudoschroederia robusta</i> (Korschikov) E. Hegew. et E. Schnepf	P-B	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i> (Lemmern.) Nováková	P	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Pseudotetrastrum punctatum</i> (Schmidle) Hindák	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Pteromonas aculeata</i> Lemmern.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Pteromonas aculeata</i> var. <i>irregularis</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Pteromonas angulosa</i> (H.J. Carter) Lemmern.	P	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Pteromonas cordiformis</i> Lemmern.	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Pteromonas pseudoangulosa</i> L.S. Péterfi	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pteromonas torta</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pyramimonas tetrahychnus</i> Schmarida	P, P-B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Pyrobotrys casinoensis</i> (Playfair) P.C. Silva	P	-	-	-	-	-	-	p-a	3.5	-	-
<i>Pyrobotrys incurvus</i> Arnoldi	P	-	-	-	-	-	-	b-p	3.7	-	-
<i>Pyrobotrys korschikovii</i> (Schkorb.) Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	p	4.0	-	-
<i>Quadrichloris carterioides</i> (Pascher et Jahoda) Fott	B,S	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Quadrilococcus ellipticus</i> Hortob.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quadrigula closterioides</i> (Bohlin) Printz	P-B	-	-	-	-	hb	-	o-b	1.4	-	-
<i>Quadrigula pfitzeri</i> (Schröder) G.M. Sm.	P-B, Ep	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Raciborskiella urogenoides</i> Svirenko	P	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Radiococcus polycoccus</i> (Korschikov) Kostikov, Darienko, Lukesová et L. Hoffm.	P	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Radioflum conjunctivum</i> Schmidle	Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Radiosphaera negevensis</i> Ocampo-Paus et Friedmann	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Raphidocelis danubiana</i> (Hindák) Marvan, Komárek et Comas	P-B	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Raphidocelis mucosa</i> (Korschikov) Komárek	B	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Raphidocelis sigmoidea</i> Hindák	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Korschikov) Nygaard, Komárek, Kristiansen et	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Skulberg											
<i>Raphidocelis van-goorii</i> Nygaard, Komárek, Kristiansen et O.M. Skulberg	P-B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i> (C. Agardh) Kütz.	B	-	st-str	-	-	hl	-	o-a	1.9	-	-
<i>Rusalka fusiformis</i> (Matv.) Nakada	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmerm.) Lemmerm.	P-B	-	st-str	-	-	i	-	o-a	1.9	-	-
<i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda	P-B, S	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	P-B	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Scherffelia dubia</i> (Perty) Pascher	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Schizoclamyella delicatula</i> (West) Korschikov	B,S	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Schizoclamys gelatinosa</i> A. Braun	Ep	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Schizomeris leibleinii</i> Kütz.	Ep	-	-	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Schroederia indica</i> Philipose	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schroederia nitzschoides</i> (G.S.West) Korschikov	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemmerm.	P	-	st-str	-	-	i	-	b-o	1.7	-	-
<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korschikov	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Scourfieldia cordiformis</i> Takeda	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Siderocelis kolkwitzii</i> (Naumann) Fott	P, P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Siderocelis omata</i> (Fott) Fott	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Siderocystopsis punctifera</i> (Boloch.) E. Hegew. et Schnepf	P-B	-	st-str	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Sorastrum spinulosum</i> Nägeli	-	-	-	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Spermatozopsis exultans</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Sphaerellopsis gelatinosa</i> (Korschikov) Gerloff	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korschikov) Bourr.	P-B	-	-	-	-	i	-	-	-	-	-
<i>Spondylomorium quaternarium</i> Ehrenb.	P	-	st	-	-	-	-	a	3.0	-	-
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenb.) E. Hegew.	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Stichococcus atomus</i> Skuja	P	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Stichococcus bacillaris</i> Nägeli	P-B, S	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Stichococcus dubius</i> Chodat	S, pb	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Stichococcus exiguus</i> Gerneck	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stichococcus fragilis</i> Gerneck	Ep,S	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Stichococcus membranaefaciens</i> Chodat	aer, S	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Stichococcus minor</i> Nägeli	S	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Stichococcus minutus</i> I. Grint. et L.S. Péterfi	S	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Stichococcus mirabilis</i> Lagerh.	aer, S	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Stigeoclonium fasciculare</i> Kütz.	B	-	str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stigeoclonium flagelliferum</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Stigeoclonium longipilum</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Stigeoclonium lubricum</i> (Dillwyn) Kütz.	-	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Stigeoclonium tenue</i> (C. Agardh) Kütz.	B	-	st-str	-	-	-	-	a-o	2.8	-	-
<i>Tetraena socialis</i> (Dujard.) Nozaki et Itoh	P	-	st	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Tetraphlephis multifilis</i> Wille	P,S	-	-	-	-	-	-	i	4.5	-	-
<i>Tetrachlorella alternans</i> (G.M. Sm.) Korschikov	P-B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Tetradesmus bernardii</i> (G.M. Sm.) M.J. Wynne	P	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J. Wynne et Guiry	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.15	-	-
<i>Tetradesmus wisconsinensis</i> G.M. Sm.	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansg.	P-B, Ep	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Tetraëdron minimum</i> (A. Braun) Hansg.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.1	-	-
<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Tetralantos lagerheimii</i> Teiling	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Tetraselmis cordiformis</i> (H.J. Carter) F. Stein	P	-	st-str	-	-	-	-	b-a	2.4	-	-
<i>Tetraspora gelatinosa</i> (Vaucher) Desv.	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Tetraspora limnetica</i> West et G.S.West	P	-	-	-	-	oh	-	-	-	-	-
<i>Tetraspora lubrica</i> (Roth) C. Agardh	B	-	-	-	-	hb	-	o-b	1.5	-	-
<i>Tetrastrum elegans</i> Playfair	P	-	st-str	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordst.) Chodat	P-B, Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Tetrastrum staurogeniiforme</i> (Schröder) Lemmerm.	P-B, Ep	-	st-str	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Tetrastrum triacanthum</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Trebouxia arboricola</i> Puym.	S, pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trentepohlia aurea</i> (L.) Mart.	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trentepohlia rigidula</i> (J. Müller) Hariot	Ep, pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Treubaria planctonica</i> (G.M. Sm.) Korschikov	P	-	st	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Treubaria schmidlei</i> (Schröd.) Fott et Kováčik	P-B	-	st-str	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Treubaria setigera</i> (W. Archer) G.M. Sm.	P	-	st	-	-	oh	-	b-o	1.7	-	-
<i>Treubaria triappendiculata</i> C. Bernard	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trochiscia granulata</i> (Reinsch) Hansg.	P-B, S	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.5	-	-
<i>Tussetia polytomoides</i> Pascher	-	-	-	-	-	-	-	i	4.5	-	-
<i>Ulothrix aequalis</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Ulothrix albicans</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Ulothrix limnetica</i> Lemmerm.	B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Ulothrix mucosa</i> Thur.	B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Ulothrix tenerrima</i> (Kütz.) Kütz.	B	-	st	-	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Ulothrix tenuissima</i> Kütz.	B	-	-	-	-	i	-	b-o	1.6	-	-
<i>Ulothrix zonata</i> (F. Weber et D. Mohr) Kütz.	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	o-a	1.8	-	-
<i>Ulva flexuosa</i> Wulfen	B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Ulva intestinalis</i> L.	B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Ulva pilifera</i> (Kütz.) Škaloud et Leliaert	B	-	-	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Uronema confervicola</i> Lagerh.	B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Uronema confervicola</i> var. <i>uncinatum</i> T.G. Popova	B, Ep	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Uronema intermedium</i> Bourr.	Ep	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Verrucodesmus verrucosus</i> (Y.V. Roll) E. Hegew.	P-B	-	st-str	-	-	-	-	b-o	1.7	-	-
<i>Vitreochlamys aulata</i> (Pascher) Batko	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Vitreochlamys fluviatilis</i> (Stein) Batko	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Vitreochlamys gloeosphaera</i> (Pascher et Jahoda) Massjuk	P	-	-	-	-	-	-	b	2.1	-	-
<i>Volvox aureus</i> Ehrenb.	P	-	st	-	-	i	-	b	2.2	-	-
<i>Volvox globator</i> L.	P-B	-	-	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Volvox polychlamys</i> Korschikov	P	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Volvox tertius</i> Art. Mey.	P	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Volvulina steinii</i> Playfair	P	-	-	-	-	-	-	a-o	2.7	-	-
<i>Westella botryoides</i> (West) De Wild.	P	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Willea apiculata</i> (Lemmerm.) D.M. John, M.J. Wynne et P. Tsarenko	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	b	2.2	-	-
<i>Willea rectangularis</i> (A. Braun) D.M. John, M.J. Wynne et P. Tsarenko	P	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	-	-
Charophyta											
<i>Actinotaenium clevei</i> (P. Lundell) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Actinotaenium colpopelta</i> (Bréb. ex W.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Archer Compère											
<i>Actinotaenium crassiusculum</i> (de Bary) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Actinotaenium cruciferum</i> (de Bary) Teiling	B	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Actinotaenium cucurbita</i> (Bréb. ex Ralfs) Teiling	P-B	-	ae	acf	-	-	-	x-b	0.9	ot	-
<i>Actinotaenium cucurbitinum</i> (Bisset) Teiling	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Actinotaenium curtum</i> (Bréb. ex Ralfs) Teiling	P-B	-	ae	ind	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Actinotaenium didymocarpum</i> (P. Lundell) Coesel et Delfos	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Actinotaenium globosum</i> (Bulnh.) Kurt Först. ex Compère	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Actinotaenium palangula</i> (Bréb. ex Ralfs) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Actinotaenium phymatosporum</i> (Nordst.) Kouwets et Coesel	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Actinotaenium rufescens</i> (Cleve) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Actinotaenium silvae-nigrae</i> (Rabanus) Kouwets et Coesel	B	-	ae	acf	-	-	-	o-x	0.7	m	-
<i>Actinotaenium spinospermum</i> (Joshua) Kouwets et Coesel	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Actinotaenium truncatum</i> (Bréb. ex Ralfs) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Actinotaenium turgidum</i> (Bréb. ex Ralfs) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Actinotaenium wollei</i> (West et G.S.West) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Bambusina borreii</i> (Ralfs) Cleve	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	ot	-
<i>Chara aspera</i> Willd.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chara braunii</i> C.C. Gmel.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chara connivens</i> Salzmann ex A. Braun	B	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chara globularis</i> Thuiller	B	-	st	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chara hispida</i> L.	B	-	st	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Chara tenuispina</i> A. Braun	B	-	st	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Chara tomentosa</i> L.	B	-	st	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Chara vulgaris</i> L.	B	-	st-str	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Closterium abruptum</i> West	P-B	-	st-str	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium acerosum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	a-o	2.6	e	-
<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> West	P-B	-	-	ind	-	hl	-	a-o	2.6	me	-
<i>Closterium acerosum</i> var. <i>minus</i> Hantzsch	B	-	-	ind	-	hl	-	a-o	2.6	me	-
<i>Closterium aciculare</i> T.West	P	-	st-str	ind	5.2-9.0	-	-	b-o	1.7	me	-
<i>Closterium acutum</i> Bréb.	P-B	-	st-str	ind	-	-	-	b	2.05	m	-
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i> (Perty) West et G.S.West	P-B	-	-	ind	-	-	-	b	2.2	m	-
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmerm.) Willi Kreig.	P-B	-	st-str	alf	-	-	-	b	2.2	me	-
<i>Closterium angustatum</i> Kütz. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium archerianum</i> Cleve ex P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium attenuatum</i> Ralfs	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium baillyanum</i> (Bréb. ex Ralfs) Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium baillyanum</i> var. <i>alpinum</i> (Viret) Grönblad	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium braunii</i> Reinsch	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium calosporum</i> Witt.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium ceratium</i> Perty	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium closterioides</i> (Ralfs) A. Louis et Peeters	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Closterium closterioides</i> var. <i>intermedium</i> (J. Roy et Bisset) Růžička	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.7	o-m	-
<i>Closterium cornu</i> Ehrenb. ex Ralfs	B	-	ae	acf	-	-	-	x-b	0.95	o-m	-
<i>Closterium costatum</i> Corda ex Ralfs	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	m	-
<i>Closterium delpontei</i> (G.A. Klebs) Wolle	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium diana</i> Ehrenb. ex Ralfs	P-B	-	st-str	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Closterium dianae</i> var. <i>arcuatum</i> (Bréb. ex Ralfs) Rabenh.	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Closterium dianae</i> var. <i>minus</i> Hieron.	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Closterium dianae</i> var. <i>pseudodiana</i> (J. Roy) Willi Krieg.	B	-	-	acf	-	i	-	x-b	0.8	m	-
<i>Closterium didymotocum</i> Corda ex Ralfs	B	-	-	ind	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Closterium directum</i> W. Archer	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium ehrenbergii</i> Menegh. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	hb	-	o-b	1.5	me	-
<i>Closterium gracile</i> Bréb. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	5.8	hb	-	o-b	1.5	o-m	-
<i>Closterium idiosporum</i> West et G.S.West	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium incurvum</i> Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	o-a	1.8	me	-
<i>Closterium intermedium</i> Ralfs	P,B	-	st	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Closterium intermedium</i> var. <i>hibernicum</i> West et G.S.West	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Closterium jenneri</i> Ralfs	P-B	-	-	acf	-	-	-	o	1.0	m	-
<i>Closterium jenneri</i> var. <i>robustum</i> G.S.West	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium juncidum</i> Ralfs	P-B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium kuetzingii</i> Bréb.	P-B	-	st	acf	-	i	-	o-x	0.7	m	-
<i>Closterium lanceolatum</i> Kütz. ex Ralfs	B	-	st	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Closterium laterale</i> Nordst.	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Closterium leibleinii</i> Kütz. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	-	-	a-o	2.6	e	-
<i>Closterium leibleinii</i> var. <i>boergesenii</i> (Schmidle) Y.V. Roll	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Closterium lineatum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P,B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	m	-
<i>Closterium lineatum</i> var. <i>elongatum</i> (K. Rosa) Croasdale	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium littorale</i> F. Gay	P-B	-	-	ind	-	-	-	b-a	2.4	e	-
<i>Closterium lunula</i> Ehrenb. et Hemprich ex Ralfs	B	-	-	ind	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Closterium lunula</i> var. <i>biconvexum</i> Schmidle	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Closterium macilentum</i> Bréb.	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	-	-	me	-
<i>Closterium moniliferum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	b	2.1	me	-
<i>Closterium moniliferum</i> var. <i>concauum</i> G.A. Klebs	B	-	st-str	ind	-	hb	-	b	2.1	e	-
<i>Closterium navicula</i> (Bréb.) Lütkemüller	P-B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.7	o-m	-
<i>Closterium navicula</i> var. <i>crassum</i> (West et G.S.West) Grönblad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium nordstedtii</i> Chodat	P	-	st	acf	-	-	-	-	-	e	-
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli	P-B	-	-	ind	-	i	-	b	2.0	m	-
<i>Closterium parvulum</i> var. <i>angustum</i> West et G.S.West	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium parvulum</i> var. <i>cornutum</i> (Playfair) Willi Krieg.	P-B	-	-	acf	-	-	-	b	2.0	m	-
<i>Closterium parvulum</i> var. <i>maius</i> (Schmidle) Willi Krieg.	P-B	-	-	acf	-	-	-	b	2.0	m	-
<i>Closterium praelongum</i> Bréb.	P-B	-	-	ind	-	-	-	o-x	0.6	me	-
<i>Closterium praelongum</i> f. <i>brevius</i> West	P-B	-	st-str	ind	-	-	-	o-x	0.6	me	-
<i>Closterium pritchardianum</i> W. Archer	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium pronum</i> Bréb.	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium pseudolunula</i> Borge	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Closterium pusillum</i> Hantzsch	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium ralfsii</i> Bréb. ex Ralfs	P-B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	m	-
<i>Closterium ralfsii</i> var. <i>hybridum</i> Rabenh.	P-B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	m	-
<i>Closterium rostratum</i> Ehrenb. ex Ralfs	B	-	ae	ind	-	-	-	o-x	0.7	m	-
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P,B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium siliqua</i> West et G.S.West	P	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Closterium strigosum</i> Bréb.	P-B	-	st-str	ind	-	-	-	o-a	1.9	e	-
<i>Closterium strigosum</i> var. <i>elegans</i> (G.S.West) Willi Krieg.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Closterium striolatum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P-B	-	-	acf	-	-	-	o	1.2	o-m	-
<i>Closterium subulatum</i> (Kütz.) Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Closterium toxon</i> West	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium tumidulum</i> F. Gay	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-e	-
<i>Closterium tumidum</i> L.N. Johnson	B	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Closterium turgidum</i> Ehrenb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Closterium venus</i> Kütz. ex Ralfs	P-B	-	-	ind	-	-	-	o-a	1.8	me	-
<i>Closterium pygmaeum</i> Gutw.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Closterium regulare</i> Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Coleochaete divergens</i> Pringsh.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Coleochaete irregularis</i> Pringsh.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Coleochaete orbicularis</i> Pringsh.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Coleochaete pulvinata</i> A. Braun	B, Ep	-	st	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Coleochaete scutata</i> Bréb.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Coleochaete soluta</i> (Bréb.) Pringsh.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Cosmarium abbreviatum</i> Racib.	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium abbreviatum</i> var. <i>planctonicum</i> West et G.S West	P	-	-	ind	-	i	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium amoenum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium anceps</i> P. Lundell	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium angulosum</i> Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium angulosum</i> var. <i>concinnum</i> (Rabenh.) West et G.S. West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium annulatum</i> (Nägeli) de Bary	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium asphaerosporum</i> Witttr.	B	-	-	acf	-	i	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium asphaerosporum</i> var. <i>corribense</i> (West et G.S. West) Willi Krieg. et Gerloff	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium asphaerosporum</i> var. <i>strigosum</i> Nordst.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium baileyi</i> Wolle	B	-	st	ind	-	hb	-	o	1.2	m	-
<i>Cosmarium binum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium bioculatum</i> Bréb. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	hb	-	x-o	0.5	m	-
<i>Cosmarium bioculatum</i> var. <i>depressum</i> (Schaarschmidt) Schmidle	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium bireme</i> Nordst.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium biretum</i> Bréb. ex Ralfs	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium blyttii</i> Wille	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium blyttii</i> var. <i>novae-sylvae</i> West et G.S. West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium boeckii</i> Wille	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium botrytis</i> Menegh. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	o-a	1.9	m	-
<i>Cosmarium botrytis</i> var. <i>gemmiferum</i> (Bréb.) Nordst.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium botrytis</i> var. <i>mediolaeae</i> West	P-B	-	-	ind	-	-	-	o-a	1.9	m	-
<i>Cosmarium broomei</i> Thw. ex Ralfs	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium caelatum</i> Ralfs	B, aer	-	ae	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium capitulum</i> J. Roy et Bissett	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium clepsydra</i> Nordst.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium commissurale</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium connatum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium conspersum</i> var. <i>latum</i> (Bréb.) West et G.S. West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium conspersum</i> var. <i>rotundatum</i> Witttr.	P	-	st	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium constrictum</i> var. <i>subdeplanatum</i> (Schmidle) Willi Krieg. et Gerloff	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchn.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium contractum</i> var. <i>minutum</i> (Delponte) Coesel	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium contractum</i> var. <i>retusum</i> (West et G.S. West) Willi Krieg. et Gerloff	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium corbula</i> (Bréb.) Bréb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium costatum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium crenatum</i> Ralfs ex Ralfs	B, aer	-	ae	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium cucumis</i> Corda ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium cyclicum</i> P. Lundell	B, aer	-	ae	ind	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Cosmarium cyclicum</i> var. <i>arcticum</i> (Nordst.) Gutw.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Cosmarium cymatnotophorum</i> West	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium cymatopleurum</i> Nordst.	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium cymatopleurum</i> var. <i>minus</i> (Kurz) Willi Krieg. et Gerloff	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium debaryi</i> W. Archer	P,B	-	-	ind	-	hb	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium decedens</i> (Reinsch) Racib.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium dentiferum</i> Corda ex Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>achondrum</i> (Boldt) West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium didymochondrum</i> Nordst.	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium difficile</i> Lütkemüller	B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium dovrense</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium elegantissimum</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium fastidiosum</i> West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium fontigenum</i> Nordst.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium formosulum</i> Hoff	P-B	-	-	ind	-	-	-	o-a	1.8	me	-
<i>Cosmarium formosulum</i> var. <i>nathorstii</i> (Boldt) West et G.S.West	P-B	-	-	ind	-	-	-	o-a	1.8	e	-
<i>Cosmarium furcatospermum</i> West et G.S.West	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium galeritum</i> Nordst.	B	-	ae	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium garrolense</i> J. Roy et Bisset	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium geometricum</i> West et G.S.West	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium goniodes</i> var. <i>subturgidum</i> West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium granatum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	st-str	ind	-	i	-	o	1.2	m	-
<i>Cosmarium granatum</i> var. <i>delpontei</i> Gutw.	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	e	-
<i>Cosmarium granatum</i> var. <i>elongatum</i> Nordst.	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	e	-
<i>Cosmarium granatum</i> var. <i>nordstedtii</i> Hansg.	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	e	-
<i>Cosmarium hammeri</i> Reinsch	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium hammeri</i> var. <i>homaloderum</i> (Nordst.) West et G.S.West	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium holmiense</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium holmiense</i> var. <i>hibernicum</i> (West) Schmidle	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium holmiense</i> var. <i>integrum</i> P. Lundell	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium hornavanense</i> Gutw.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	o	1.0	m	-
<i>Cosmarium hornavanense</i> var. <i>dubovianum</i> (Lütkemüller) Růžička	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium hornavanense</i> var. <i>janoviense</i> (Gutw.) Růžička	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium humile</i> Nordst. ex De Toni	P-B	-	-	ind	-	i	-	o	1.1	m	-
<i>Cosmarium humile</i> var. <i>glabrum</i> Gutw.	P	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium humile</i> var. <i>substriatum</i> (Nordst.) Schmidle	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium impressulum</i> Elfving	B, P-B	-	-	ind	-	hb	-	b-o	1.6	m	-
<i>Cosmarium impressulum</i> var. <i>crenulatum</i> (Nägeli) Willi Krieg. et Gerloff	B, P-B	-	-	ind	-	-	-	b-o	1.6	e	-
<i>Cosmarium impressulum</i> var. <i>suborthogonum</i> (Racib.) Taft	B, P-B	-	-	ind	-	-	-	b-o	1.6	m	-
<i>Cosmarium incertum</i> Schmidle	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium inconspicuum</i> West et G.S.West	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium kjellmanii</i> Wille	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenh.	P-B	-	st-str	ind	-	hb	-	o-a	1.9	me	-
<i>Cosmarium lagerheimii</i> Gutw.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium lapponicum</i> Borge	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium latifrons</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium lundellii</i> Delponte	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium margaritatum</i> (P. Lundell) J. Roy et Bisset	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Cosmarium margaritatum</i> var. <i>subrotundatum</i> (West et G.S.West) Petlov.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium margaritiferrum</i> Menegh. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	i	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium meneghinii</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium microsphinctum</i> Nordst.	B, aer	-	ae	acf	-	hb	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium microsphinctum</i> var. <i>crispulum</i> Nordst.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium moerlianus</i> Lütke Müller	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium moniliforme</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	oh	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium naegelianum</i> Bréb.	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium nasutum</i> Nordst.	-	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Cosmarium nasutum</i> f. <i>granulatum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	1.1	m	-
<i>Cosmarium nitidulum</i> de Notaris	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium norimbergense</i> Reinsch	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium norimbergense</i> var. <i>depressum</i> (West et G.S.West) Willi Krieg. et Gerloff	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium notabile</i> Bréb.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium novae-semillae</i> Wille	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium novae-semillae</i> var. <i>sibiricum</i> Boldt	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium nymmannianum</i> Grunow	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium obliquum</i> Nordst.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium obliquum</i> var. <i>tatricum</i> (Gutw.) Willi Krieg. et Gerloff	B, aer	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium obsoletum</i> (Hantzsch) Reinsch	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium obtusatum</i> (Schmidle) Schmidle	B	-	-	ind	-	i	-	o	1.3	me	-
<i>Cosmarium ocellatum</i> B. Eichler et Gutw.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium ochthodes</i> Nordst.	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	m	-
<i>Cosmarium ochthodes</i> var. <i>amoebum</i> West	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium ornatum</i> Ralfs ex Ralfs	P-B	-	-	acf	-	-	-	b	2.2	me	-
<i>Cosmarium orthostichum</i> P. Lundell	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium ovale</i> Ralfs ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium pachydermum</i> P. Lundell	B	-	-	ind	-	i	-	o-x	0.7	m	-
<i>Cosmarium pachydermum</i> var. <i>aethiopicum</i> (West et G.S.West) West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.7	m	-
<i>Cosmarium pachydermum</i> var. <i>hexagonum</i> Gutw.	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Cosmarium perforatum</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium phaseolus</i> Bréb. ex Ralfs	B, aer	-	-	acf	-	i	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium phaseolus</i> f. <i>minus</i> Boldt	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium phaseolus</i> var. <i>elevatum</i> Nordst.	P-B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium plicatum</i> Reinsch	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium pokornyanum</i> (Grunow) West et G.S.West	B, aer	-	ae	acf	-	hl	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium pokornyanum</i> var. <i>taylorii</i> Grönblad	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium polonicum</i> Racib.	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium polygonum</i> (Nägeli) W. Archer	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium portianum</i> var. <i>nephroideum</i> Witt.	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium praecisum</i> Borge	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium praemorsum</i> Bréb.	P-B	-	-	acf	-	hb	-	o	1.2	m	-
<i>Cosmarium protractum</i> (Nägeli) de Bary	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium protruberans</i> P. Lundell	-	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium pseudomoenum</i> Wille	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium pseudobroomei</i> Wolle	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium pseudocannatum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Cosmarium pseudonitidulum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium pseudonitidulum</i> var. <i>validum</i> West et G.S.West	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium pseudoprotuberans</i> Kirchn.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i> var. <i>extensum</i> (Nordst.) Willi Krieg. et Gerloff	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb.	P-B	-	-	ind	-	hb	-	o	1.3	m	-
<i>Cosmarium punctulatum</i> var. <i>subpunctulatum</i> (Nordst.) Børgesen	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.3	me	-
<i>Cosmarium pyramidatum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	o	1.3	o-m	-
<i>Cosmarium pyramidatum</i> var. <i>stenonotum</i> (Nordst.) G.A. Klebs	B	-	-	acf	-	-	-	o	1.3	o-m	-
<i>Cosmarium quadratum</i> (F. Gay) De Toni	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium quadratum</i> var. <i>willei</i> (Schmidle) Willi Krieg. et Gerloff	-	-	-	ind	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Cosmarium quadratum</i> Ralfs ex Ralfs	B	-	-	ind	-	hb	-	x-b	0.8	m	-
<i>Cosmarium quadrifarium</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium quasillus</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium quinarium</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium raciborskii</i> Lagerh.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium ralfsii</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium rectangulare</i> Grunow	B	-	-	ind	-	i	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium rectangulare</i> var. <i>hexagonum</i> (Elfvig) West et G.S.West	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium regnellii</i> Wille	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium regnellii</i> var. <i>pseudoregnellii</i> (Messikom.) Willi Krieg.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium reniforme</i> (Ralfs) W. Archer	P-B	-	st-str	ind	-	hb	-	o	1.0	me	-
<i>Cosmarium reniforme</i> var. <i>compressum</i> Nordst.	P-B	-	-	ind	-	hb	-	o	1.0	me	-
<i>Cosmarium reniforme</i> var. <i>elevatum</i> West et G.S.West	P-B	-	-	ind	-	-	-	o	1.0	e	-
<i>Cosmarium retusiforme</i> (Wille) Gutw.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium retusiforme</i> var. <i>incrassatum</i> Gutw.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium retusum</i> (Perty) Rabenh.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium sexnotatum</i> Gutw.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium sexnotatum</i> var. <i>tristriatum</i> (Lütkemüller) Schmidle	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium sinostegos</i> var. <i>obtusius</i> Gutw.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium speciosissimum</i> Schmidle	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium speciosum</i> P. Lundell	B, aer	-	ae	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium speciosum</i> var. <i>rostafinskii</i> (Gutw.) West et G.S.West	B, aer	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium speciosum</i> var. <i>simplex</i> Nordst.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium sportella</i> Bréb. ex Kütz.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium staurastroides</i> B. Eichler et Gutw.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium subarctum</i> (Lagerh.) Racib.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium subbroomei</i> Schmidle	B	-	-	alf	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium subcostatum</i> Nordst.	P-B	-	-	ind	-	i	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium subcostatum</i> var. <i>minus</i> (West et G.S.West) Kurt Föst.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium subcrenatum</i> Hantzsch	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	o	1.1	m	-
<i>Cosmarium subcucumis</i> Schmidle	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium subgranatum</i> (Nordst.) Lütkemüller	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Cosmarium subinpressulum</i> Borge	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium subprotumidum</i> Nordst.	P-B	-	st-str	ind	-	-	-	o-a	1.9	me	-
<i>Cosmarium subprotumidum</i> var. <i>gregorii</i> (J. Roy et Bisset) West et G.S.West	B	-	st	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium subquadranis</i> West et G.S.West	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Cosmarium subquadratum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium subspeciosum</i> Nordst.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium subspeciosum</i> var. <i>validius</i> Nordst.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium subtumidum</i> Nordst.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium taticum</i> Racib.	aer	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tenue</i> W. Archer	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tessellatum</i> (Delponte) Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tetrachondrum</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tetragonum</i> (Nägeli) W. Archer	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tetragonum</i> var. <i>lundellii</i> Cooke	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tetragonum</i> var. <i>ornatum</i> Willi Krieg. et Gerloff	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tetraophthalmum</i> Bréb. ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium tinctum</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium trachydermum</i> West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium trachypleurum</i> var. <i>minus</i> Racib.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium trilobulatum</i> Reinsch	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium trilobulatum</i> var. <i>abscissum</i> (Schmidle) Willi Krieg. et Gerloff	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium trilobulatum</i> var. <i>depressum</i> Printz	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium truncatellum</i> (Perty) Rabenh.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium tumidum</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium turpinii</i> Bréb.	P-B	-	-	ind	-	i	-	o-x	0.7	me	-
<i>Cosmarium turpinii</i> var. <i>eximium</i> West et G.S.West	P-B	-	-	ind	-	-	-	o-x	0.7	e	-
<i>Cosmarium turpinii</i> var. <i>podolicum</i> Gutw.	P-B	-	-	ind	-	-	-	o-x	0.7	me	-
<i>Cosmarium umbilicatum</i> Lütkenmüller	B	-	-	ind	-	hb	-	-	-	e	-
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda ex Ralfs	P-B	-	-	acf	-	i	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium undulatum</i> var. <i>minutum</i> Wittr.	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium undulatum</i> var. <i>wollei</i> West	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium ungerianum</i> (Nägeli) de Bary	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Cosmarium ungerianum</i> var. <i>subtriplicatum</i> West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium variolatum</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium variolatum</i> var. <i>cataractarum</i> Racib.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium varsoviense</i> Racib.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium venustum</i> var. <i>excavatum</i> (B. Eichler et Gutw.) West et G.S.West	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Cosmarium venustum</i> var. <i>minus</i> (Wille) Willi Krieg. et Gerloff	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium vexatum</i> West	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium vogesiacum</i> Lemaire	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium wittrockii</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium clepsydra</i> var. <i>dissimile</i> (Racib.) Willi Krieg. et Gerloff	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmarium sphagnicola</i> West et G.S.West	B	-	st	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Cosmarium thwaitesii</i> var. <i>penioides</i> G.A. Klebs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmocladium perissum</i> J. Roy et Bisset	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Cosmocladium saxonicum</i> de Bary	P	-	-	ind	-	-	-	x-b	0.9	m	-
<i>Cylindrocystis brebissonii</i> (Ralfs) de Bary	B,S	-	st,ae	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Cylindrocystis crassa</i> de Bary	B,S	-	st,ae	acf	-	-	-	o-x	0.7	ot	-
<i>Desmidiium aptogonum</i> Bréb. ex Kütz.	P-B	-	st-str	acf	-	i	-	-	-	m	-
<i>Desmidiium baileyi</i> (Ralfs) Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Desmidiium grevillei</i> (Kütz. ex Ralfs) de Bary	P-B	-	-	acf	-	i	-	-	-	o-m	-
<i>Desmidiium pseudostreptonema</i> West et G.S.West	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Desmidiium swartzii</i> C. Agardh ex Ralfs	B	-	-	ind	-	i	-	o-x	0.6	m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Desmidium swartzii</i> var. <i>amblyodon</i> (Itzigs.) Rabenh.	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Docidium baculum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Docidium undulatum</i> Bailey	P	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Elakatothrix acuta</i> Pascher	P	-	-	-	-	i	-	b	2.0	-	-
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	P	-	st-str	-	-	i	-	o	1.3	-	-
<i>Elakatothrix genevensis</i> (Reverdin) Hindák	P-B, Ep	-	st-str	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Elakatothrix gloeocystiformis</i> Korschikov	P	-	-	-	-	oh	-	o-b	1.5	-	-
<i>Elakatothrix subacuta</i> Korschikov	P	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Euastrum aboense</i> Elfving	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum ampullaceum</i> Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum ansatum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum ansatum</i> var. <i>pyxidatum</i> Delponte	P-B	-	-	ind	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum ansatum</i> var. <i>rhomboidale</i> F. Ducecl.	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum bidentatum</i> Nägeli	P-B	-	-	ind	-	hb	-	o-x	0.6	m	-
<i>Euastrum binale</i> Ehrenb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	ot	-
<i>Euastrum binale</i> var. <i>gutwinski</i> (Schmidle) Homfeld	P-B	-	-	acf	3.9-7.0	-	-	o-x	0.6	ot	-
<i>Euastrum binale</i> var. <i>hians</i> (West) Willi Krieg.	P-B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	o-m	-
<i>Euastrum binale</i> var. <i>sectum</i> (W.B. Turner) Willi Kreig.	P-B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	ot	-
<i>Euastrum circulare</i> Hassall ex Ralfs	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Euastrum crameri</i> Racib.	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum crassum</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Euastrum crispulum</i> (Nordst.) West et G.S.West	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum cuneatum</i> Jenner	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum denticulatum</i> (Kirchn.) F. Gay	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.4	o-m	-
<i>Euastrum didelta</i> Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.4	m	-
<i>Euastrum divaricatum</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum dubium</i> Nägeli	P-B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum dubium</i> var. <i>ornatum</i> Wołosz.	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum elegans</i> Ralfs	P-B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum erosum</i> P. Lundell	-	-	-	ind	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum gemmatum</i> Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum gemmatum</i> var. <i>monocyclum</i> (Nordst.) De Toni	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum germanicum</i> (Schmidle) Willi Krieg.	P-B	-	-	ind	-	-	-	x-o	0.5	me	-
<i>Euastrum germanicum</i> var. <i>buhheimii</i> (Racib.) Willi Krieg.	P-B	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum humerosum</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum humerosum</i> var. <i>affine</i> (Ralfs) Racib.	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum incrassatum</i> Nordst.	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum inerme</i> (Ralfs) P. Lundell	-	-	-	ind	-	-	-	o-x	0.7	o-e	-
<i>Euastrum insigne</i> Hassall ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Euastrum insulare</i> (Witr.) J. Roy	P-B	-	-	acf	-	hb	-	o-x	0.6	o-m	-
<i>Euastrum intermedium</i> Cleve	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Euastrum jenneri</i> W. Archer	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum luetkemuelleri</i> F. Ducecl.	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum montanum</i> West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum obesum</i> Joshua	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Euastrum oblongum</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Euastrum pinnatum</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum pulchellum</i> Bréb.	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Euastrum sinuosum</i> Lenorm. ex W. Archer	-	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum spinulosum</i> Delponte	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum spinulosum</i> var. <i>inermius</i> (Nordst.) C. Bernard	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum subalpinum</i> Messikom.	B	-	ae	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Euastrum sublobatum</i> Bréb. ex Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Euastrum tuddalense</i> K.M. Ström	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Euastrum turneri</i> West	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Euastrum turneri</i> var. <i>bohemicum</i> (Lütkemüller) Willi Krieg.	-	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Euastrum validum</i> West et G.S.West	P	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Euastrum ventricosum</i> P. Lundell	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Euastrum verrucosum</i> var. <i>coarctatum</i> Delaponte	P-B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Euastrum verucosum</i> Ehrenb.	P-B	-	-	acf	-	hb	-	o-x	0.6	m	-
<i>Genicularia spirotaenia</i> (de Bary) de Bary	P	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Gonatozygon brebissonii</i> de Bary	B	-	-	ind	-	hb	-	o	1.1	m	-
<i>Gonatozygon brebissonii</i> var. <i>vulgare</i> Racib.	B	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-
<i>Gonatozygon kinahanii</i> (W. Archer) Rabenh.	B	-	st-str	acf	-	-	-	-	-	me	-
<i>Gonatozygon monotaenium</i> de Bary	B	-	st-str	acf	-	hb	-	x-b	0.8	me	-
<i>Gonatozygon monotaenium</i> var. <i>pilosellum</i> Nordst.	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Gongrosira debaryana</i> Rabenh.	B,Ep	-	str	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Gongrosira incrustans</i> (Reinsch) Schmidle	B,Ep	-	-	-	-	-	-	o-a	1.9	-	-
<i>Gongrosira lacustris</i> F. Brand	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haplotaenium minutum</i> (Ralfs) Bando	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Haplotaenium minutum</i> var. <i>gracile</i> (Wille) Bando	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Haplotaenium rectum</i> (Delaponte) Bando	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Heimansia pusilla</i> (Hilse) Coesel	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Hyalotheca dissiliens</i> Bréb. ex Ralfs	P-B	-	-	ind	-	hb	-	x-b	0.9	m	-
<i>Hyalotheca dissiliens</i> var. <i>tatrica</i> Racib.	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Hyalotheca mucosa</i> Ralfs	P-B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	o-m	-
<i>Klebsormidium dissectum</i> (F. Gay) H. Ettl et G. Gärtner	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Klebsormidium flaccidum</i> (Kütz.) P.C. Silva, Mattox et Blackwell	B,S	-	-	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Klebsormidium nitens</i> (Kütz.) Lokhorst	B,S	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Klebsormidium pseudostichococcus</i> (Heering) H. Ettl et G. Gärtner	B,S	-	st	-	-	-	-	b-o	1.6	-	-
<i>Klebsormidium rivulare</i> (Kütz.) Morison et Sheath	B,S	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Klebsormidium subtile</i> (Kütz.) Mikhailyuk, Glaser, Holzinger et Karsten	B,S	-	st	-	-	-	-	b	2.0	-	-
<i>Klebsormidium tribonematoideum</i> (Skuja) Hindák	B	-	-	-	-	-	-	o	1.2	-	-
<i>Mesostigma viride</i> Lauterborn	-	-	-	-	-	-	-	b	2.3	-	-
<i>Mesotaenium caldarium</i> (Lagerh.) Hansg.	B, aer	-	ae	ind	-	-	-	x	0.3	o-m	-
<i>Mesotaenium chlamydosporum</i> de Bary	aer	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.4	ot	-
<i>Mesotaenium degreyi</i> W.B. Turner	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	x-o	0.4	ot	-
<i>Mesotaenium endlicherianum</i> Nägeli	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	x-b	0.8	ot	-
<i>Mesotaenium endlicherianum</i> var. <i>grande</i> Nordst.	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Mesotaenium macrococcum</i> (Kütz. ex Kütz.) J. Roy et Bisset	aer	-	ae	acf	-	-	-	o-x	0.7	ot	-
<i>Micrasterias americana</i> Ehrenb. ex Ralfs	P-B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias americana</i> var. <i>boldtii</i> Gutw.	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias apiculata</i> Menegh. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias arcuata</i> Bailey	B	-	-	-	-	-	-	x	0.3	-	-
<i>Micrasterias brachyptera</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias conferta</i> P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias crux-melitensis</i> Ralfs	P-B	-	-	ind	-	hb	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias decemdentata</i> (Nägeli) W. Archer	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	o-m	-
<i>Micrasterias denticulata</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Micrasterias denticulata</i> var. <i>angulosa</i> (Hantzsch) West et G.S.West	B	-	-	acf	-	hb	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Micrasterias fimbriata</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias furcata</i> C. Agardh ex Ralfs	B	-	-	acf	-	hb	-	x-b	0.8	m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Micrasterias jenneri</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	ot	-
<i>Micrasterias papillifera</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	m	-
<i>Micrasterias pinnatifida</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias radiosa</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	i	-	o-x	0.6	m	-
<i>Micrasterias rotata</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	m	-
<i>Micrasterias thomasi</i> W. Archer	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	o-m	-
<i>Micrasterias thomasi</i> var. <i>notata</i> (Nordst.) Grönblad	B	-	-	acf	-	-	-	x	0.3	o-m	-
<i>Micrasterias tropica</i> Nordst.	B	-	-	-	-	-	-	x	0.3	-	-
<i>Micrasterias truncata</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>bahusiensis</i> Wittr.	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	m	-
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>crenata</i> Y.V. Roll	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>semiradiata</i> (Kütz.) Wolle	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Mougeotia elegantula</i> Wittr.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia genuflexa</i> (Roth) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o-x	1.0	-	-
<i>Mougeotia genuflexa</i> var. <i>reinschii</i> (Transeau) Petlov.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia gracillima</i> (Hassall) Wittr.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia laetevirens</i> (A. Braun) Wittr.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia laevis</i> (Kütz.) W. Archer	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia microverrucosa</i> H. Krieg.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia nummuloides</i> (Hassall) De Toni	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia parvula</i> Hassall	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Mougeotia punctata</i> (Wittr.) De Toni	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia quadrangulata</i> Hassall	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia recurva</i> (Hassall) De Toni	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Mougeotia scalaris</i> Hassall	B	-	-	-	-	i	-	o-b	1.5	-	-
<i>Mougeotia viridis</i> (Kütz.) Wittr.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Mougeotiopsis calospora</i> Palla	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Netrium digitus</i> (Bréb. ex Ralfs) Itzigs. et Rothe	P-B	-	-	acf	-	i	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Netrium naegeli</i> (Bréb. ex W. Archer) West	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Netrium oblongum</i> (de Bary) Lütkemüller	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	x-o	0.5	ot	-
<i>Netrium parvum</i> (Borge) Petlov.	-	-	-	-	-	-	-	x-o	0.5	-	-
<i>Nitella capillaris</i> (A.J. Krock) J. Groves et G.R. Bullock-Webster	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.5	-	-
<i>Nitella confervacea</i> (Bréb.) A. Braun ex Leonh.	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Nitella flexilis</i> (L.) C. Agardh	B	-	st	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Nitella gracilis</i> (Sm.) C. Agardh	B	-	st	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Nitella mucronata</i> (A. Braun) F. Miquel	B	-	st-str	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Nitella opaca</i> (C. Agardh ex Bruzelius) C. Agardh	B	-	st-str	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Nitella syncarpa</i> (J.L.Thuillier) Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.3	-	-
<i>Nitella tenuissima</i> (Desv.) Kütz.	B	-	st	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Octacanthium bifidum</i> (Bréb.) Compère	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Onychonema filiforme</i> (Ralfs) J. Roy et Bisset	B	-	-	ind	-	-	-	o-x	0.7	m	-
<i>Pachyphorium taxichondriiforme</i> (B. Eichler et Gutw.) Pal.-Mordv.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Pachyphorium taxichondrium</i> (P. Lundell) Pal.-Mordv.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Penium cylindrus</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.4	o-m	-
<i>Penium cylindrus</i> var. <i>attenuatum</i> Racib.	B	-	-	-	-	-	-	x-o	0.4	-	-
<i>Penium exiguum</i> West	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.7	o-m	-
<i>Penium margaritaceum</i> Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	x-o	0.4	o-m	-
<i>Penium polymorphum</i> (Perty) Perty	B	-	st	acf	-	-	-	x-o	0.4	o-m	-
<i>Penium spirostriolatum</i> J. Barker	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Planotaenium interruptum</i> (Bréb. ex Ralfs) Petlov. et Pal.-Mordv.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Pleurotaenium baculoides</i> (J. Roy et Bisset) Playfair	B	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Pleurotaenium coronatum</i> (Bréb.)	B	-	-	ind	-	-	-	x-b	0.8	m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Rabenh.											
<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i> (Ralfs) Delponte	B	-	-	ind	-	i	-	x-o	0.4	m	-
<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i> var. <i>elongatum</i> (West) West	B	-	-	-	-	-	-	x-o	0.4	-	-
<i>Pleurotaenium ehrenbergii</i> var. <i>undulatum</i> Schaarschmidt	B	-	-	-	-	-	-	x-o	0.4	-	-
<i>Pleurotaenium eugeneum</i> (W.B. Turner) West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Pleurotaenium maximum</i> (Reinsch) P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Pleurotaenium nodosum</i> (Bailey ex Ralfs) P. Lundell	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Pleurotaenium nodulosum</i> (Bréb. ex Ralfs) Rabenh.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Pleurotaenium trabecula</i> Nägeli	P-B	-	-	ind	-	i	-	o	1.2	me	-
<i>Pleurotaenium tridentulum</i> (Wolle) West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Pleurotaenium truncatum</i> (Bréb. ex Ralfs) Nägeli	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Pleurotaenium truncatum</i> var. <i>farquharsonii</i> (J. Roy) West et G.S.West	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Roya anglica</i> G.S. West	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Roya obtusa</i> (Bréb.) West et G.S.West	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Sphaeroszoma aubertianum</i> West	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	m	-
<i>Sphaeroszoma laeve</i> (Nordst.) Tomasson	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Sphaeroszoma vertebratum</i> Bréb. ex Ralfs	P	-	-	ind	-	oh	-	-	-	m	-
<i>Spirogyra fluviatilis</i> Hilse	P-B	-	-	-	-	oh	-	x-b	0.8	-	-
<i>Spirogyra inflata</i> (Vaucher) Dumort.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Spirogyra insignis</i> (Hassall) Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.9	-	-
<i>Spirogyra majuscula</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o-a	1.8	-	-
<i>Spirogyra maxima</i> (Hassall) Wittr.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Spirogyra mirabilis</i> (Hassall) Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Spirogyra neglecta</i> (Hassall) Kütz.	B	-	st	-	-	-	-	b-a	2.5	-	-
<i>Spirogyra parvula</i> (Transeau) Czurda	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirogyra porticalis</i> (O. Müll.) Dumort.	B	-	-	-	-	-	-	o-b	1.4	-	-
<i>Spirogyra rivularis</i> (Hassall) Rabenh.	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirogyra tenuissima</i> (Hassall) Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Spirogyra varians</i> (Hassall) Kütz.	P-B	-	-	-	-	oh	-	b	2.1	-	-
<i>Spirogyra varians</i> var. <i>woodsii</i> (Hassall) Petlov.	B	-	st-str	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirogyra weberi</i> var. <i>grevilleana</i> (Hassall) Kirchn.	B	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spirotaenia condensata</i> Bréb.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Spirotaenia endospira</i> W. Archer	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum alternans</i> Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum arachne</i> Ralfs ex Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum arcticon</i> (Ehrenb. ex Ralfs) P. Lundell	P	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum arcuatum</i> var. <i>subavicular</i> (West) Coesel et Meesters	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum arnellii</i> Boldt	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum asperum</i> Bréb.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Staurastrum aversum</i> P. Lundell	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Staurastrum avicula</i> Bréb.	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>lunatum</i> (Ralfs) Coesel et Meesters	P-B	-	-	ind	-	i	-	-	-	me	-
<i>Staurastrum avicula</i> var. <i>subarcuatum</i> (Wolle) West et G.S.West	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum bicomne</i> Hauptfl.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum bieneanum</i> Rabenh.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum bifidum</i> Bréb. ex Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum boreale</i> West et G.S.West	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum brachiatum</i> Ralfs ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum brachioprominens</i> Børgesen	P	-	st	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum brevispina</i> Bréb.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Staurastrum capitulum</i> Bréb.	B, aer	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum chaetoceras</i> (Schröd.) G.M. Sm.	P	-	-	ind	-	-	-	o-b	1.5	e	-
<i>Staurastrum cingulum</i> (West et G.S.West) G.M. Sm.	P	-	st-str	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Staurastrum controversum</i> Bréb.	B	-	-	acf	-	-	-	o	1.2	o-m	-
<i>Staurastrum controversum</i> var. <i>semivestitum</i> (West) Coesel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum crenulatum</i> (Nägeli) Delponte	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum crenulatum</i> var. <i>britannicum</i> Messikom.	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum cristatum</i> (Nägeli) W. Archer	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum cristatum</i> var. <i>oligacanthum</i> (Bréb. ex W. Archer) Coesel et Meesters	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum cyrtoceram</i> Bréb.	B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum denticulatum</i> (Nägeli) W. Archer	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum diacanthum</i> A. Lemaire	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Staurastrum dilatatum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum dispar</i> Bréb.	B	-	-	ind	-	-	-	o-b	1.5	m	-
<i>Staurastrum dybowskii</i> Wolosz.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum echinatum</i> Bréb. ex Ralfs	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum erasum</i> Bréb.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum forficulatum</i> P. Lundell	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum furcatum</i> Bréb.	P-B	-	-	acf	-	hb	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Staurastrum furcigerum</i> (Bréb.) W. Archer	P-B	-	-	ind	-	i	-	o	1.2	m	-
<i>Staurastrum gemelliparum</i> Nordst.	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	e	-
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs ex Ralfs	P-B	-	st	acf	-	i	-	o	1.3	m	-
<i>Staurastrum gracile</i> var. <i>coronulatum</i> Boldt	-	-	-	acf	-	-	-	o	1.3	m	-
<i>Staurastrum granulosum</i> Ralfs	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum haaboeliense</i> Wille	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum hantzschii</i> Reinsch	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum hantzschii</i> var. <i>congruum</i> (Raicb.) West et G.S.West	-	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum heimerlianum</i> Lütkemüller	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum heimerlianum</i> var. <i>spinulosum</i> Lütkemüller	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum hexacerum</i> Wittr.	P	-	-	acf	-	-	-	o-b	1.5	m	-
<i>Staurastrum hirsutum</i> Ehrenb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Staurastrum hirsutum</i> var. <i>muricatum</i> (Bréb. ex Ralfs) Kurt Först.	B	-	st-str	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Staurastrum hystrix</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Staurastrum inconspicuum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Staurastrum inflexum</i> Bréb.	P-B	-	-	ind	-	i	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum laeve</i> Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum lanceolatum</i> W. Archer	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum longipes</i> (Nordst.) Teiling	P	-	st	ind	-	-	-	o	1.2	e	-
<i>Staurastrum manfeldtii</i> Delponte	B	-	-	ind	-	-	-	o-a	1.8	m	-
<i>Staurastrum margaritaceum</i> Menegh. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum monticulosum</i> Bréb.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum muricatiforme</i> Schmidle	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum muticum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	st	acf	-	i	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum neglectum</i> G.S.West	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum orbiculare</i> Menegh. ex Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	o	1.3	m	-
<i>Staurastrum oxyacanthum</i> W. Archer	P-B	-	-	acf	-	i	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum oxyacanthum</i> var. <i>polycanthum</i> Nordst.	P	-	-	acf	-	hb	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum pachyrhynchum</i> Nordst.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen ex Ralfs	P	-	st	ind	-	i	-	-	-	ot	-
<i>Staurastrum pileolatum</i> Bréb.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	ot	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Staurastrum pilosum</i> Bréb.	P-B	-	st-str	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum pingue</i> (Teiling) Coesel et Meesters	P	-	-	ind	-	-	-	o-a	1.8	me	-
<i>Staurastrum podlachicum</i> B. Eichler et Gutw.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum polymorphum</i> Bréb.	P-B	-	-	ind	-	i	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum polymorphum</i> var. <i>pygmaeum</i> Grönblad	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum polytrichum</i> (Perty) Rabenh.	B	-	-	acf	-	-	-	b-o	1.6	m	-
<i>Staurastrum proboscideum</i> (Bréb.) W. Archer	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i> West et G.S.West	P	-	-	-	-	hb	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> var. <i>simplicius</i> West	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum punctulatum</i> Bréb.	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	o	1.2	o-m	-
<i>Staurastrum punctulatum</i> var. <i>kjelhmanii</i> Wille	-	-	-	acf	-	-	-	o	1.2	m	-
<i>Staurastrum punctulatum</i> var. <i>pygmaeum</i> (Bréb. ex Ralfs) West et G.S.West	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum pungens</i> Bréb.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum pyramidatum</i> West	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum quadrangulare</i> Bréb.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum ralfsii</i> (West et G.S. West) Coesel et Meesters	B	-	-	acf	-	-	-	o	1.3	m	-
<i>Staurastrum ralfsii</i> var. <i>depressum</i> (J. Roy et Bisset) Coesel et Meesters	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.3	m	-
<i>Staurastrum retusum</i> var. <i>boreale</i> West et G.S.West	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	me	-
<i>Staurastrum rugulosum</i> Bréb. ex Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum scabrum</i> Bréb.	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum sebaldi</i> Reinsch	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum senarium</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum senarium</i> var. <i>nigrae-silvae</i> Schmidle	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum sexangulare</i> (Bulnh.) Rabenh.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum sexcostatum</i> Bréb. ex Ralfs	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum simonyi</i> Heimerl	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Staurastrum spongiosum</i> Bréb. ex Ralfs	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	o	1.0	o-m	-
<i>Staurastrum spongiosum</i> var. <i>perbifidum</i> West	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	o	1.0	o-m	-
<i>Staurastrum striatum</i> (West et G.S.West) Růžička	B	-	-	ind	-	-	-	o	1.2	m	-
<i>Staurastrum striolatum</i> (Nägeli) W. Archer	P-B	-	st-str	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum subcruciatum</i> Cooke et Wills	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	me	-
<i>Staurastrum teilingii</i> (Croasdale) Prescott, C.E.M. Bicudo et Vinyard	P-B	-	-	acf	-	hb	-	o	1.3	o-m	-
<i>Staurastrum teliferum</i> var. <i>gladiousum</i> (W.B. Turner) Coesel et Meesters	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	P-B	-	st-str	ind	-	i	-	o-b	1.5	m	-
<i>Staurastrum tetracerum</i> var. <i>irregularare</i> (West et G.S.West) Brook	P	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum tohopekaligense</i> Wolle	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurastrum turgescens</i> de Notaris	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurastrum vestitum</i> Ralfs	P-B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus aristiferus</i> (Ralfs) Tomasson	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus bulnheimii</i> (Racib.) Round et Brook	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus connatus</i> (P. Lundell) Tomasson	-	-	-	acf	-	-	-	o-b	1.5	m	-
<i>Staurodesmus convergens</i> (Ehrenb. ex Ralfs) Lillieroth	B	-	-	acf	-	i	-	x-b	0.9	m	-
<i>Staurodesmus corniculatus</i> (P. Lundell) Teiling	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus crassus</i> (West et G.S.West)	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ваг	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
Lillieroth											
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> (Bréb.) Teiling	P-B	-	-	ind	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus dejectus</i> (Bréb.) Teiling	P-B	-	-	ind	-	hb	-	o-b	1.5	o-m	-
<i>Staurodesmus dejectus</i> var. <i>apiculatus</i> (Bréb.) Croasdale	P-B	-	-	ind	-	i	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus dickiei</i> (Ralfs) Lillieroth	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus dickiei</i> var. <i>circularis</i> (W.B. Turner) Croasdale	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus dickiei</i> var. <i>rhomboideus</i> (West et G.S.West) Lillieroth	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus extensus</i> (O.F. Anderson) Teiling	P-B	-	-	ind	-	hb	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>isthmus</i> (Heimerl) Coesel	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>joshuae</i> (Gutw.) Teiling	P-B	-	-	acf	-	hb	-	-	-	ot	-
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>vulgaris</i> (B. Eichler et Racib.) Croasdale	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus glaber</i> (Ralfs) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus glaber</i> var. <i>debaryanus</i> (Nordst.) Teiling	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus incus</i> (Hassal ex Ralfs) Teiling	P-B	-	-	ind	-	hb	-	x-b	0.9	o-m	-
<i>Staurodesmus incus</i> f. <i>minor</i> (West et G.S.West) Teiling	-	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.9	m	-
<i>Staurodesmus incus</i> var. <i>indentatus</i> (West et G.S.West) Coesel	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus megacanthus</i> (P. Lundell) Thunmark	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus octocornis</i> (Ehrenb. ex Ralfs) Stastny, Skaloud et Neustupa	B	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus patens</i> (Nordst.) Croasdale	B	-	-	ind	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Staurodesmus pterosporus</i> (P. Lundell) Bourr.	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus quadratus</i> (Schmidle) Teiling	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus ralfsii</i> (West) Tomaszewicz	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerh.) Teiling	P	-	-	acf	-	i	-	-	-	m	-
<i>Staurodesmus validus</i> var. <i>subincus</i> (West et G.S. West) Coesel et Meesters	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	o-m	-
<i>Teilingia excavata</i> (Ralfs ex Ralfs) Bourr.	P-B	-	-	acf	-	i	-	-	-	o-m	-
<i>Teilingia excavata</i> var. <i>subquadrata</i> (N. Carter) J.R. Stein	P-B	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Tetmemorus brebissonii</i> Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	ot	-
<i>Tetmemorus brebissonii</i> var. <i>minor</i> de Bary	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	o-m	-
<i>Tetmemorus granulatus</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Tetmemorus laevis</i> Ralfs ex Ralfs	B, aer	-	ae	ind	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Tetmemorus laevis</i> var. <i>minutus</i> (de Bary) Willi Krieg.	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Tolypella intricata</i> (Trentep. ex Roth) Leonh.	B	-	st-str	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Tolypella prolifera</i> (Ziz ex A. Braun) Leonh.	B	-	st-str	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Tortitaenia obscura</i> (Ralfs) Brook	B, aer	-	ae	acf	-	-	-	o-x	0.7	o-m	-
<i>Tortitaenia trabeculata</i> (A. Braun) Brook	-	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Xanthidium acanthophorum</i> Nordst.	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	m	-
<i>Xanthidium aculeatum</i> Ehrenb. ex Ralfs	P-B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	o-m	-
<i>Xanthidium antilopaeum</i> f. <i>dimazum</i> (Nordst.) Petlov.	P-B	-	-	-	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Xanthidium antilopaeum</i> Kütz.	P-B	-	-	ind	-	i	-	x-o	0.5	m	-
<i>Xanthidium antilopaeum</i> var. <i>hebridarum</i> West et G.S.West	P-B	-	-	acf	-	-	-	x-o	0.5	o-m	-
<i>Xanthidium armatum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	o-m	-
<i>Xanthidium brebissonii</i> Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	ot	-
<i>Xanthidium concinnum</i> W. Archer	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-
<i>Xanthidium concinnum</i> var. <i>boldtianum</i> West	B	-	-	acf	-	-	-	x-b	0.8	m	-

Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы

Таксон	Суб	Тем	Кис	pH	pH-амп	Гал	Ват	Сап	Инд S	Тро	Авт-Гет
<i>Xanthidium cristatum</i> Bréb. ex Ralfs	B	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Xanthidium fasciculatum</i> Ehrenb. ex Ralfs	-	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Xanthidium tenuissimum</i> (W. Archer) W.B. Turner	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	ot	-
<i>Xanthidium tumidum</i> (Ralfs) Stastny, Skaloud et Neustupa	-	-	-	acf	-	-	-	-	-	m	-
<i>Xanthidium uncinatum</i> (Ralfs) Stastny, Skaloud et Neustupa	-	-	-	acf	-	-	-	o-x	0.6	m	-
<i>Zygnema chalybeospermum</i> Hansg.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.1	-	-
<i>Zygnema conspicuum</i> (Hassall) Transeau	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Zygnema cruciatum</i> (Vaucher) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	x-b	0.8	-	-
<i>Zygnema decussatum</i> (Vaucher) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Zygnema leiospermum</i> de Bary	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Zygnema pectinatum</i> (Vaucher) C. Agardh	B	-	st-str	-	-	oh	-	o	1.0	-	-
<i>Zygnema ralfsii</i> (Hassall) de Bary	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Zygnema stellinum</i> (O. Müll.) C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o-x	0.7	-	-
<i>Zygnema tenue</i> Kütz.	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Zygnema vaginatum</i> G.A. Klebs	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-
<i>Zygnema vaucheri</i> C. Agardh	B	-	-	-	-	-	-	o	1.0	-	-