

Национальная Академия наук Украины
Институт гидробиологии



ТЕХНО- ЭКОСИСТЕМА АЭС

**ГИДРОБИОЛОГИЯ,
АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ,
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОЦЕНКИ**

Под редакцией
доктора биологических наук, профессора
А.А. Протасова

УДК: (574.63:621.311.25)005.962

ББК: 28.08:31

Протасов А.А., Семенченко В.П., Силаева А.А., Тимченко В.М., Бузевич И.Ю., Гулейкова Л.В., Дьяченко Т.Н., Морозова А.А., Юришинец В.И., Яρμοшенко Л.П., Примак А.Б., Морозовская И.А., Масько А.Н., Голод А.В. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А.А. Протасова. — Киев: Институт гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.

В монографии представлены результаты многолетних исследований техно-экосистемы АЭС. На примере Хмельницкой атомной электростанции рассмотрена концепция техно-экосистемы, особенности ее элементов, характер техногенных и биотических факторов. Приводятся данные по гидрохимическому режиму, гидродинамическим характеристикам водоема-охладителя, гидробиологии основных группировок — планктона, бентоса, перифитона, а также рыбному населению. Рассмотрены концептуальные положения различных подходов к оценкам техногенного воздействия на водные экосистемы.

Для гидробиологов, экологов, гидрохимиков, специалистов в области охраны окружающей среды, ядерной и тепловой энергетики, преподавателей и студентов высшей школы.

Протасов О.О., Семенченко В.П., Силаєва А.А., Тімченко В.М., Бузевич І.Ю., Гулейкова Л.В., Дьяченко Т.М., Морозова А.О., Юришинець В.І., Яρμοшенко Л.П., Морозовська І.О., Примак О.Б., Масько О.М., Голод О.В. Техно-екосистема АЕС. Гідробіологія, абіотичні фактори, екологічні оцінки / За ред. О.О. Протасова. — Київ: Інститут гідробіології НАН України, 2011. — 234 с.

У монографії представлено результати багаторічних досліджень техно-екосистеми АЕС. На прикладі Хмельницької атомної електростанції розглянуто концепцію техно-екосистеми, особливості основних елементів, роль техногенних та абіотичних факторів. Наводяться дані щодо гідрохімічного режиму, гідродинамічним характеристикам водойми-охолоджувача, гідробіології, основних угруповань — планктону, бентосу, перифітону, а також рибному населенню. Розглянуто концептуальні положення різних підходів до оцінки техногенного впливу на водні екосистеми.

Для гідробіологів, екологів, гідрохіміків, фахівців в області охорони навколишнього середовища, ядерної і теплової енергетики, викладачів та студентів вищих навчальних закладів.

Protasov A.A., Semenchenko V.P., Sylaieva A.A., Timchenko V.M., Buzevich I.U., Guleykova L.V., Dyachenko T.N., Morozova A.A., Yurishinets V.I., Yarmoshenko L.P., Morozovskaya I.A., Primak A.B., Mascko A.N., Golod A.V. Techno-ecosystem of the nuclear power plant. Hydrobiology, abiotic factors, ecological estimations / Ed. A.A. Protasov. — Kyiv: Institute of hydrobiology NAS of Ukraine. — 2011, 234 p.

The results of long-term researches of a techno-ecosystems of the nuclear power plants are presented in monograph. On an example of the Khmelnytskyi nuclear power plant the concept of a techno-ecosystems, feature of its elements, a role of technogenic and biotic factors is considered. Data of hydrochemical mode, hydrodynamic characteristics of the cooling reservoir, hydrobiology of the basic groups of hydrobionts — the plankton, benthos, periphyton, and also to the fish population are cited. Conceptual positions of various approaches to estimations of technogenic influence on water ecosystems are considered.

Рецензенты:

академик НАН Украины, докт. биол. наук, проф. *В.И. Монченко*
докт. биол. наук *В.М. Якушин*

Рекомендовано к печати Ученым советом Института гидробиологии НАН Украины
(протокол № 15 от 24 ноября 2011 г.)



Издание осуществлено при поддержке
Государственного фонда
фундаментальных исследований Украины,
проект № Ф41.4/028

ISBN: 978-966-02-6243-0

© Институт гидробиологии НАНУ, 2011
© Коллектив авторов, 2011

ВСТУПЛЕНИЕ

Ядерная энергетика в настоящее время является одной из важных составляющих мирового энергетического потенциала. Первые в мире ядерные реакторы были созданы в 1942 г. (США) и в 1946 г. (СССР), в 1954 г. начала работу первая в СССР АЭС — Обнинская. В 1970 г. в мире насчитывалось более 100 атомных энергетических блоков, в 1990 г. — 328. В начале XXI века на планете функционировало уже более 400 энергоблоков, из них большая часть в США и странах европейского союза (259), в Украине — 17. В 2008 г. по данным МАГАТЭ в мире работало 442 ядерных энергоблока в 32 странах.

В настоящее время в Украине в эксплуатации находится 15 энергоблоков общей мощностью 13835 МВт, таким образом, она входит в первую десятку государств мира с наибольшим количеством энергоблоков — занимает десятое место после Германии и Индии, и седьмое место по мощности энергоблоков — после Германии и Южной Кореи. Почти половина электроэнергии, производимой в Украине, производится на АЭС.

Воздействие объектов ядерной энергетики, как и электростанций других типов, на окружающую среду имеет много аспектов. Один из них связан с необходимостью использования большого количества воды для охлаждения конденсаторов. С этой целью создаются водоемы-охладители, строятся градирни и другие системы охлаждения. Водоемы-охладители являются не только техническими водными объектами специального назначения, но и элементами ландшафтных комплексов того или иного региона. В силу этого, их экологическое состояние должно быть не хуже, чем окружающих водных объектов. Поскольку водоемы-ох-

ладители находятся под непосредственным влиянием АЭС, их состояние подлежит не только контролю, но, в определенных пределах, — и управлению. Однако вопрос об экологическом состоянии водоемов, включенных в систему водоснабжения АЭС не может решаться только в традиционном аспекте «охраны окружающей среды», а должен также рассматриваться и в аспекте «защиты технических систем от нежелательных биологических факторов». Речь идет о биологических помехах в системах водоснабжения, которые могут быть спровоцированы различными гидробионтами. Наличие таких прямых и обратных связей между водными экосистемами и техническими объектами приводит к необходимости введения понятия «техно-экосистема». Результаты исследования техно-экосистемы одной из четырех действующих АЭС Украины — Хмельницкой и посвящена эта книга.

Вопросы о расширении строительства объектов атомной энергетики в Украине активно обсуждались в начале 1970-х гг. Планировалось строительство крупной атомной электростанции в центральных районах Украины. Но с увеличением экспорта электроэнергии в страны СЭВ (Совет Экономической Взаимопомощи), расположение АЭС было перенесено в западный регион Украины. В апреле 1975 г. для строительства АЭС была выбрана площадка в районе с. Нетешин Хмельницкой области. Было запроектировано строительство четырех энергоблоков Хмельницкой АЭС.

В 1980 г. было начато строительство водоема-охладителя, в 1981 г. — самой станции. Для создания водоема-охладителя в долине р. Гнилой Рог (в нижней части бассейна реки) была сооружена водонапорная земляная плотина. Площадь земель, занятых под охладитель с учетом переработки берегов составила более 2 тыс. га. К концу 1985 г. водоем-охладитель был подготовлен, а в августе 1986 г. было начато его заполнение водами р. Гнилой Рог и р. Горынь (за счет дополнительной подкачки). В декабре 1987 г. был пущен в эксплуатацию первый энергоблок ХАЭС. Работы на строительстве остальных трех энергоблоков проводились одновременно.

С 1994 г., после снятия моратория на строительство АЭС в Украине, связанного с Чернобыльской катастрофой, рассматривались перспективы достройки и введения в действие энергоблока № 2. В конце 1990-х годов в рамках технико-экономического обоснования строительства энергоблока № 2 была проведена оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС). В подготовке материалов ОВОС энергоблока № 2 принимали участие авторы данной монографии. Работы по пуску энергоблока № 2 были начаты в июле 2004 г., а 7 августа он был подключен к Объединенной энергосистеме Украины. В 2010 г. были проведены работы по подготовке ОВОС энергоблоков № 3, 4.

Производство электроэнергии на ТЭС и АЭС неизбежно связано с выбросом в окружающую среду значительного количества тепла, за счет которого и происходит повышение температуры в водоемах. Проблема так называемого теплового загрязнения водоемов стала рассматриваться как актуальная во всем мире еще в середине XX века. Это было связано с мощным ростом сначала тепловой, а потом атомной энергетики. В связи с этим, одним из приоритетных направлений научных исследований в Институте гидробиологии по инициативе академика АН УССР А.В. Топачевского стало комплексное исследование экосистем водоемов-охладителей энергетических станций. Изначально в

основу была положена концепция своеобразия экосистем водоемов-охлаждающих.

Уже в начале 1960-х годов исследования были развернуты практически на всех водоемах крупных тепловых электростанций Украины — Кураховской, Криворожской, Змиевской, Зуевской, Старобешевской, Луганской. На каждом водоеме были проведены исследования всех основных блоков экосистем — автотрофного (фитопланктон, фитомикробентос), гетеротрофного (бактериопланктон, зоопланктон, макрозообентос), на отдельных водоемах исследовали также ихтиофауну. Неотъемлемой частью исследований было изучение водного баланса, гидротермического, гидрохимического режимов. Руководили комплексными исследованиями водоемов М.Л. Пидгайко и О.Г. Кафтаникова (Гідробіологічні дослідження..., 2008).

Начало комплексных гидробиологических исследований на объектах атомной энергетики Украины было положено изучением водоема-охлаждателя Чернобыльской АЭС в 1978 г. В этот же период проводились исследования в связи с проектными разработками строительства Южно-Украинского энергокомплекса, включавшего АЭС.

Гидробиологические работы на водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС были начаты нами в 1998 г. Первый этап комплексных гидробиологических исследований был, в частности, связан с подготовкой материалов ОВОС энергоблока № 2 (1998, 1999, 2001 гг.). Необходимость решения проблем, связанных с биопомехами в водоснабжении, вызванным массовым развитием моллюска дрейссены, обусловила продолжение комплексных гидробиологических исследований на водоеме с 2005 г. в условиях работы двух энергетических блоков.

В результате сотрудничества гидробиологов и специалистов ХАЭС была разработана «Концепция безопасной эксплуатации энергоблоков Хмельницкой АЭС в условиях наличия биологических помех» — первый документ такого плана в отрасли.

В качестве основы для проведения гидробиологического мониторинга водной части техно-экосистем АЭС Украины был подготовлен Стандарт предприятия «Порядок разработки регламента гидробиологического мониторинга водоема-охлаждателя, систем охлаждения и системы технического водоснабжения АЭС с реакторами типа ВВЭР», в разработке которого принимали участие и авторы монографии.

В настоящее время в гидробиологической науке накоплен большой и важный материал по исследованию водоемов-охлаждающих, как своеобразных водных экосистем, влияния энергетических станций на гидробионтов и их сообщества (Влияние термического..., 1981; Водоем-охладитель Ладыжинской..., 1978; Водоем-охладитель Харанорской..., 2005; Скальская, 2002; Экосистема..., 2008; Langford, 1971; Howells, 1983), авторы надеются, что данная работа займет свое место в ряду этих работ.

Данное издание представляет собой результат исследований и обобщений украинских специалистов, также включена статья В.П. Семенченко (Научно-практический центр НАН Беларуси по биоресурсам), посвященная принципам оценки воздействия АЭС на гидроэкосистемы.

Водоемы-охлаждающие представляют собой уникальный экологический объект для фундаментальных гидробиологических исследований. Накоп-

ленный материал позволяет уже сейчас высказать определенные гипотезы относительно возможных изменений в гидроэкосистемах при глобальных климатических изменениях. В водоемах-охладителях существуют хорошо выраженные градиенты различных факторов, что позволяет исследовать многие общегидробиологические закономерности. В настоящее время значительно усилился инвазийный процесс, определяемый распространением гидробионтов за пределы их сложившихся ареалов. Именно термический фактор может играть ключевую роль в этом процессе.

В конечном счете, одной из важнейших практических задач гидробиологии, в частности, одного из важных ее разделов — технической гидробиологии, является обоснование и разработка принципов гармонизации взаимосвязей и взаимодействия техносферы и гидросферы, как одной из важнейших частей биосферы.

Авторы приносят свою глубокую благодарность руководству и специалистам ОП ХАЭС и ГП НАЭК «ЭНЕРГОАТОМ» — Н.С. Панащенко, Г.А. Панасенко, Л.В. Близнюковой, А.В. Левицкому, В.И. Турицкому, Е.А. Демидюку, группе водолазов Гидроцеха АЭС, Л.Н. Шиндери — за всестороннюю помощь и поддержку исследований.

В издании использованы некоторые данные по химическому составу воды, оценке санитарно-экологического состояния водоема, подготовленные С.И. Кошелевой, по составу и показателям обилия фитопланктона — Р.А. Калиниченко, зооперифитона — О.О. Синициной.

Издание стало возможным благодаря поддержке Государственного фонда фундаментальных исследований Украины, проект № Ф41.4/028.

Территория зоны ХАЭС находится в пределах Западно-Украинской провинции лесостепной зоны Украины, на территории которой выделяются три физико-географические области — Волынская возвышенность, Малое Полесье и Северное Подолье. Две из трех физико-географических областей — это области распространения лесостепных ландшафтов, одна — смешанно-лесных. На территории зоны выделен 31 физико-географический район. Расчлененность рельефа в Волынской физико-географической области способствует интенсивному стоку дождевых и талых вод.

Среди природных факторов, которые повлияли на формирование физико-географического своеобразия этой области, следует выделить, прежде всего, географические и литолого-геоморфологические. Абсолютные значения высот более 300 м (высота Подольского плато 329,5 м, Мизочского кряжа — 313,6 м), значительное вертикальное расчленение (превышение водоразделов над тальвегами 80—120 м), почти сплошное развитие лессового покрова (за исключением Малого Полесья) обусловили формирование овражно-балочных систем, определенных биогеоценозов, почв и ландшафтных систем в целом. Среди ландшафтов Волынской физико-географической области доминирующее положение занимают холмистые лессовые равнины с эрозионными формами рельефа — балками, оврагами, промоинами, которые оказывают влияние на процессы перераспределения химических веществ с водными потоками и приводят к дифференциации растительного и почвенного покрова. Расчлененность рельефа в Волынской фи-

1. Физико-географическая характеристика района Хмельницкой АЭС

зико-географической области способствует интенсивному стоку дождевых и талых вод, которые приводят иногда к большим и катастрофическим наводнениям.

Малое Полесье характеризуется равнинным рельефом с незначительным расчленением поверхности, плохим дренажом и, как следствие, чрезмерной увлажненностью территории, особенно некоторых ландшафтных систем, размещенных в понижениях рельефа. Сложен он преимущественно песчаными рыхлыми отложениями водного происхождения. Поэтому здесь преобладают сосновые леса и болота с характерными почвами — дерново-подзолистыми, дерновыми, дерновыми оподзоленными, луговыми, лугово-болотными, болотными и т. п. Присутствие обширных массивов лесов и болот влияет на микроклимат прилегающих территорий (Географічна енциклопедія, 1989, 1990).

Северное Подолье занимает южную часть зоны ХАЭС, которая расположена в бассейне реки Горынь и ее притоков — Случи и Хоморы, на северном склоне Подольского плато. Здесь преобладают волнистые лессовые равнины на лессовидных суглинках. Характерными чертами Северного Подолья являются раздробленность на отдельные ландшафты, присутствие в отдельных местах природных геосистем полесского типа, близкое к поверхности залегание кристаллических пород, значительное распространение равнинных местностей с малогумусными черноземами.

Большая часть зоны ХАЭС относится к бассейну реки Горынь. Правобережье бассейна Горыни представлено восточными отрогами Волынской возвышенности (Гошанским плато). Это высокая выровненная равнина с абсолютными отметками 227—260 м. В левобережной части бассейна наблюдается чередование волнистых и слабоволнистых равнин разного уровня: Подольской (на юге зоны) и Волынской возвышенностей, расчлененных долинами левых потоков Горыни. Абсолютные высоты участка Подольской возвышенности — 260—329 м, Волынской 240—315 м (Хмельницька..., 2008).

Водоем-охладитель расположен на территории западного Полесья, которое характеризуется значительным распространением известняковых отложений, что определяет условия формирования речного стока и химический состав природных вод.

Метеорологические условия

Площадка Хмельницкой АЭС расположена в зоне умеренно-континентального климата с позитивным балансом влаги. Для этого типа климата характерны сравнительно высокие температуры и небольшая относительная влажность воздуха летом и низкие температуры, значительная влажность и наличие снежного покрова — зимой.

Климат района формируется под воздействием как морских, так и континентальных воздушных масс. Характер и интенсивность основных климатообразующих факторов существенно различается по сезонам года.

Зимой циклоническая деятельность наиболее выражена. Прохождение западных и северо-западных циклонов нередко сопровождается кратковременными потеплениями, интенсивными снегопадами, сильными ветрами и

1. Физико-географическая характеристика района Хмельницкой АЭС

метелями. Наиболее холодный зимний месяц — январь (среднемесячная температура воздуха $-5,2$ °С), абсолютный минимум достигает $-33,6$... $-34,5$ °С.

Весной, на фоне значительных колебаний температуры при общем ее возрастании, происходит интенсивное таяние снежного покрова и увеличение испарения с поверхности почвы и воды. В апреле и мае нередко наблюдается кратковременное снижение температуры, вызванное вторжением арктического воздуха, что обуславливает резкие похолодания и заморозки.

Погодные условия летнего сезона отличаются значительным повышением температуры воздуха за счет прогрева поверхности земли, большой повторяемостью ясных дней, редкими туманами, увеличением количества осадков и активной грозовой деятельностью. Летний сезон устанавливается в середине мая. Наиболее теплым летним месяцем является июль. Среднемесячная температура воздуха в июле составляет $18,4$ °С. В 35—40 % случаев самые высокие температуры воздуха наблюдаются в августе или в июне. Максимальные среднемесячные температуры воздуха в эти месяцы колеблются от $21,0$ до $22,1$ °С. Для лета характерны также обильные ливневые осадки. Абсолютная максимальная температура воздуха — $37,0$ °С принята как абсолютный максимум для 30-километровой зоны и площадки АЭС.

В первую половину осени, начиная с сентября, удерживается преимущественно сухая теплая погода без осадков. Вторая половина осени характеризуется большим количеством пасмурных дней, обложными осадками и длительными туманами. Прохождение западных циклонов в этот период нередко сопровождается усилением ветра и гололедом. Характер атмосферной циркуляции во вторую половину осени приближается к зимнему сезону.

Средняя годовая относительная влажность составляет 79 %. Среднегодовая облачность составляет по общей облачности — 6,7 балла и по нижней облачности 4,9 балла.

По количеству выпавших осадков рассматриваемый район относится к зоне достаточного увлажнения. Годовая сумма осадков составляет 667 мм. В теплый период года выпадает около 70 % годовой суммы осадков. Среднее число дней с осадками в пределах зоны 163 дня. Число дней со снежным покровом в среднем составляет 90 дней. Средняя декадная высота снежного покрова 12 см, наибольшая — 52—53 см. Годовая сумма испарения с поверхности суши (суммарное испарение) 538 мм, наибольшая месячная сумма (106 мм) приходится на июль. В зимние месяцы суммарное испарение имеет наименьшие значения (2—7 мм).

Наибольших значений солнечная радиация достигает в июне—июле, наименьших — в ноябре—декабре (рис. 1.1). Годовая сумма прямой солнечной радиации в зоне ХАЭС составляет 1650 МДж/м², рассеянной — 1870 МДж/м².

Годовой ход средних месячных температур воздуха на территории зоны ХАЭС характеризуется наибольшими значениями в июле и наименьшими — в январе (рис. 1.2).

Глобальные изменения климата, которые наблюдаются в последние десятилетия, сказались и на температуре воздуха в зоне ХАЭС. Так, за период с 1996 по 2007 гг. по данным метеостанции Шепетовка средняя месячная температура воздуха (за исключением сентября) была выше средней многолетней: зимой на $1,4$ — $1,5$ °С, в теплый период года — на $0,4$ — $1,0$ °С. Средняя годовая температура воздуха превышала среднюю многолетнюю на $0,6$ °С.

1. Физико-географическая характеристика района Хмельницкой АЭС

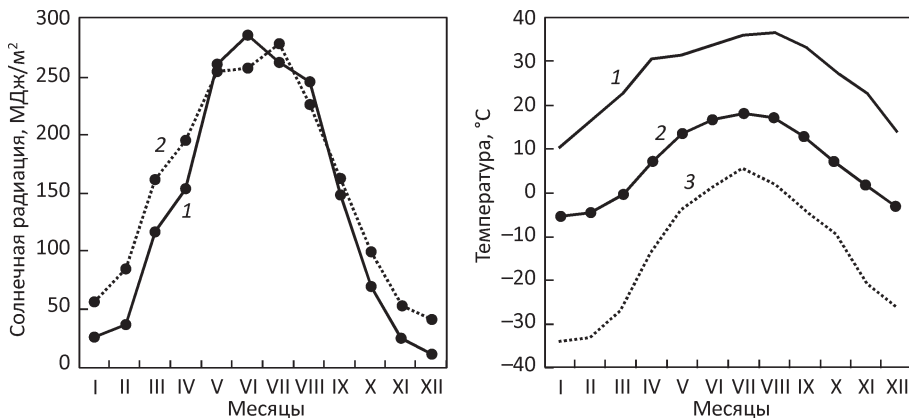


Рис. 1.1. Изменение величины прямой (1) и рассеянной (2) солнечной радиации на протяжении года в районе ХАЭС

Рис. 1.2. Годовая динамика абсолютной максимальной (1), среднемесячной (2) и абсолютной минимальной (3) температуры воздуха в районе ХАЭС за период 1945—2007 гг.

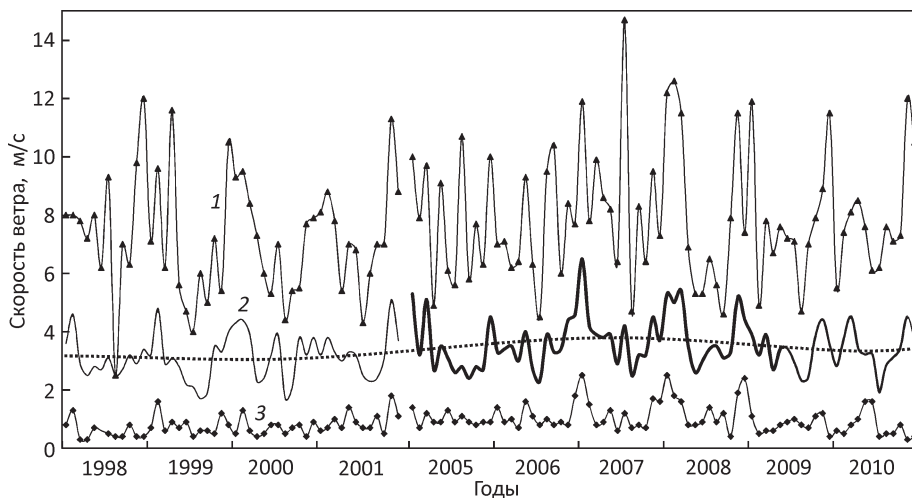


Рис. 1.3. Среднемесячные показатели скорости ветра в районе ВО ХАЭС (по данным метеостанции ХАЭС) по годам исследований: 1 — максимальные, 2 — средние, 3 — минимальные

В течение года на территории зоны наблюдения ХАЭС преобладают ветры западных румбов. Повторяемость западного направления ветра составляет 20,4 %, юго-западного и северо-западного соответственно 12,3 и 12,5 %. Ветры южного направления составляют 15,7 %, юго-восточного направления — 14 %, северного и восточного направления — по 10 % и ветры северо-восточного направления — 5,4 %. Количество штилей в течение года равно 11,9 %. В раз-

1. Физико-географическая характеристика района Хмельницкой АЭС

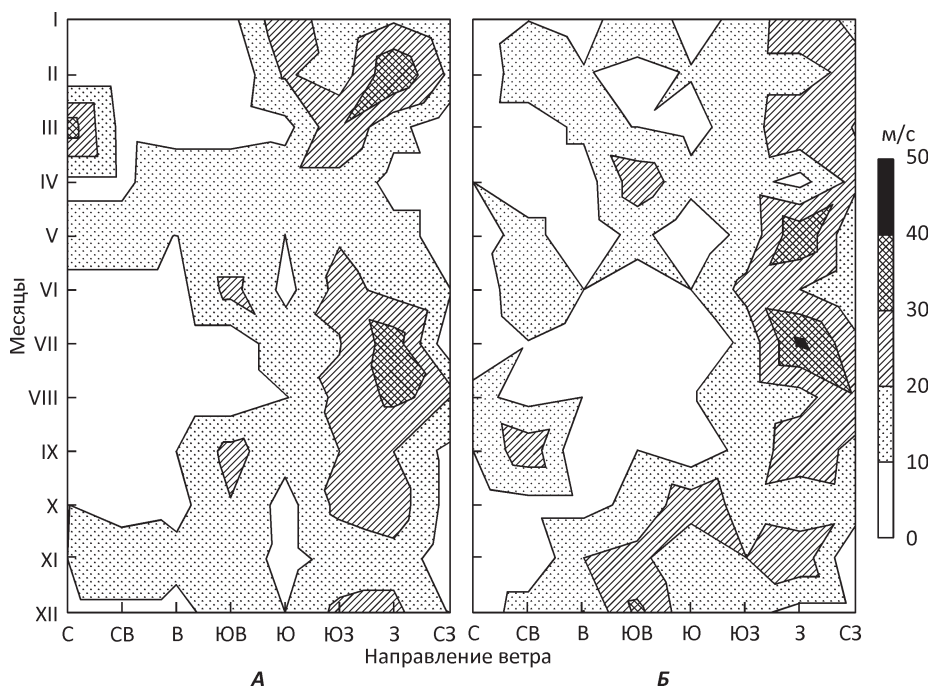


Рис. 1.4. Распределение направления ветра по месяцам: А — 1998 г.; Б — 2009 г.

реже отдельных сезонов наибольшее количество штилей отмечается летом (19,4 %).

По данным метеостанции ХАЭС в период проведения наших исследований минимальные среднемесячные значения скорости ветра были от 0,3 до 2,5 м/с, максимальные значения в этот период колебались в большем диапазоне — от 2,2 до 14,7 м/с (рис. 1.3). Минимальные показатели усредненных за месяц показателей скорости ветра были в летний период, большей частью в июле—августе, а также в сентябре. Отмечен тренд снижения скорости ветра в 1999 г. и увеличения — в 2007 г.

В районе ВО по месяцам и сезонам характерно вполне выраженное преобладание ветров западного направления (рис. 1.4). Несколько отличались условия 2005 года, когда весной и в первые месяцы лета преобладали ветры западного направления, а затем, начиная с августа — северного и восточного. Однако более характерными для района ВО ХАЭС следует, видимо, считать условия 2009 г.

Средняя годовая скорость ветра равна 2,7 м/с. Наименьшая средняя месячная скорость ветра наблюдается в летние месяцы и составляет 1,9—2,2 м/с (Хмельницка..., 2008).

1. Физико-географическая характеристика района Хмельницкой АЭС

Естественные водные объекты в районе ХАЭС

В районе ХАЭС расположены природные (реки, озера) и технические водные объекты, как связанные с водоемом-охладителем, так и не имеющие с ним гидрологической связи.

Наибольшей рекой в зоне ХАЭС является р. Горынь с наибольшими притоками Вилия, Цветоха, Утка и Гнилой Рог. Все реки относятся к бассейну р. Припяти. В условиях паводка реки выходят из берегов, заливая значительные площади поймы.

Река Горынь относится к рекам равнинного типа, ее общая длина составляет 659 км, общая площадь водосбора — 27700 км², в пределах 30-километровой зоны ХАЭС река протекает на протяжении 157 км. Ширина реки достигает 30—40 м, глубина составляет 0,6—2,5 м. Скорость течения на плесах незначительна (0,1—0,3 м/с), а на перекатах возрастает до 0,5—1,3 м/с (Малі річки..., 1991).

Река Вилия является левобережным притоком р. Горини. Общая длина реки 77 км, общая площадь водосбора 1815 км². В пределах 30-километровой зоны ХАЭС р. Вилия протекает в среднем и нижнем течении. Водосборная площадь р. Вилии в пределах зоны составляет 1055 км². Русло извилистое, преобладающая ширина русла 5—10 м, глубина 1,0—2,0 м, скорость течения — 0,45—0,60 м/с. По старому руслу р. Гнилой Рог паводковые и частично дренажные воды из водоема-охладителя могут сбрасываться в р. Вилия. Реки Горынь и Вилия характеризуются резким увеличением глубины от берега и значительным развитием высшей водной растительности.

Одним из правобережных притоков р. Вилии, на котором создан водоем-охладитель ХАЭС является р. Гнилой Рог. Весь бассейн Гнилого Рога находится в 30-километровой зоне ХАЭС. Длина реки составляет 28 км, площадь водосбора 201 км². Частично, ниже с. Белотин, река искусственно спрямлена (канализирована), ширина русла 3—4 м, глубина в межень составляет 0,2—0,5 м, средняя скорость течения 0,3—0,7 м/с. На реке (в с. Билотин) создан пруд с дамбой водослива, который осуществляет регуляцию меженного стока. По проектным данным водоем-охладитель ежегодно аккумулирует сток р. Гнилой Рог объемом около 19 млн. м³. Средний многолетний сток составляет 24,12 млн. м³. Весь сток реки полностью аккумулируется в ВО и, следовательно, изымается из стока р. Вилия после впадения в нее р. Гнилой Рог.

2

СИСТЕМА ОХЛАЖДЕНИЯ И ТЕХНИЧЕСКОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Система водоснабжения ХАЭС состоит из двух подсистем — охлаждающей циркуляционной воды и технического водоснабжения. Кроме этого, существуют другие водопользователи, а также источники сбросов.

Система циркуляционного водоснабжения, предназначенная для охлаждения конденсаторов турбин, состоит из водоема-охладителя (рис. 2.1, 1), открытого подводящего канала (2), подводящих стальных напорных циркуляционных водоводов, отводящих стальных и железобетонных водоводов, открытого отводящего канала (3). Работу каждого из двух энергоблоков обеспечивает одна блочная насосная станция (БНС) (4).

Циркуляционные насосы на БНС работают в двух режимах скорости. Выбор режима скорости зависит от времени года и соответственно температуры охлаждающей воды. При работе на 1-й скорости расход воды по одному циркуляционному насосу равен 31 тыс. м³/ч. Всего для четырех циркуляционных насосов общий расход воды по одной БНС равен 124 тыс. м³/ч. При работе 2 энергоблоков общий расход оборотной воды составляет 248 тыс. м³/ч (5,95 млн. м³/сут). При работе на 2-й скорости расход воды по одному циркуляционному насосу равен 50 тыс. м³/ч, всего по БНС — 200 тыс. м³/ч. При работе 2 энергоблоков общий расход составляет 400 тыс. м³/ч (достигает 9,6 млн. м³/сут). В холодное время года циркуляционные БНС работают на 1-й скорости, а в теплое время года обычно — на 2-й.

Как правило, на протяжении около двух месяцев в году в летний период один из блоков выводится на планово-предупредительный ремонт. При эксплуатации только одного энергоблока АЭС в летний период

2. Система охлаждения и технического водоснабжения

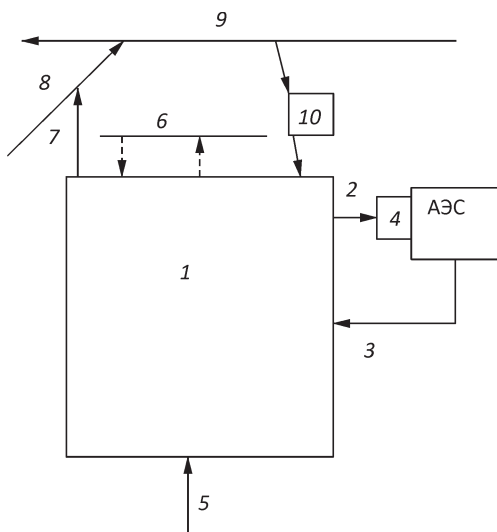


Рис. 2.1. Схема водоснабжения ХАЭС (пояснения по нумерации в тексте). Пунктирные линии показывают фильтрационный сток и возвращение его в водоем специальной насосной станцией)

при выводе его в плановый ремонт, циркуляция и сброс подогретых вод в водоем прекращались. В период эксплуатации 2 энергоблоков подобное явление было отмечено только летом 2008 года, когда оба блока не работали.

Система охлаждения потребителей группы «А», относится к обеспечивающей систему безопасности. Система состоит из трех независимых друг от друга

каналов охлаждения и изолирована от других систем водоснабжения. В качестве охладителей для каждого канала приняты брызгальные бассейны, расположенные на территории АЭС. Расчетный расход в системе — 9000 м³/ч для одного энергоблока, 3000 м³/ч на каждый канал охлаждения, при работе двух энергоблоков это составит 18000 м³/ч.

Система охлаждения потребителей группы «В» предназначена для охлаждения неотчетливых потребителей (турбинное и генераторное оборудование), расположенных в реакторном и турбинном отделениях. Система использует для охлаждения водоем-охладитель АЭС и гидравлически связана с циркуляционной системой охлаждения. Расчетный расход воды в системе около 7000 м³/ч для одного энергоблока, 14000 м³/ч — при работе двух энергоблоков.

Водоем-охладитель АЭС представляет собой искусственно созданный водный объект на р. Гнилой Рог (5). Водоем вытянут в северной части с востока на запад, в юго-восточном направлении в виде большого залива, в куттовую часть которого впадает р. Гнилой Рог. В северной части водоем ограничивает земляная плотина длиной около 7 км, с максимальной высотой 14,7 м, откос которой укреплен бетоном со стороны водохранилища.

В западной части плотины имеется сливное сооружение для сброса паводковых вод через канал (7, см. рис. 2.1) в р. Вилию (8). Перелив через это устройство происходит достаточно редко. За период исследований нами наблюдался летний паводок и поступление вод в р. Вилия только в 1999 г. Дренажный канал перехвата фильтрационного потока (6) расположен вдоль низового откоса земляной плотины. Канал предназначен для снижения кривой депрессии в теле плотины, перехвата дренажного потока воды и подвода его к насосной станции перекачки фильтрационных вод, с помощью которой дренажная вода возвращается в ВО. Проектом предусматривается постоянная перекачка дренажных вод в ВО.

2. Система охлаждения и технического водоснабжения

В восточной части водоема расположен подводный канал (ПК), длиной около 1,6 км, ширина по зеркалу около 90 м, глубина от 8,0 до 9,0. На расстоянии около 700 м от входа в канал на дне находится возвышение до глубины 6,2 м. Площадь сечения канала составляет около 500 м². Ширина подводной части откоса около 30 м. Берега канала облицованы бетоном, площадь двух бетонных откосов, находящихся под водой составляет более 90 тыс. м². При ширине песчано-гравийного дна канала около 35 м, его площадь составляет около 56 тыс. м², объем воды в канале составляет около 0,8 млн. м³. На глубине 6 м по всей длине канала проходит горизонтальный уступ (берма) шириной 2,5 м.

Отводящий (сбросной) канал (ОтК) имеет длину около 4 км, на протяжении 700 м от сброса первого блока берега облицованы бетоном, далее до выхода в водоем — щебнем. Дно канала представлено заиленным щебнем. Глубина канала около 4 м, ширина около 50 м, площадь сечения 160 м², объем воды в канале составляет около 0,4 млн. м³.

Водоем-охладитель связан с р. Горынь (9) через канал, водоем-карьер (10) и насосную станцию. Подкачка дополнительной воды производится при необходимости пополнения водоема-охладителя. Насосная станция добавочной воды рассчитана на забор воды расходом до 30 м³/с. К насосной станции вода из р. Горыни (через карьер) идет самотеком по каналу длиной 2,4 км. При этом при понижении уровня воды в р. Горынь к границе, при которой не обеспечиваются расходы реки в количестве 6 м³/с, насосная станция автоматически отключается. Канал на участке перед насосной станцией имеет ширину 32 м и максимальную глубину 4,0 м. Растительность подходит близко к берегу. Берега канала заросли высшими водными растениями. Погруженные высшие растения отмечены почти по всему сечению канала.

Водоем-карьер (10) имеет достаточно значительные размеры (1130 × 500 м) и сложный рельеф дна, что показали промеры с помощью эхолота, характеризуется значительными глубинами (максимальная на трансекте, где проводили батиметрическую съемку, составила 8,9 м). Дно в карьере в основном заиленное.

Другой водоем-карьер в пойме р. Горыни является водоисточником для оборотной системы водоснабжения ответственных потребителей общей мощностью 0,3 м³/с, а также воды для химводоочистки.

В юго-восточной части промплощадки ХАЭС располагается относительно небольшой водоем — шламонакопитель для приема продувочных вод осветлителей, объем водоема составляет около 56 тыс. м³, размер 410 × 180 м, температура естественная. В шламонакопитель при работе двух энергоблоков (по информации ОП ХАЭС) поступает 10 м³/ч шламовых вод. При этом количество шлама оседающего в шламонакопителе — около 370 м³/год. Излишек воды может сбрасываться в водоем-охладитель.

На территории ХАЭС находятся очистные сооружения сточных вод г. Нетешин и промплощадки станции. Воды из биопрудов по трубопроводам попадают в верхнюю часть отводящего канала. Количество сбросных вод и их состав рассмотрены в разделе, связанном с гидрохимическим режимом.

3

АБИОТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И УСЛОВИЯ ОБИТАНИЯ ГИДРОБИОНТОВ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ

3.1. МОРФОМЕТРИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА

По проектным данным площадь водосбора водоема-охладителя составляет 195 км², отметка нормального подпорного уровня (НПУ) — 203,0 м, объем при НПУ — 120 млн. м³, площадь зеркала при НПУ — 20 км², протяженность береговой линии 20,4 км. Рельеф ложа отличается неровностью, средняя глубина водоема — 6 м, максимальная — 12 м¹, глубины до 3 м составляют около 40 % площади акватории. Удельная тепловая нагрузка при работе 2 блоков АЭС — 209,5 ккал/м² · ч.

Водоем-охладитель условно был разделен на квадраты со стороной 1 км, что позволило выделить пять районов: северный (приплотинный), западный, центральный восточный, южный (рис. 3.1.1).

Наши определения морфометрических характеристик ВО показали, что они несколько отличаются от проектных. На основании данных проектных съемок местности с отметками высот был проведен расчет площади дна водоема между изобатами (табл. 3.1.1), а также рассчитана площадь дна между изобатами в каждом районе ВО ХАЭС (табл. 3.1.2).

В каждом районе можно выделить доминирующие глубины — те, на которые приходится более 20 % площади района. Так, для северного — это 10—11 м (25 % площади района), западного — 11—12 м (30 %), восточного — 4—5 м (26 %), для южного — 3—4 м (25 %), для центрального — 6—7 м (26 %).

¹ В западной части водоема нами были зафиксированы глубины около 19 м.

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

Таблица 3.1.1. Площадь дна водоема-охладителя ХАЭС между изобатами.

Глубина, м	Площадь, км ²	Глубина, м	Площадь, км ²
0—2	0,864	7—8	1,445
2—3	0,936	8—9	1,776
3—4	1,157	9—10	1,842
4—5	1,405	10—11	1,494
5—6	0,985	11—12	1,627
6—7	1,829	12 и более	0,009
Всего			15,369

Определение площадей дна между изобатами позволило оценить объем воды послойно между глубинами (табл. 3.1.3). Общий объем ВО ХАЭС составил 151 млн. м³.

Для и верификации данных, полученных по карте, использовали материалы космической съемки (сайт www.maps.google.com). Масштаб снимка составил 1 км : 17,8 мм. Определение площади водоема при помощи планиметра показало, что она составляет 15,4 км², то есть соответствует полученной по карте. Кроме того, определили длину подводящего канала — 1,6 км и отводящего — 1,2 км до

поворота и 2,7 км — после поворота. Длина плотины составила 6,850 км.

Рельеф дна водоема определяется не только естественными понижениями, связанными с тем, что он создан в пойме реки, но и технологией его создания. В частности, в районе плотины было изъято большое количество грунта для ее строительства, а также существуют значительные каналообразные углубления на входе в подводящий канал (глубина до 12 м ширина около 300 м) и на выходе отводящего (глубина до 8,4 м).

Распределение глубин в восточном районе, где проводили исследования распределения зообентоса по трансекте от берега на расстояние более 350 м, достаточно характерно для мелководных зон западного, восточного и южного районов. Хотя в южном районе, в зоне малых глубин (0,5—1,0 м) возрастание глубины происходит более плавно.

Таблица 3.1.2. Площадь дна между изобатами по каждому району, км².

Глубина, м	Северный	Западный	Центральный	Восточный	Южный
0—2	—	0,249	—	0,160	0,455
2—3	—	0,239	—	0,156	0,541
3—4	—	0,264	0,033	0,234	0,626
4—5	—	0,287	0,064	0,521	0,533
5—6	—	0,309	0,155	0,312	0,209
6—7	0,298	0,207	1,045	0,184	0,095
7—8	0,221	0,284	0,791	0,149	—
8—9	0,430	0,360	0,961	0,025	—
9—10	0,656	0,545	0,581	0,060	—
10—11	0,888	0,175	0,251	0,180	—
11—12	1,048	0,5	0,079	—	—
Более 12	0,009	—	—	—	—
Общая площадь	3,550	3,419	3,9590	1,981	2,459

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

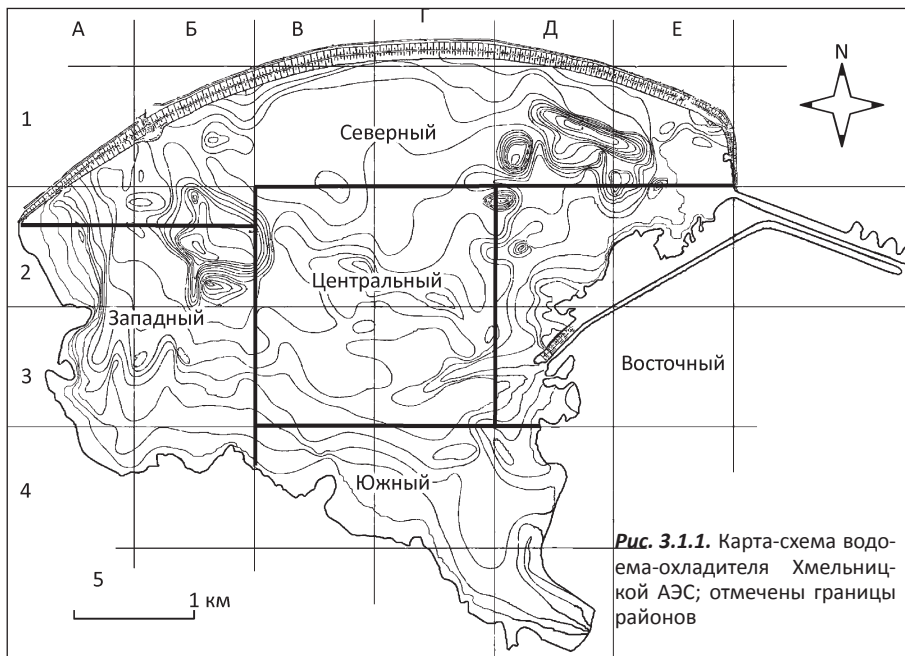


Рис. 3.1.1. Карта-схема водоема-охладителя Хмельницкой АЭС; отмечены границы районов

Рельеф дна в центральном районе и на восточном участке западного отличается довольно большими глубинами и, в целом, отсутствием значительных поднятий и углублений. Однако на трансекте, которая была проложена через весь водоем из квадрата Б-3 на восток ко входу в подводящий канал изменения глубины были достаточно значительными (рис. 3.1.2).

Таким образом, рельеф дна ВО характеризовался достаточно большой сложностью. При этом, с запада на восток отмечается общее повышение рельефа дна, хотя и с выраженными депрессиями.

Таблица 3.1.3. Объем воды послойно между глубинами водоема-охладителя ХАЭС.

Глубины, м	Объем, млн. м ³	Глубины, м	Объем, млн. м ³
0—2	29,874	7—8	11,058
2—3	14,469	8—9	10,170
3—4	13,891	9—10	9,249
4—5	13,188	10—11	9,658
5—6	12,695	11—12	7,689
6—7	11,781	12 и более	7,680
Всего			151,402

Грунты водоема-охладителя ХАЭС в целом представляют собой пески различной степени заиления. Дно глубоководных участков северного и западного районов покрыто илом значительной толщины с растительными остатками, локально с включением торфа. Грунты мелководных участков западного, восточного и южного районов представлены чистыми песками. Гравийные грунты в водоеме не занимают значительной площади и локализованы преимущественно на дне технических сооружений (каналы), а также на участке впадения р. Гнилой Рог. Дно подводящего канала представлено заиленным

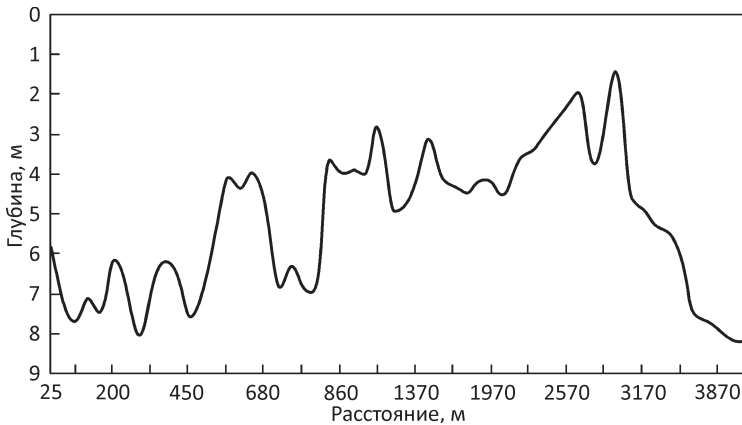


Рис. 3.1.2. Глубины на трансекте от квадрата Б-3 до входа в подводный канал (квадрат Е-2)

песком с включением гравия, отводящего — в первой трети укреплено литым бетоном, далее — гравийно-песчаное.

3.2. Водный баланс

Для пополнения водоема-охладителя предусмотрен забор воды из р. Горынь за счет специального канала и блочной насосной станции. В охладитель также возвращаются воды, которые фильтруются через земляную плотину. В вегетационный период подпитка водохранилища из р. Горынь не производится, нужды технического водоснабжения обеспечиваются срабатыванием рабочего объема водохранилища. При работе одного энергоблока подкачка из р. Горынь для подпитки водоема-охладителя не производилась с 1990 г. (в 1996 г. и 1997 г. производился отбор воды из р. Горынь объемом 0,2 млн. м³ для опробования насосов на насосной станции добавочной воды). С пуском энергоблока № 2 значительная часть фильтрационной воды из дренажного канала возвращается в водоем-охладитель. Составляющие водного баланса включают несколько наиболее важных элементов (табл. 3.2.1): сток р. Гнилой Рог, атмосферные осадки, испарение, сбросы с очистных сооружений, фильтрацию через тело плотины.

Невязка приходной и расходной частей баланса связана с возможным недоучетом в отдельных элементах баланса, однако хорошо виден вклад основных составляющих. В частности, следует обратить внимание на достаточно большую долю в общем балансе поступления вод с очистных сооружений, сопоставимую с величиной осадков.

Внутренний водообмен в ВО определяется работой циркуляционных насосов двух БНС. На примере данных 2005 г. (табл. 3.2.2) видно, что через циркуляционные системы охлаждения обоих энергоблоков проходит в месяц около двух объемов ВО.

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

Таблица 3.2.1. Элементы водного баланса (млн. м³/год) водоема-охладителя ХАЭС в 2002–2007 гг. (по данным ХАЭС).

Составляющие водного баланса	Годы					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Приходная часть						
Сток р. Гнилой Рог	26,16	24,48	20,67	25,7	29,97	23,12
Осадки	6,89	11,17	9,9	12,43	10,74	13,49
Сброс очищенных хозяйственно-бытовых вод	6,11	6,41	6,68	6,7	6,73	6,11
Подпитка из р. Горынь	0,10	0,58	0,09	1,60	0,21	2,68
Возврат дренажных вод	14,33	14,78	15,18	19,41	19,13	21,63
Расходная часть						
Естественное испарение	8,07	11,18	12,19	8,86	10,23	9,46
Дополнительное испарение	12,43	13,17	14,56	20,72	23,23	27,08
Фильтрация через тело плотины	34,43	32,21	29,89	31,78	31,77	32,2
Приходная часть, суммарно	53,59	57,42	52,52	65,84	66,78	67,03
Расходная часть, суммарно	54,93	56,56	56,64	61,36	65,23	68,74
Невязка баланса	-1,34	+0,86	-4,12	+4,48	+1,55	-1,71

Таблица 3.2.2. Расход воды при работе насосов БНС-1 и БНС-2 в 2005 г.

Месяцы	БНС-1, млн. м ³ /мес	БНС-2, млн. м ³ /мес	Сумма за месяц, млн. м ³	Среднесуточный расход, млн. м ³
Январь	135,78	115,00	250,78	8,09
Февраль	123,43	103,82	227,25	8,12
Март	142,86	112,62	255,48	8,24
Апрель	111,33	118,12	229,45	7,65
Май	4,05	125,76	129,82	4,19
Июнь	108,87	116,37	225,25	7,51
Июль	154,16	127,47	281,62	9,08
Август	142,60	119,89	262,48	8,47
Сентябрь	134,13	110,52	244,65	8,15
Октябрь	134,11	Не работал	134,11	4,33
Ноябрь	120,83	5,61	126,44	4,21
Декабрь	130,30	93,07	223,37	7,21

3.3.

ДИНАМИКА ВОДНЫХ МАСС

Из всей совокупности динамических явлений в водоемах основная роль в формировании гидробиологического режима и качества воды принадлежит переносу и перемешиванию. Первый обеспечивает водо-

обмен между отдельными участками водоемов, распределение по акватории тепла, растворенных и взвешенных веществ, живых организмов. Перемешивание обуславливает массообмен между отдельными слоями и объемами воды, в результате чего происходит выравнивание физико-химических и других характеристик водных масс.

Исследование режима течений в водоемах обычно осуществляется тремя способами. Первый из них представляет собой натурные измерения скорости и направления течений непосредственно на водоеме с помощью специальных приборов и приспособлений. Второй — использование для расчета характеристик течений в точке, на вертикали, по профилю или в целом по всей акватории водоема зависимостей или моделей, основанных на эмпирических соотношениях или теоретических гидродинамических законах. Третий способ оценки режима течений состоит в применении методов физического моделирования. Существует большой набор приемов для расчета ветровых (дрейфовых) течений, орбитальных скоростей движения водных частиц при волнении и других видов перемещения воды (Тимченко, 2006).

Большинство имеющихся работ относительно динамики течений исходят из положений теории Экмана (Allender, Saylor, 1979) и теории полных потоков Штокмана (Штокман, 1970) и Свердрупа (Праудмен, 1957). На основе этих теорий созданы методы моделирования циркуляции вод (Фельзенбаум, 1960; Welander, 1968). Существующие модели разделяют на одно-, двух- и трехмерные (Добровольская и др., 1981). Кроме того, Лик (Lick, 1976) подразделяет модели ветровых течений на интегральные, стационарные и нестационарные. Известно деление моделей ветровых течений на экмановские, интегральные, многослойные и многоуровневые (Sheng et al., 1978). При расчете течений в озерах используют динамический метод и трехмерные термогидродинамические модели (Филатов, 1983).

Наибольшее практическое применение при исследованиях ветровых течений во внутренних водоемах получили двухмерные в горизонтальной плоскости модели. Типичным представителем такого класса является гидродинамическая модель расчета ветровой циркуляции при переменном значении коэффициента вертикального турбулентного обмена, разработанная А.И. Фельзенбаумом (1960, 1970). В разных модификациях она нашла применение при исследованиях на Черном и Каспийском морях (Баклановская и др., 1985, Толмазин, 1975, Толмазин и др., 1969), на Невской губе (Андреев, Соколов, 1989, Пясковский, Молчанов, 1976, Руховец, 1982), на Белом (Литвинов, 1972, Фомичев, Литвинов, 1979), на Ладожском (Луховицкий и др., 1978) и Онежском (Ефремова, Пальшин, 1989) озерах, озере Вагат (Лифшиц, Раутнайнен, 1965), Каховском (Толмазин, Шнайндман, 1972) и Рыбинском водохранилищах (Буторин и др., 1981) и других водоемах. Применялась эта модель для Будаковского и Тузловской группы лиманов Причерноморья при исследовании условий водообмена их с морем (Розенгурт, 1974), а также для Днепровско-Бугского лимана (Белов, Филиппов, 1986).

Большинство задач, связанных с оценкой влияния течений на функционирование экосистем водоемов Украины, вполне решаемо при использовании метода «полных потоков» в том виде, в котором он представлен для случая малых глубин (Вольцингер, Пясковский, 1968; Фельзенбаум, 1960; Lin, Lidertse,

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

1978). Как показал опыт использования этого метода, ряд ограничений, обусловленных стационарностью модели, при эколого-гидрологической оценке и особенно при прогнозировании абиотических компонентов экосистем крупных мелководных водоемов, негативной роли практически не играют.

Функция полных потоков ψ , то есть функция тока интегрального переноса воды, определяется из уравнения:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{A_z \partial \psi}{h^3 \partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\frac{A_z \partial \psi}{h^3 \partial y} \right] = \frac{1}{2} \text{rot}_z \frac{T}{h}, \quad (1)$$

где: h — глубина водоема; A_z — коэффициент вертикального турбулентного обмена; $\text{rot}_z T = \frac{\partial T_y}{\partial x} - \frac{\partial T_x}{\partial y}$ — вихрь тангенциального напряжения ветра; T_x и T_y — составляющие тангенциального напряжения ветра по осям координат x и y , которые определяются через скорость ветра по формулам:

$$T_x = \gamma_b w_x |w|; \quad T_y = \gamma_b w_y |w|.$$

где γ_b — параметр трения ветра, принятый для морей равным $3,25 \cdot 10^{-6}$ г/см³; $|w|$ — модуль ветра; w_x и w_y — компоненты ветра по осям ординат.

Функция полных потоков связывается с динамическими уклонами поверхности водоема соотношениями:

$$\frac{\partial \xi}{\partial x} = -\frac{3T_x}{2g\rho h} - \frac{3A_z}{g\rho h^3} \frac{\partial \psi}{\partial x}, \quad (2)$$

$$\frac{\partial \xi}{\partial y} = -\frac{3T_y}{2g\rho h} - \frac{3A_z}{g\rho h^3} \frac{\partial \psi}{\partial y}, \quad (3)$$

где: $\partial \xi / \partial x$ и $\partial \xi / \partial y$ — уклоны по осям x и y ; g — ускорение свободного падения; ρ — плотность воды.

Горизонтальные составляющие скорости течения по осям x и y (соответственно u и v) определяются за величинами динамических уклонов:

$$u = \frac{T_x}{A_z} (h - Z) + \frac{\rho g (h^2 - z^2)}{2A_z} \frac{\partial \xi}{\partial x}, \quad (4)$$

$$v = \frac{T_y}{A_z} (h - Z) + \frac{\rho g (h^2 - z^2)}{2A_z} \frac{\partial \xi}{\partial y}, \quad (5)$$

В уравнениях (4) и (5): z — глубина расчетного горизонта.

Расчет поля полных потоков сводится к решению уравнения (1) в конечно-разностной форме методом релаксаций. При этом значения функции полных потоков в граничных точках (на контуре водоема) принимаются равными нулю. На жидких границах, то есть на участках, через которые осуществляется водообмен (реки, каналы, проливы), величины функции отвечают значениям притока или оттока. По уравнениям (4) и (5) находят значения уклонов водной поверхности и скоростей течения на отдельных горизонтах.

При реальном использовании системы уравнений (2) — (5) необходимо уточнить ряд параметров и условий. В частности, при определении коэффи-

циента вертикального турбулентного обмена, для чего обычно используется формула $A_z = \frac{\gamma_b}{4\rho a_0} wh$, возникает вопрос о задании ветровому коэффициенту

a_0 определенного значения. Речь идет не о том соотношении скоростей ветра и течения, что формируется в реальных условиях, то есть при влиянии мелководности, конфигурации берегов, орографии местности и других характеристик конкретного водоема. В данном случае имеется в виду соотношение между скоростью ветра и скоростью вызванного им дрейфового течения в чистом виде, то есть на глубокой воде. Таким образом, можно принимать в формуле (1) в качестве ветрового коэффициента постоянную величину a_0 , равную 0,0125 (Фельзенбаум, 1960).

Во многих разработках по расчету течений методом «полных потоков» отмечается удовлетворительное совпадение рассчитанных и наблюдаемых параметров течений.

Приведенная далее оценка режима течений водоема-охладителя Хмельницкой АЭС осуществлена нами математическим методом «полных потоков» с использованием технической документации и справочных материалов. В итоге, получены схемы течений в водоеме при разных гидрометеорологических и эксплуатационных условиях, на которых изолинии функций токов указывают на интегральное (суммарное по глубине) направление перемещения водных масс, а их густота пропорциональна интенсивности этого перемещения (рис. 3.3.1—3.3.5).

Рассмотрены ситуации, когда эксплуатируется один или два блока АЭС в летний период. Учтены морфометрические характеристики водоема-охладителя (глубина и форма береговой линии), ветер четырех направлений средней скорости 3 м/с, и объемы воды, которые принимают участие в производственном цикле АЭС. Во время работы одного блока АЭС расход воды в районе водозабора принят 55 м³/с, такой же объем воды возвращается в водоем. Средний расход воды во время эксплуатации двух блоков принят 80 м³/с.

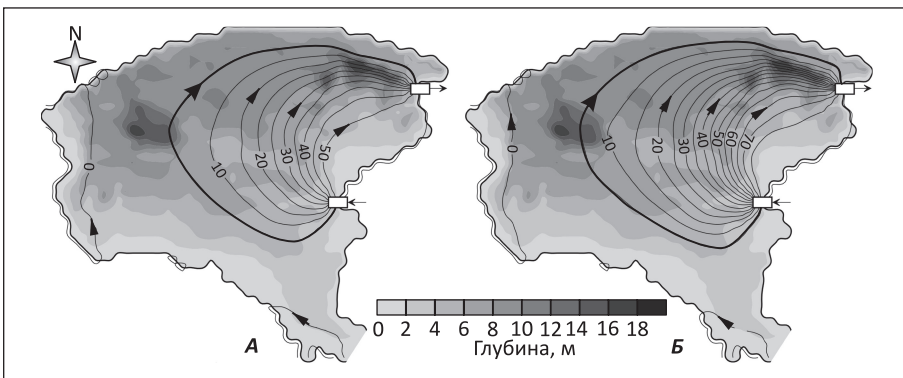


Рис. 3.3.1. Схема течений (функции токов, м³/с) в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС при условии работы одного (А) и двух блоков (Б) и при отсутствии ветра

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

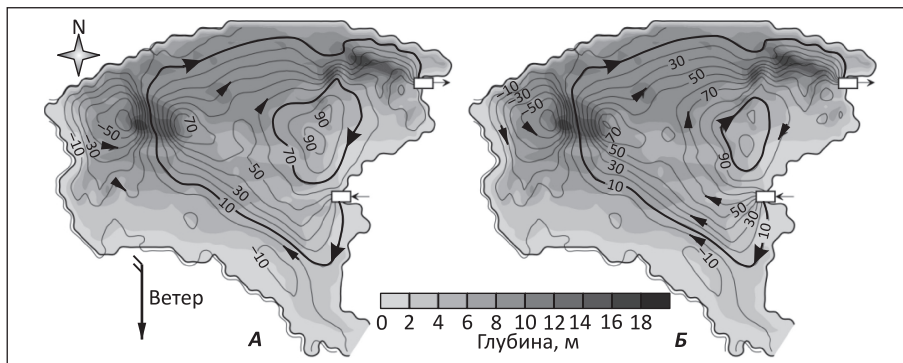


Рис. 3.3.2. Схема течений (функции токов, м³/с) в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС при условиях работы одного (А) и двух блоков (Б) и при северном ветре скоростью 3 м/с

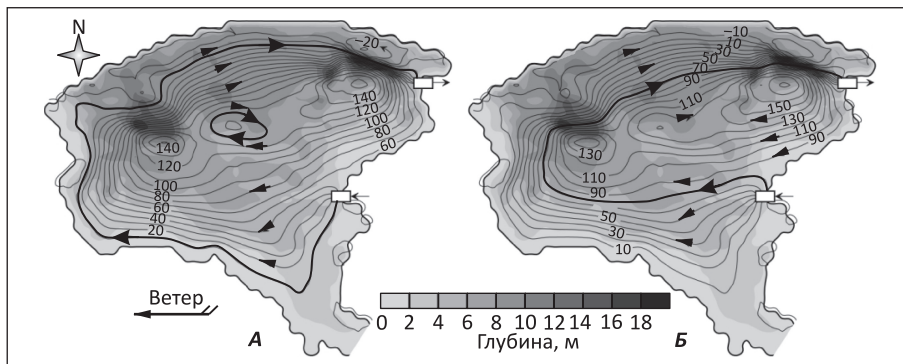


Рис. 3.3.3. Схема течений (функции токов, м³/с) в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС при условиях работы одного (А) и двух блоков (Б) и при восточном ветре скоростью 3 м/с

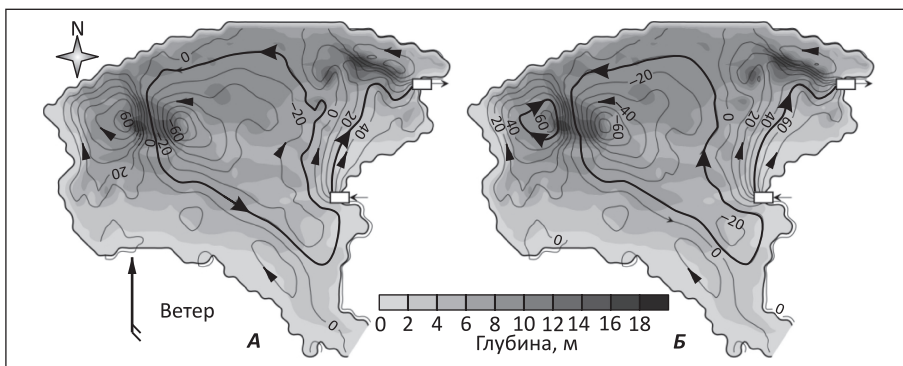


Рис. 3.3.4. Схема течений (функции токов, м³/с) в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС при условиях работы одного (А) и двух блоков (Б) и при южном ветре скоростью 3 м/с

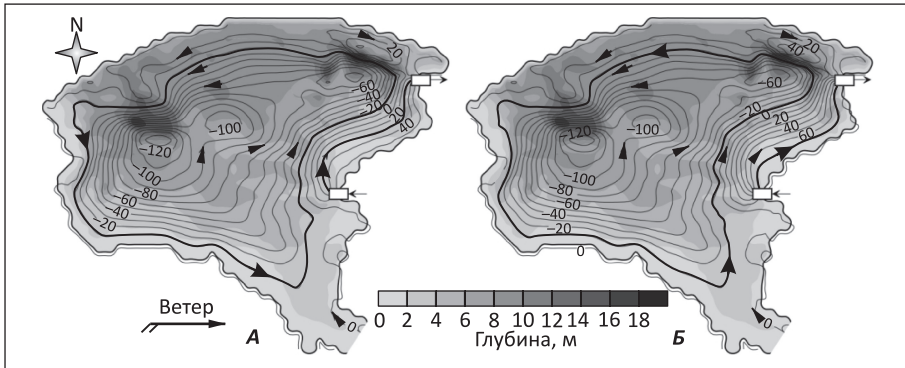


Рис. 3.3.5. Схема течений (функции токов, $\text{м}^3/\text{с}$) в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС при условиях работы одного (А) и двух блоков (Б) и при западном ветре скоростью 3 м/с

В безветренную погоду водные массы, которые сбрасывает АЭС, промывают северо-восточную половину водоема-охладителя и попадают на водозабор (рис. 3.3.1, А). Изменение мощности АЭС влияет лишь на изменение интенсивности этого транзитного потока (рис. 3.3.1, Б).

При северном ветре транзитный поток значительно удлиняется (рис. 3.3.2, А). От места сброса он следует на запад, а затем, изменяя направление к востоку, омывает северный берег и попадает на водозабор. Кроме того, в восточной части водоема образуется антициклональная циркуляция мощностью до $30 \text{ м}^3/\text{с}$, а у западного берега — циклональная, мощностью до $50 \text{ м}^3/\text{с}$. Изменение мощности АЭС также не нарушает картину циркуляций (рис. 3.3.2, Б).

Восточный ветер имеет самое благоприятное влияние на охлаждение теплых водных масс, поскольку он вынуждает транзитный поток двигаться по самой длинной траектории (рис. 3.3.3), а это увеличивает время теплоотдачи. В центральной части водоема образуется большая антициклональная циркуляция мощностью до $100 \text{ м}^3/\text{с}$.

Южный ветер вынуждает транзитный поток двигаться по короткой траектории (рис. 3.3.4). В таких условиях теплые сбросные воды почти сразу попадают в подводящий канал, тогда как основная центральная часть акватории водоема в это время занята большой циклональной циркуляцией мощностью до $60 \text{ м}^3/\text{с}$. Кроме этого, у западного берега образуются несколько антициклональных циркуляций, наиболее активная из которых имеет мощность $50 \text{ м}^3/\text{с}$.

Западный ветер, так же как и южный, направляет транзитный поток сразу от сброса к водозабору, но делает это с большей интенсивностью, тем самым еще больше уменьшая период теплоотдачи и перемешивания теплых водных масс (рис. 3.3.5). На всей акватории в это время властвует автономная циклональная циркуляция мощностью $130\text{—}140 \text{ м}^3/\text{с}$. Ее водные массы практически не принимают участия в процессе охлаждения воды, которая используется для АЭС.

По данным наблюдений метеостанции ХАЭС большую часть года в районе водоема-охладителя преобладают ветры западного и северного направле-

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

ний, т. е. в водоеме-охладителе преобладающими являются течения, которые представлены на рис. 3.3.2 и 3.3.5. Таким образом, ветровое воздействие оказывает весьма существенное влияние на формирование биотопической структуры пелагической части водоема. Кроме того, при различных метеоусловиях существенно изменяется эффективность водоема как охлаждающей технической системы.

3.4. ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОЗРАЧНОСТИ ВОДЫ

Прозрачность воды по диску Секки в водоеме-охладителе в первый период была относительно невысокой (табл. 3.4.1). В среднем по районам водоема в летний период она составляла от 1,03 до 1,33 м, а в осенний (1999 г.) — до 1,42 м.

После начала работы 2 энергоблока и вселения дрейссены прозрачность воды в водоеме значительно возросла (табл. 3.4.2).

Таблица 3.4.1. Прозрачность воды в водоеме-охладителе ХАЭС в первый период исследований (1998—2001 гг.).

Районы	Июнь 1998 г.	Июнь 1999 г.	Октябрь 1999 г.	Август 2001 г.
Северный	1,20	1,60	1,30	1,20
Западный	1,00	1,60	1,60	1,20
Центральный	1,00	1,35	1,30	1,05
Восточный	1,00	1,60	1,40	1,30
Южный	1,00	1,45	1,55	1,00
Подводящий канал	1,00	1,35	1,40	1,05
Отводящий канал	1,00	0,35	1,40	1,10
Средние значения по водоему	1,03 ± 0,03	1,33 ± 0,17	1,42 ± 0,04	1,13 ± 0,04

Таблица 3.4.2. Прозрачность воды в водоеме-охладителе ХАЭС во второй период исследований (2006—2010 гг.).

Районы	Июль 2006 г.	Июль 2007 г.	Июль 2008 г.	Сентябрь 2008 г.	Июнь 2009 г.	Сентябрь 2010 г.
Северный	1,70	3,30	3,00	3,00	2,60	2,37
Западный	2,05	2,90	2,55	3,00	3,00	2,40
Центральный	2,10	2,20	3,20	3,00	2,60	2,10
Восточный	1,80	2,20	3,50	3,00	2,60	2,20
Южный	1,65	2,00	2,60	2,90	2,00	2,20
Подводящий канал	2,50	2,70	4,00	3,30	2,70	2,30
Отводящий канал	1,60	2,00	2,30	2,90	2,60	—
Средние значения по водоему	1,91 ± 0,12	2,47 ± 0,19	3,02 ± 0,23	3,01 ± 0,05	2,59 ± 0,11	2,26 ± 0,05

3.4. Характеристика прозрачности воды

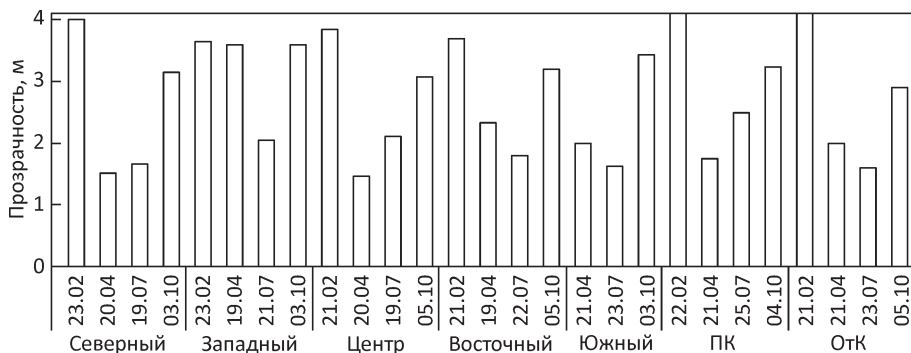


Рис. 3.4.1. Прозрачность воды по районам водоема в различные сезоны 2006 г.

Сравнение максимальных средних значений прозрачности за первый и второй период исследований показало, что она увеличилась в 2,1 раза. Во второй период наблюдалось возрастание прозрачности от 2006 к 2008 г., а затем — некоторое снижение до 2010 г.

Практически во всех районах сохранялась закономерность изменения показателя прозрачности воды по сезонам (рис. 3.4.1). В зимний период 2006 г. прозрачность воды в водоеме была от 3,65 до 4,10 м, в летний период снижалась до значений менее 1,5 м (центральный район).

Таким образом, существует определенная зависимость прозрачности воды от сезона года, которая может быть отражена во взаимосвязи показателя прозрачности и температуры воды. В целом корреляция между показателями прозрачности и поверхностной температуры невысокая ($r = -0,467$), это связано с тем, что высокая прозрачность от 3 до 4 м отмечена при температурах от 5 до 25 °С, более низкая прозрачность — от 1 до 3 м отмечена также при широком диапазоне температуры — от 15 до 33 °С. Тем не менее, наличие такой связи указывает, вероятнее всего, на биологические причины изменения прозрачности воды, в первую очередь, связанные с развитием организмов планктона. Кроме того, в теплое время года повышается фильтрационная активность донных и планктонных фильтраторов.

Таким образом, прозрачность воды, как показатель, связанный с внутриводоемными процессами, в том числе биологическими, значительно возросла после изменения основных биотических и абиотических факторов и условий в водоеме-охладителе.

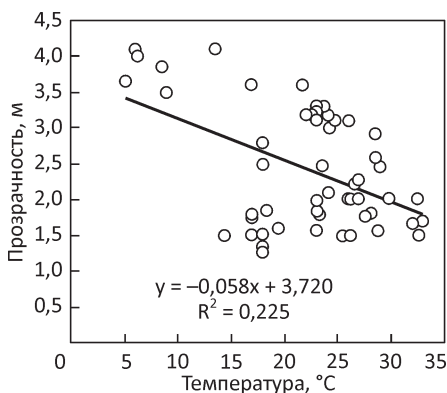


Рис. 3.4.2. Взаимосвязь показателей прозрачности и поверхностной температуры воды

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

3.5. ТЕРМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ

В ходе гидробиологических исследований проводили измерения температуры воды по глубине в разных районах водоема-охладителя. Для термических условий первого периода (1998—2001 гг.) было характерно снижение температуры в летний период до уровня естественных при выводе блока в плановый ремонт.

Введение в эксплуатацию второго энергоблока увеличило термическую нагрузку на водоем. Так, среднегодовая температура в период 1998—2001 гг. была 13,2°, а в период 2004—2008 гг. — 14,9°, т. е. разница составила 1,7 °С. Максимальные среднегодовые значения температуры также возросли — с 24,1° в первый период до 25,0° — во второй. Общий характер годового хода температуры в первый и второй периоды исследований существенно не отличался, хотя во второй период несколько возросла температура в ноябре—декабре (рис. 3.5.1).

Относительно природных водоемов, температура воды в ВО более чем на 3 °С выше, чем, например, в р. Горынь (рис. 3.5.2).

Во все сезоны отмечалась более или менее выраженная тенденция снижения температуры с глубиной. Например, в центральном районе зимой от поверхности до глубины 5 м температура снижалась на 2 °С, в апреле от поверхности до 6 м — на 3 °С. В сезонном аспекте следует отметить, что различия в температуре в зимний и весенний периоды были более значительными, чем в летний и осенний. В западном районе зимние температуры были на 3 °С ниже, чем в центральном районе, что отмечено и для осенних измерений.

В северном районе, как в наиболее глубоководном, температура в придонном горизонте снижалась достаточно значительно относительно поверхностной, например, в июле 2006 г. в квадрате Б-1 — от 26,4 до 19,0 °С (рис. 3.5.3, А). В западном районе от поверхности до глубины 8 м температура снижалась с 26,0 до 20 °С. В центральном районе на разных участках разница температур (поверхность — дно)

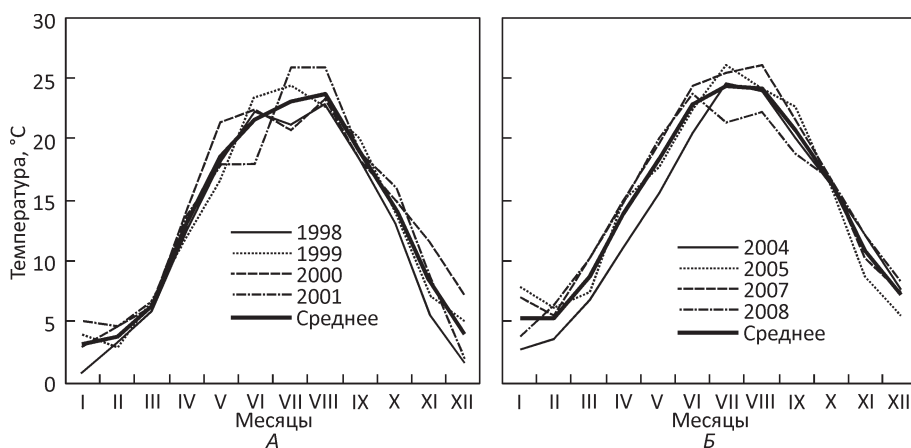
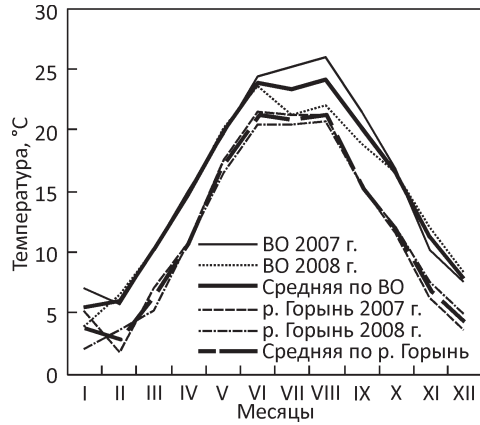


Рис. 3.5.1. Изменение температуры воды в водоеме-охладителе ХАЭС в течение года (данные ГТЦ ХАЭС): А — период 1998—2001 гг., Б — период 2004—2008 гг.

Рис. 3.5.2. Изменение температуры воды в водоеме-охладителе ХАЭС и в р. Горынь в течение года (данные ГТЦ ХАЭС)

колебалась от 2,5 до 5,5 °С на глубинах от поверхности до 9 м.

На выходе отводящего канала было отмечено, что поток из канала распространяется в 4—5 м слое от поверхности, глубже отмечено противотечение. Это влияет на глубинную стратификацию температуры, если в летний период на поверхности температура достигала 33, то в придонной области 25 °С (рис. 3.5.3, Б).



В подводящем канале температура с глубиной изменялась незначительно, что связано с течением и турбулизацией потока. Максимальной разница температуры воды в поверхностном горизонте и на глубине 9 м была в июле 2006 г. и достигала 2,5 °С, в остальные сезоны температура с глубиной снижалась на 0,7—1,3 °С.

В южном районе (21.07.06) разница температур составляла 3,0 °С (до глубины 5 м). Обращает на себя внимание различие в температуре воды в районе дамбы со стороны ВО и со стороны р. Гнилой Рог в весенний и осенний периоды, так весной 2007 г. (24.04.07) температура в ВО на этом участке была выше на 2,3°, а осенью 2006 г. (05.10.06) — на 5,7 °С, таким образом, подогретая вода доходит до самой южной (кутовой) части водоема.

Отмечены определенные изменения в градиенте температуры по глубине по сезонам и по районам ВО (табл. 3.5.1).

С сезонным увеличением температуры возрастал и термический градиент. Наибольших значений он достигал в восточном районе в летний период. Таким образом, в теплое время года условия обитания организмов на дне и

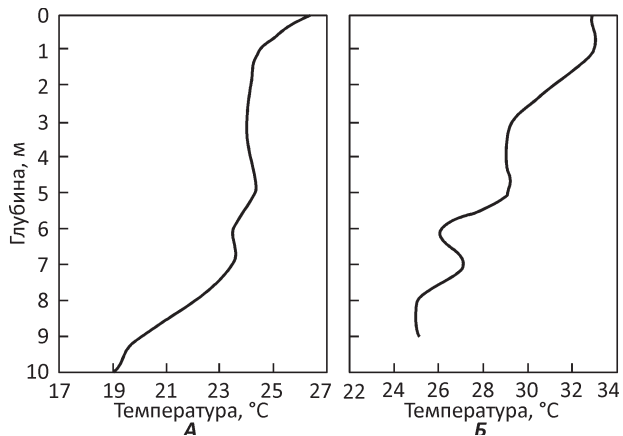


Рис. 3.5.3. Изменение температуры с увеличением глубины, июль 2006 г.: А — северный район ВО; Б — выход отводящего канала

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

Таблица 3.5.1. Градиент температуры по глубине (°С/м) в отдельных районах в различные сезоны (2006 г.).

Сезоны	Северный	Западный	Центральный	Южный	Восточный	ПК	Выход ОтК
Февраль	0,13	0,22	0,40	—	—	0,00	—
Апрель	0,60	0,57	0,71	0,38	0,50	0,20	1,00
Июль	0,41	0,75	0,44	0,93	1,05	0,27	0,89
Октябрь	0,20	0,10	0,45	0,38	0,00	0,50	0,45
Среднее	0,33	0,41	0,50	0,56	0,52	0,24	0,78

П р и м е ч а н и е. «—» — измерения не проводили.

в придонных слоях значительно отличались от условий в приповерхностных слоях воды.

В июле 2006 г. при одном работающем блоке (температура на выходе отводящего канала составляла 33,0 °С) нами была отмечена максимальная для всего водоема и во все летние сезоны исследований поверхностная температура — 21 и 24 июля — 32,0 и 32,5 °С в восточном районе и 26 июля — 32,0 °С — в южном. При этом в восточном районе на 2—3 м глубине температура достигала значений 28—29 °С, и лишь на глубоководных участках (8 м) — снижалась до 25 °С.

В июле 2007 г. температура на выходе отводящего канала составляла 29,0 °С, на глубоководных участках центрального и западного районов (до глубины 8 м) разница между поверхностной и придонной температурой составляла 2,0—4,5 °С, максимальная разница (5,0 °С) отмечена на выходе отводящего канала (глубина 9 м). Значительным оказалось влияние штормового перемешивания на термическую ситуацию в водоеме — после шторма 06.07.07 г. поглубинное измерение температуры на северо-западных участках ВО (квадраты Б-1, Г-1) показало, что от 2 м и глубже температура была одинаковой.

В условиях отсутствия подогретых сбросов при выводе энергоблоков на плановый ремонт в водоеме-охладителе (летом 2008 г.) установилась гомотермия с температурой 21,0 °С — поверхностные и придонные температуры практически не отличались, даже на значительных глубинах.

Таким образом, в условиях работы двух энергоблоков отмечены определенные различия между поверхностной и придонной температурой. В летний период (2006, 2007 гг.) эта разница составляла 2,0—7,4 °С и максимальной была на выходе отводящего канала — до 8,0 °С. Явление выраженного термоклина в ВО не выявлено — т. е. температура достаточно плавно снижалась с глубиной. Отмечено значительное влияние погодных условий (ветровое перемешивание).

Для оценки термических условий обитания организмов был предложен индекс «относительной термической удаленности» (T/T_{\max}), который рассчитывали как отношение температуры на данной станции к максимальной температуре (отводящий канал).

Использование показателя T/T_{\max} (табл. 3.5.2) позволило в относительных величинах выявить степень термического влияния подогретой сбросной воды

Таблица 3.5.2. Средние значения показателя «термической удаленности» (T/T_{\max}) для отдельных районов водоема-охладителя ХАЭС во все сезоны исследований (2005—2006 гг.).

Районы водоема	T/T_{\max}	$\pm m$	CV, %
Северный	0,663	0,025	16,291
Западный	0,690	0,025	14,380
Центральный	0,701	0,031	16,661
Восточный	0,728	0,023	10,134
Южный	0,691	0,023	11,465
Подводящий канал (ПК)	0,707	0,024	15,463
Отводящий канал (ОтК)	0,912	0,050	17,370

П р и м е ч а н и е. $\pm m$ — ошибка средней арифметической, CV — коэффициент вариации.

АЭС на тот или иной район (показатель T/T_{\max} в самом высокотемпературном районе — отводящем канале, отличался от 1 так как даны усредненные данные по всему каналу, где также наблюдалось определенное снижение температуры по его протяженности).

Наименьшее влияние подогрева испытывал северный район, что вполне объяснимо, исходя из гидродинамической модели (см. раздел 3.3). Коэффициент вариации были достаточно низким, что позволяет говорить об определенной стационарности термического режима в каждом районе.

3.6. ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ

Формирование гидрохимического режима водоемов происходит при одновременном воздействии многочисленных факторов. Основными из них являются физико-географические особенности региона, обуславливающие, в свою очередь, гидрометеорологическую и климатическую ситуацию, гидрологические условия, а также уровень развития и жизнедеятельности гидробионтов. Немаловажную роль в формировании химического состава вод природных поверхностных водоемов играет характер и степень антропогенного воздействия.

Водоемы-охладители — это технологические водоемы, созданные, в первую очередь для целей водоснабжения технических систем энергетических станций. Вместе с тем, они являются и элементами конкретных природных ландшафтов, гидрологической сети того или иного региона. В силу этого гидрохимический режим водоемов-охладителей зависит как от особенностей региона, так и от характера их эксплуатации, который, в свою очередь, может влиять на экологическое состояние природных водных объектов, расположенных в соседстве с ними.

Многолетние исследования гидрохимического режима водоемов-охладителей ТЭС и АЭС Украины, а также аналогичных водоемов, в других странах позволили обобщить закономерности формирования их гидрохимического режима

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

(Гидробиология..., 1991; Экосистема..., 2008; Водоем-охладитель Харанорской..., 2005). Как показали исследования, гидрохимический режим техногенных водных объектов сходен в основных чертах с таковым природных водоемов данной климатической зоны. Однако многие техногенные водоемы служат приемниками сточных вод очистных систем и других технологических сбросов. Характерный для ВО термический режим способствует возникновению условий, при которых наблюдается повышение величины испарения воды по сравнению с естественными водоемами, что, в свою очередь, приводит к повышению минерализации воды. Поступление в водоемы-охладители значительного количества подогретых вод может также способствовать сдвигу карбонатно-кальциевого равновесия, что является еще одной их специфической особенностью. Как правило, водные массы техногенных водоемов, в первую очередь — охладителей, характеризуются пересыщением воды карбонатом кальция, что, в свою очередь, является предпосылкой и причиной формирования карбонатных отложений на теплообменных поверхностях, в том числе — трубках конденсаторов энергетических станций. Необходимо отметить, что процессы накипеобразования усугубляются воздействием гидробиологического фактора. А именно — одним из основных процессов, влияющим на изменение величины pH, особенно в вегетационный период является фотосинтез. С другой стороны, уменьшение содержания ионов кальция в водоеме-охладителе обусловлено его изъятием в процессе формирования и роста раковин моллюсков. Напряженный газовый режим, особенно режим растворенного в воде кислорода, на фоне высокой температуры (более 30 °C) воды и высокого содержания органических веществ обуславливает возникновение заморных явлений, наблюдаемых в некоторых водоемах-охладителях (Гидробиология..., 1991).

Сезонная динамика большинства гидрохимических показателей в значительной степени зависит от типа водоема, а именно: в водоемах-охладителях наливного типа она менее выражена, чем в проточных водоемах, для которых значительные колебания содержания многих компонентов химического состава обусловлены особенностями формирования гидрохимического режима основного источника, питающего водоем-охладитель.

Первый период исследований гидрохимического режима водоема-охладителя Хмельницкой АЭС (1998, 1999 и 2001 гг.) происходил на фоне непостоянного воздействия сбросов циркуляционной охлаждающей воды, отсутствовавших в некоторые летние месяцы. Поступление вод с очистных сооружений происходило в течение всего годового цикла.

Факторы формирования и особенности внутригодовой и межгодовой динамики содержания основных компонентов химического состава воды водоема охладителя ХАЭС (главные ионы, органическое вещество, биогенные компоненты, температура воды) были изучены при исследовании материалов отдела охраны окружающей среды (ОООС) ХАЭС, а также собственных данных. При отборе и обработке гидрохимических проб использовали стандартные методики (Методи..., 2006; см. раздел «Материалы и методы»).

Проведенные исследования показали, что на первом этапе наблюдений *температура воды* в водоеме-охладителе изменялась от 0,8 до 25,8 °C, *величина pH* — от 7,9 до 9,2, *содержание растворенного в воде кислорода* — от 7,7 до 12,83 мг/дм³ (табл. 3.6.1). Так как изменение величины pH тесно связано с процессами форми-

3.6. Гидрохимический режим

Таблица 3.6.1. Многолетняя изменчивость температуры воды и некоторых основных компонентов химического состава водоема-охладителя ХАЭС за период 1998—2001 гг.

Годы	Температура воды, °С	рН	мг/дм ³		
			O ₂	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻
1998	<u>0,8—22,8</u>	<u>8,2—8,63</u>	<u>8,5—12,73</u>	<u>50,1—60,1</u>	<u>48,7—95,7</u>
	14,0	8,33	10,37	55,4	68,9
1999	<u>3,0—24,6</u>	<u>7,9—9,20</u>	<u>6,0—12,63</u>	<u>41,4—58,1</u>	<u>54,3—94,3</u>
	17,3	8,52	9,26	51,9	72,8
2000	<u>3,0—23,2</u>	<u>8,27—8,68</u>	<u>7,7—12,83</u>	<u>44,6—64,8</u>	<u>41,3—89,5</u>
	14,0	8,48	10,39	51,9	73,0
2001	<u>2,1—25,8</u>	<u>8,24—8,83</u>	<u>8,29—12,8</u>	<u>33,5—56,1</u>	<u>51,7—88,7</u>
	13,6	8,52	10,19	48,8	70,7
За весь период	<u>0,8—25,8</u>	<u>7,9—9,20</u>	<u>6,0—12,83</u>	<u>33,5—64,8</u>	<u>41,3—95,7</u>
	15,0	8,45	9,98	52,2	71,3

П р и м е ч а н и е. Над чертой — предельные значения, под чертой — средние.

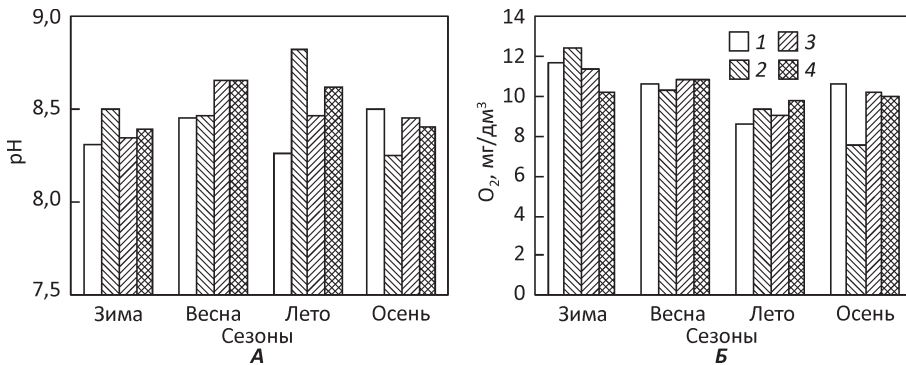


Рис. 3.6.1. Сезонная динамика величины рН (А) и растворенного в воде кислорода (Б) в водоеме-охладителе ХАЭС за период 1998—2001 гг.: 1 — 1998, 2 — 1999, 3 — 2000, 4 — 2001

рования и распада органического вещества, ее сезонная динамика имела четко выраженную закономерность и характеризовалась повышенными значениями в весенне-летний период и постепенным снижением к осени—зиме (рис. 3.6.1). Временная изменчивость концентрации растворенного в воде кислорода имела тенденцию постепенного уменьшения его содержания от зимы к осени. В первый период наблюдений в водоеме-охладителе ХАЭС летом не отмечено значительного дефицита растворенного в воде кислорода, встречаемого в водоемах-охладителях других электростанций при условии высоких температур (Гидробиология..., 1991), что связано с особенностями эксплуатации единственного блока, в первую очередь с отсутствием термического воздействия в летний период.

Наблюдения показали, что на первом этапе исследований концентрация ионов кальция (Ca²⁺) изменялась в пределах от 33,5 до 64,8 мг/дм³ (см. табл. 3.6.1).

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

В сезонной динамике прослеживалась тенденция постепенного снижения содержания ионов кальция от зимы к лету. Несмотря на значимое влияние сбросных вод на формирование режима главных ионов, в том числе и ионов кальция, в летний период года особенно наглядно проявляется влияние гидробиологических факторов. А именно: несмотря на то, что летом концентрация ионов кальция в сбросных водах очистных сооружений была максимальной, их содержание в воде водоема-охладителя — минимально, что может быть обусловлено его потреблением гидробионтами, населяющими водоем.

Режим и динамика содержания *сульфатных ионов* (SO_4^{2-}) находятся в прямой зависимости от концентрации ионов кальция, так как в их присутствии возможно образование малорастворимого CaSO_4^{2-} . Проведенные исследования показали, что при работе одного энергоблока концентрация сульфатных ионов изменялась в пределах от 41,3 до 95,7 мг/дм³ (см. табл. 3.6.1). Установлено, что внутригодовая динамика содержания сульфатных ионов характеризовалась постепенным уменьшением их концентраций от зимнего периода к осеннему. Наблюдалось нарастание концентрации сульфатных ионов, происходящее на фоне постепенного снижения содержания ионов кальция (см. табл. 3.6.1). Еще одной характерной особенностью данного периода явилось постепенное изменение величины соотношения главных ионов, которое, в данном случае выразилось в увеличении доли сульфатных ионов. А именно: если в 1998 г. среднегодовое содержание сульфатных ионов незначительно превышало таковое для ионов кальция (соответственно 55,4 и 68,9 мг/дм³), то уже в 2001 г. разница в их содержании была более значимой (соответственно 48,8 и 70,7 мг/дм³) (см. табл. 3.6.1).

Пространственная и временная изменчивость других главных ионов (гидрокарбонатных, ионов хлора, магния, натрия и калия), а также минерализации воды характеризовалась достаточно равномерным распределением, при незначительном варьировании пределов изменения их концентрации. Так, содержание *гидрокарбонатных ионов* (HCO_3^-) изменялось в пределах от 158,6 до 186,1 мг/дм³, *ионов хлора* (Cl^-) — от 14,9 до 20,4 мг/дм³, *ионов магния* (Mg^{2+}) — от 6,1 до 9,7 мг/дм³, *суммы ионов натрия и калия* ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) — от 36,5 до 40,2 мг/дм³. Величина *минерализации воды* водоема-охладителя варьировала от 326,5 до 366,2 мг/дм³ (табл. 3.6.2).

Несмотря на довольно сглаженную сезонную динамику содержания главных ионов и минерализации воды водоема-охладителя прослеживалось постепенное незначительное нарастание их содержания от лета к осени.

В целом, водная масса водоема-охладителя была достаточно однородна по содержанию главных ионов и минерализации воды, однако несколько большие концентрации главных ионов отмечались в южном районе водоема, что, вероятно, обусловлено поступлением в него водных масс р. Гнилой Рог.

Несмотря на то, что водоем-охладитель был создан путем сооружения плотины на р. Гнилой Рог, а затем дополнительно заполнен водами р. Горынь, поступление значительного количества сбросных вод очистных сооружений в водоем сформировали несколько иной химический состав воды, отличающийся от состава водной массы основного водотока, впадающего в него. Проведенные исследования показали, что под действием антропогенного фактора в воде водоема-охладителя произошло изменение соотношения главных ионов, которое выразилось, в первую очередь, в снижении доли гидрокар-

3.6. Гидрохимический режим

Таблица 3.6.2. Предельные концентрации некоторых главных ионов и минерализации воды в воде отдельных районов ВО в летне-осенний период 1998, 1999 и 2001 гг. (мг/дм³).

Районы	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	Минерализация воды
Северный	183,0	16,7—19,6	7,9—8,5	37	351,8
Западный	161,7—183,0	14,9—20,4	8,1—9,1	36,8—37,2	328,4—350,3
Центр	158,6—183,0	15,6—19,6	6,7—8,5	36,5—39,0	326,5—356,8
Восточный	164,7—180,0	16,3—19,6	7,9—8,5	38,0—39,8	337,3—346,1
Южный	186,1—189,1	15,5—17,2	6,1—9,7	36,5—40,2	357,4—366,2
ПК	161,7—183,0	15,6—18,8	6,1—9,1	39,0—39,5	335,4—357,2
ОтК	167,8—180,0	15,6—20,4	7,9—9,7	37,8—39,0	339,2—348,5

П р и м е ч а н и е. ПК — подводящий канал, ОтК — отводящий канал.

Таблица 3.6.3. Минерализация и содержание некоторых главных ионов в реках Горынь, Вилия и Гнилой Рог в 1998, 1999 и 2001 гг. (мг/дм³).

Реки	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Минерализация воды
р. Горынь	<u>311,0—335,5</u>	<u>80,2—92,2</u>	<u>34,3—38,8</u>	<u>12,4—16,3</u>	<u>483,0—511,7</u>
	321,8	86,9	36,2	14,0	492,9
р. Вилия	<u>323,3—53,8</u>	<u>82,2—106,2</u>	<u>31,9—41,6</u>	<u>9,2—21,9</u>	<u>500,1—534,1</u>
	339,6	97,4	35,4	13,0	339,6
р. Гнилой Рог	<u>237,9—244,0</u>	<u>64,1—74,2</u>	<u>33,5—40,0</u>	<u>7,8—11,4</u>	<u>379,0—389,6</u>
	241,0	69,2	36,8	9,6	384,3

П р и м е ч а н и е. Над чертой — предельные концентрации, под чертой — средние.

бонатных ионов и ионов кальция, происходивших на фоне постепенного нарастания доли сульфатных ионов и ионов натрия. В речных водах содержание гидрокарбонатных ионов и ионов кальция намного превышает таковые величины в воде водоема-охладителя, тогда как содержание сульфатных ионов, наоборот, ниже. Повышенные концентрации гидрокарбонатных ионов и ионов кальция обуславливают, в свою очередь, повышенные величины минерализации воды основного водотока, впадающего в водоем-охладитель (табл. 3.6.3, рис. 3.6.2).

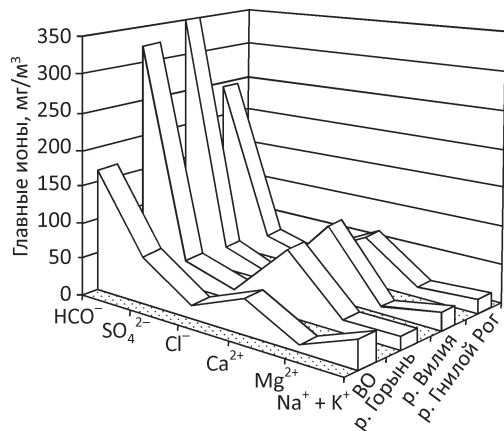


Рис. 3.6.2. Содержание главных ионов в воде водоема-охладителя ХАЭС (средние значения), в рр. Горынь, Вилия и Гнилой Рог (летний период 2001 г.)

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

Таблица 3.6.4. Многолетняя изменчивость содержания биогенных веществ и органического вещества (ПО) в воде водоема-охладителя ХАЭС за период наблюдений 1998—2001 гг.

Годы	NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	ПО, мг O/дм ³
1998	<u>0,0—0,009</u> 0,003	<u>0,0—1,919</u> 0,223	<u>0,001—0,035</u> 0,011	<u>6,65—14,70</u> 9,75
1999	<u>0,0—0,071</u> 0,007	<u>0,0—0,335</u> 0,096	<u>0,0—0,094</u> 0,036	<u>7,43—14,07</u> 10,41
2000	<u>0,003—0,026</u> 0,008	<u>0,060—0,384</u> 0,195	<u>0,007—0,058</u> 0,025	<u>7,57—10,93</u> 9,45
2001	<u>0,004—0,039</u> 0,006	<u>0,0—0,693</u> 0,148	<u>0,007—0,124</u> 0,038	<u>7,57—11,25</u> 9,67
В целом за период наблюдений	<u>0,0—0,071</u> 0,006	<u>0,0—1,919</u> 0,160	<u>0,0—0,124</u> 0,028	<u>6,65—14,7</u> 9,89

П р и м е ч а н и е. Над чертой — предельные концентрации, под чертой — средние.

Экологическое состояние любого как природного, так и техногенного водоема, в том числе и водоема-охладителя ХАЭС, определяется не только состоянием газового режима и минерализации воды, но и степенью его трофности, которая, в первую очередь, зависит от содержания биогенных веществ. Их концентрация и динамика в воде водоемов главным образом определяют интенсивностью внутриводоемных процессов.

Биогенные вещества, основными из которых для большинства водоемов являются соединения азота и фосфора, являются важнейшими показателями санитарно-экологического состояния водоемов. Отличительной особенностью режима растворенных минеральных соединений азота в воде водоема-охладителя ХАЭС является постоянное присутствие всех трех его форм — нитритных (NO₂⁻), нитратных (NO₃⁻), а также ионов аммония (NH₄⁺).

Концентрация *нитритных ионов* (NO₂⁻) изменялась от практически нулевых значений до 0,071 мг N/дм³ (табл. 3.6.4). Достаточное высокое содержание нитритного азота в воде водоема-охладителя обусловлено как поступлением его со сточными водами, так и внутриводоемными процессами и свидетельствует о загрязнении водоема. Сезонная динамика содержания нитритных ионов не имела четко выраженной направленности, однако, как правило, максимальные концентрации нитритного азота наблюдались в зимний период наблюдений, а минимальные — в летний (рис. 3.6.3, А).

Межгодовая динамика содержания нитритных ионов характеризовалась достаточно равномерным распределением на протяжении всего первоначального периода наблюдений (см. табл. 3.6.4).

Нитратные ионы (NO₃⁻), наряду с некоторыми другими неорганическими соединениями азота, являются конечным продуктом сложного процесса минерализации органического вещества. Содержание, режим и динамика нитратной формы азота определяется теми же факторами, что и для нитритной формы азота. С одной стороны, в вегетационный период они активно потребляются гидробионтами, населяющими водоем (Алекин, 1970). С другой стороны — их концентрация в значительной степени зависит от объема поступления в водоем сбросных

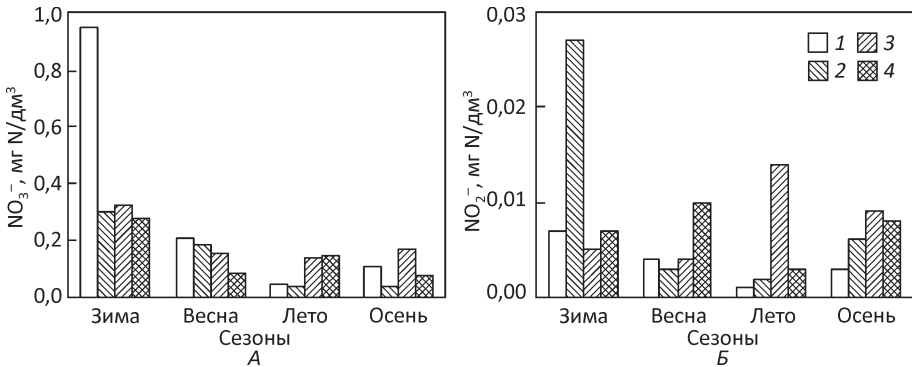


Рис. 3.6.3. Сезонная динамика содержания нитритной (А) и нитратной (Б) форм азота (мг N/дм³) в воде водоема-охладителя ХАЭС за период наблюдений (1998—2001 гг.): 1 — 1998, 2 — 1999, 3 — 2000, 4 — 2001

вод очистных сооружений. Одновременное воздействие природных и антропогенных факторов сгладило направленность сезонной и межгодовой динамики содержания нитратных ионов. Так, в 1998—1999 гг. максимальные концентрации нитратной формы азота наблюдались в зимний период, а в 2000—2001 гг., в летний (см. рис. 3.6.3, Б). В целом, в первоначальный период наблюдений содержание нитратных ионов варьировало в достаточно широких пределах от практически нулевых концентраций до 1,919 мг N/дм³ (см. табл. 3.6.4).

Экологическое состояние водоема в равной степени зависит как от изменчивости содержания форм азота, так и от содержания *фосфатов* (PO₄³⁻). Факторы, определяющие концентрацию фосфат-ионов в воде природных водоемов аналогичны таковым для большинства биогенных веществ. Содержание фосфатов на первоначальном этапе исследований изменялось от нулевых концентраций до 0,124 мг P/дм³ (см. табл. 3.6.4). Сезонная динамика содержания фосфатов характеризовалась значительным снижением их концентрации в весенний период и постепенным нарастанием от лета к осени. Такая направленность внутригодовой динамики фосфат-ионов обусловлена одновременным воздействием факторов как естественного происхождения, так и антропогенного. Весной, в период активного развития гидробионтов, содержание фосфатов уменьшалось до практически нулевых значений. Осенью, в период снижения биологической активности и самоочистительной способности водоема, его концентрации, как правило, были высоки (рис. 3.6.4). Следует от-

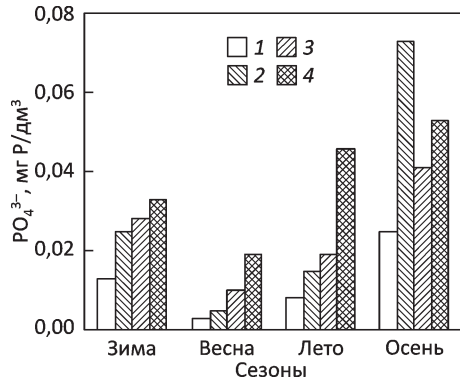


Рис. 3.6.4. Сезонная изменчивость содержания фосфат-ионов (PO₄³⁻, мг P/дм³) в воде водоема-охладителя ХАЭС за период исследований (1998—2001 гг.): 1 — 1998, 2 — 1999, 3 — 2000, 4 — 2001

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

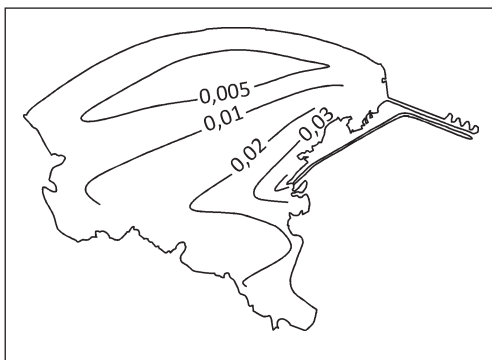


Рис. 3.6.5. Пространственное распределение фосфатов (PO_4^{3-} , мг P/дм³) по акватории водоема-охладителя в летний период (июнь, 1998 г.)

метить, что подобная динамика наблюдалась и в оз. Лукомском (Экосистема., 2008): для летнего периода при многолетних исследованиях было отмечено значительное варьирование показателей содержания минерального фосфора. Увеличение содержания

фосфатов в летний период в полной мере определяется их поступлением со сбросными водами очистных сооружений.

Картина пространственного распределения фосфат-ионов в ВО характеризовалась довольно большой однородностью (рис. 3.6.5).

Динамика *органического вещества*, распределение его во времени и в пространстве определяются многочисленными факторами, основными из которых являются физико-химические процессы, происходящие в воде и донных отложениях, термический режим и гидродинамические условия эксплуатации водоема, уровень развития и жизнедеятельности гидробионтов. Вместе с тем, немаловажное значение имеет поступление растворенного органического вещества в составе бытовых и коммунальных стоков. Как и в естественных водоемах, в водоеме-охладителе содержание органического вещества увеличивалась в летний период. Концентрацию органического вещества в воде водоема-охладителя оценивали по величине перманганатной (ПО) и бихроматной (БО) окисляемости, а также по величине БПК₅.

Величина *перманганатной окисляемости* (ПО) изменялась в пределах 6,65—14,7 мг O/дм³ (см. табл. 3.6.4), а бихроматной — 20,2—30,3 мг O/дм³. Доля легкоокисляемого ОВ по отношению к химически стойкому составляла примерно 30—50 %. Первоначальный период исследований характеризовался достаточно равномерным распределением содержания органического вещества, как во времени, так и в пространстве. Однако в сезонном аспекте прослеживается тенденция постепенного нарастания величины перманганатной окисляемости от зимы к осени.

Косвенным показателем количества органического вещества в воде является *величина БПК₅*, которая варьировала в воде водоема-охладителя в пределах от 2,83 до 7,4 мг O₂/дм³ (по данным ООС ХАЭС). Как правило, в вегетационный период величина БПК₅ повышалась. Согласно (Методика..., 2001) по величине данного показателя вода водоема-охладителя ХАЭС относится к умеренно загрязненным водам.

Таким образом, в первый период исследований при функционировании одного энергоблока ХАЭС под влиянием антропогенного фактора, а именно: поступления в водоем значительного количества сточных вод, отмечалось постепенное нарастание содержания сульфатных ионов, происходящее на фоне снижения концентрации ионов кальция, а также увеличение concentra-

3.6. Гидрохимический режим

Таблица 3.6.5. Изменение температуры воды (t, °С) и содержания растворенного в воде кислорода (мг/дм³, % насыщения) по глубине в летний период (19.07.2006 г.).

Глубина, м	Центральный район						Северный район		
	центр			квадрат Г-3			квадрат Г-1		
	t	O ₂	%	t	O ₂	%	t	O ₂	%
1	26,5	7,0	84,3	29,8	7,0	87,8	25,3	10,4	122,8
2				27,0	7,2	87,4			
3	24,2	7,2	83,6	25,0	7,5	88,2	25,3	8,6	101,6
4				25,0	7,2	84,6			
5	24,2	6,8	78,7	24,3	6,9	80,2	25,3	7,8	92,1
7	23,0	6,1	69,4						
8							24,0	6,9	79,8
	Прозрачность, м								
	2,0			2,0			1,5		

ции фосфат-ионов. Влияние гидробиологического фактора проявилось в значимом повышении величины рН и содержания биогенных веществ.

Формирование гидрохимического режима и качества воды водоема-охладителя ХАЭС во **второй период** исследований происходило под почти постоянным воздействием сбросов циркуляционной подогретой воды.

Анализ вертикальной стратификации температуры воды и содержания растворенного в воде кислорода в летний период в центральном и северном районах водоема показал наличие незначительного вертикального градиента как температуры воды, так и концентрации растворенного в воде кислорода. Однако, как правило, даже в поверхностных слоях воды величина насыщения воды кислородом редко превышала 100 %, а в придонных слоях не достигала и 80 % (табл. 3.6.5).

По имеющимся нормам, которые применяются к водоемам, используемым в рыбохозяйственных целях (Алтунин, Белавцева, 1993) в летнее время концентрация растворенного в воде кислорода не должна быть ниже 6 мг/дм³. Хотя водоем ВО ХАЭС не используется для рыбохозяйственных целей, указанные ПДК могут рассматриваться как исходные для оценки условия обитания большинства гидробионтов. Следует отметить, что при высоких, а в водоемах-охладителях — аномально высоких температурах по сравнению с естественными водоемами, насыщение воды кислородом резко снижается в связи со снижением растворимости газов при повышении температуры. Таким образом, можно предположить, что в жаркое время года в водоеме-охладителе ХАЭС возможно возникновение зон с дефицитом растворенного в воде кислорода.

Довольно заметным увеличением среднегодовых величин содержания растворенного в воде кислорода выделялся период наблюдений с 2004 по 2007 гг., что происходило на фоне постепенного повышения температуры

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

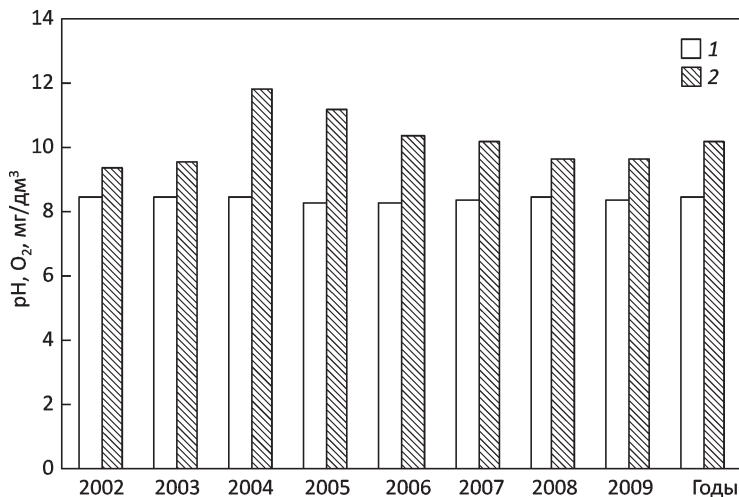
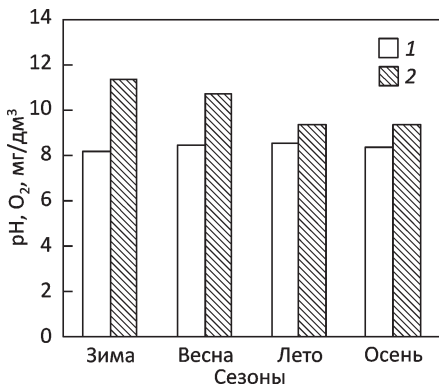


Рис. 3.6.6. Многолетняя динамика величины pH (1) и концентрации растворенного в воде кислорода (2), мг/дм³ в воде водоема-охладителя ХАЭС за период наблюдений (2002—2010 гг.)

воды. Вместе с тем, величина pH воды оставалась практически неизменной на протяжении всего периода наблюдений (рис. 3.6.6).

Сезонная динамика величины pH во второй период наблюдений характеризовалась равномерным распределением, тогда как, концентрация растворенного в воде кислорода, по-прежнему имела тенденцию снижения его содержания в летний период наблюдений (рис. 3.6.7.).

Результаты исследований показали, что во второй период наблюдений темпы убывания содержания *ионов кальция* в воде водоема-охладителя несколько замедлились, однако тенденция уменьшения их концентрации (до 20 %), сопровождавшаяся увеличением содержания *сульфатных ионов* (свыше 20 %) сохранялась.



Несмотря на то, что на протяжении всего периода наблюдений *гидрокарбонатные ионы* (HCO₃⁻) были доминирующими среди главных ионов, отмечены (в 2006 г.) кратковременные и не захватывающие всей акватории водоема периоды смены класса его водной массы. А именно, в весеннее время в центральном, за-

Рис. 3.6.7. Сезонная динамика изменения величины pH (1) и растворенного в воде кислорода (2) в воде водоема-охладителя ХАЭС в период наблюдений (2002—2010 гг.)

3.6. Гидрохимический режим

падном и южном районах, а в летнее время и в воде водозаборного канала преобладающими были *сульфатные ионы* (SO_4^{2-}).

Вместе с тем на протяжении второго периода наблюдений отмечалось значимое увеличение, как пределов колебаний, так и среднегодовых величин содержания гидрокарбонатных ионов (табл. 3.6.6). Это обусловлено в первую очередь, влиянием гидробиологических факторов, а именно: активизацией фотосинтетической деятельности в воде водоема, что приводит к увеличению величины pH, а это в свою очередь определяет увеличение концентрации гидрокарбонатных ионов.

Наблюдения показали, что *хлоридные ионы* (Cl^-) достаточно консервативны в воде водоема-охладителя ХАЭС и их содержание мало изменяется как во времени, так и в пространстве. Однако второй период наблюдений характеризовался постепенным незначительным увеличением их концентрации в воде водоема-охладителя ХАЭС (см. табл. 3.6.6).

Вслед за изменением концентрации главных ионов изменялась и величина минерализации воды водоема-охладителя ХАЭС. Установлено, что в период наблюдений 2006—2010 гг. минерализация воды увеличилась по сравнению с первоначальным периодом исследований. Повышение величины минерализации воды, происходило, главным образом, за счет увеличения содержания гидрокарбонатных и сульфатных ионов (см. табл. 3.6.6).

Несмотря на то, что временная изменчивость большинства главных ионов характеризовалась достаточно равномерным распределением, она все же имела некоторые сезонные особенности. А именно: максимальное содержание гидрокарбонатных и хлоридных ионов отмечалось в холодное время года (осень—зима), а минимальное — в летний период. Проведенные исследования показали наличие определенной взаимозависимости между сезонной

Таблица 3.6.6. Многолетняя изменчивость некоторых главных ионов, жесткости и минерализации воды водоема-охладителя ХАЭС за период наблюдений 2006—2010 гг.

Годы	мг/дм ³			
	HCO_3^-	Cl^-	Минерализация воды	Общая жесткость, мг/экв.
2006	<u>152,5—189,1</u> 175,6	<u>20,24—30,38</u> 25,00	<u>384,87—493,81</u> 425,99	<u>1,85—3,45</u> 3,04
2007	<u>170,8—201,3</u> 181,0	<u>15,37—30,37</u> 26,68	<u>389,17—517,92</u> 439,97	<u>2,80—3,90</u> 3,17
2008	<u>172,8—209,4</u> 190,2	<u>26,83—30,70</u> 28,21	<u>405,20—466,93</u> 440,29	<u>2,83—3,40</u> 3,10
2009	<u>195,2—204,5</u> 203,6	<u>27,87—30,57</u> 29,13	<u>428,40—465,80</u> 452,39	<u>3,10—3,25</u> 3,19
2010	<u>212,5—225,7</u> 218,1	<u>24,29—33,47</u> 30,90	<u>471,13—489,87</u> 479,98	<u>3,20—3,40</u> 3,32
За период наблюдений	<u>152,5—225,7</u> 186,4	<u>15,37—33,47</u> 26,77	<u>384,87—517,92</u> 439,88	<u>1,85—3,90</u> 3,13

П р и м е ч а н и е. Над чертой — предельные значения, под чертой — средние.

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

Таблица 3.6.7. Пространственная изменчивость содержания некоторых главных ионов и минерализации воды (мг/дм³) по акватории водоема-охладителя ХАЭС в период 2006—2007 гг.

Районы	НСО ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Минерализация
Северный	<u>170,8—201,3</u>	<u>76,8—129,6</u>	<u>20,2—30,4</u>	<u>36,1—50,1</u>	<u>397,4—459,4</u>
	178,4	114,3	24,8	41,1	441,2
Западный	<u>152,5—180,0</u>	<u>84,0—146,4</u>	<u>20,2—30,4</u>	<u>34,1—46,1</u>	<u>395,9—492,9</u>
	175,4	126,0	25,9	40,5	457,3
Центральный	<u>173,9—195,2</u>	<u>86,4—153,6</u>	<u>20,2—30,4</u>	<u>36,1—44,1</u>	<u>395,9—517,9</u>
	179,3	107,1	25,2	40,1	434,6
Восточный	<u>167,8—180,0</u>	<u>93,6—136,8</u>	<u>20,2—30,6</u>	<u>34,1—46,1</u>	<u>401,3—483,6</u>
	175,0	117,3	27,1	40,1	445,4
Южный	<u>164,7—176,9</u>	<u>86,4—144,0</u>	<u>20,2—30,4</u>	<u>38,1—44,1</u>	<u>388,9—480,0</u>
	171,8	122,0	26,2	41,6	447,2
ПК	<u>164,7—183,0</u>	<u>81,6—139,2</u>	<u>20,2—30,4</u>	<u>38,1—48,1</u>	<u>363,0—491,2</u>
	175,4	106,5	25,3	42,0	426,9
ОтК	<u>160,6—192,2</u>	<u>76,8—288,0</u>	<u>20,2—139,2</u>	<u>37,1—48,1</u>	<u>379,6—576,4</u>
	176,5	120,0	37,1	41,9	447,5

динамикой содержания ионов кальция и сульфатных ионов. Так, временная изменчивость содержания ионов кальция характеризовалась достаточно равномерным распределением на протяжении всего года с постепенным незначительным уменьшением к осени, при этом она была прямо противоположна динамике содержания сульфатных ионов, концентрация которых к осени, напротив, незначительно повышалась.

Содержания большинства главных ионов по акватории водоема-охладителя ХАЭС достаточно однородно (табл. 3.6.7). Следует особо отметить, что в воде отводящего канала летом 2006 г. концентрация гидрокарбонатных ионов приближалась к нулевому значению. Это может свидетельствовать о значительном загрязнении воды (Алекин, 1970)

Период наблюдений 2002—2010 гг. был отмечен усилением процесса эвтрофирования водоема-охладителя, что выразилось в значимом изменении концентраций биогенных элементов, и в первую очередь, соединений азота и фосфора, оказывающих определяющее влияние на уровень развития и жизнедеятельности гидробионтов. Во второй период исследований среднеголетнее содержание фосфатных ионов в воде водоема-охладителя увеличилось более чем в два раза, а концентрация нитратных ионов практически на 30 % — с 0,028 до 0,066 мг P/дм³ и с 0,160 до 0,202 мг N/дм³, соответственно, по сравнению с первым периодом исследований. Особо значимое увеличение концентрации, как нитратных ионов, так и фосфатных отмечалось в период с 2008 по 2010 гг. (рис. 3.6.8).

Повышение содержания фосфат-ионов сопровождалось постепенным уменьшением концентрации аммонийного азота, содержание которого в воде водоема все же оставалось достаточно высоким, варьируя от 0,060 до 0,655 мг N/дм³. Вместе с тем, несмотря на тенденцию снижения его содержа-

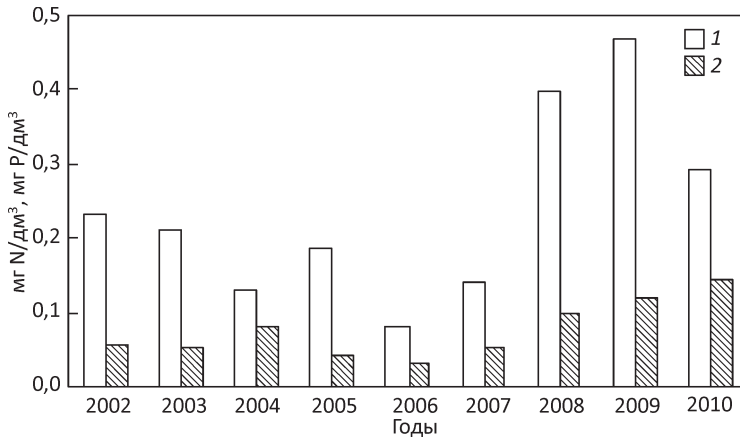


Рис. 3.6.8. Многолетняя динамика содержания нитратных ионов (1) и фосфат-ионов (2) в период наблюдений (2002—2010 гг.)

ния, среднемноголетняя концентрация аммонийного азота во второй период наблюдений практически вдвое превышала таковую в первый период — соответственно 0,166 и 0,305 мг N/дм³. Необходимо отметить, что скорость накопления фосфатов в водоемах значительно выше скорости накопления аммонийного азота. Известно, что наличие такой ситуации, когда водоемы обогащаются фосфором быстрее, чем азотом, характерно для водоемов, подверженных антропогенному влиянию. Установлено, что основным источником поступления фосфат-ионов в воду водоема-охладителя являются сточные воды, за последний период в составе которых в него поступало более 60 кг/сут фосфатов. Одновременное с увеличением внешней фосфорной нагрузки на водоем-охладитель ХАЭС на его накопление в водной массе водоема значимое влияние оказывают гидробионты, в частности дрейссена. В процессе жизнедеятельности водных животных и деструкции органического вещества большая часть фосфатов, использованных биотой, возвращается в виде метаболического фосфора обратно в воду.

Сезонная динамика содержания нитритных ионов не имела четко выраженной направленности и характеризовалась равномерным распределением на протяжении всего вегетационного периода и незначительным увеличением зимой (рис. 3.6.9).

Более четко выраженную направленность имела внутригодовая динамика содержания нитратных и фосфатных ионов. Как правило, максимальные концентрации нитратных

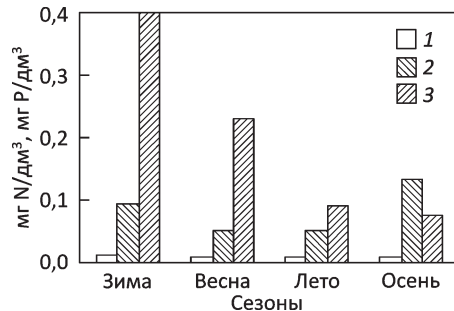


Рис. 3.6.9. Сезонная динамика содержания нитритных (1), нитратных (2) и фосфатных ионов (3) за период наблюдений (2002—2010 гг.)

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

Таблица 3.6.8. Пространственное распределение содержания биогенных веществ по акватории водоема-охладителя ХАЭС в 2006—2007 гг. (средние значения).

Районы	NO_2^- , мг N/дм ³	NO_3^- , мг N/дм ³	NH_4^+ , мг N/дм ³	PO_4^{3-} , мг P/дм ³
Северный	0,011	0,018	0,424	0,021
Западный	0,014	0,017	0,445	0,026
Центральный	0,009	0,018	0,369	0,024
Восточный	0,007	0,017	0,382	0,024
Южный	0,008	0,018	0,436	0,038
ПК	0,010	0,026	0,384	0,031
ОтК	0,008	0,020	0,482	0,045

ионов наблюдались в холодное время года, а минимальные в период активного развития гидробионтов (весна—лето). Внутригодовая динамика фосфатных ионов имела тенденцию постепенного значимого уменьшения их концентрации от зимы к лету и некоторого нарастания к осени (см. рис. 3.6.9).

Картина пространственного распределения биогенных веществ была достаточно однородна, однако, наибольшее содержание соединений азота в большинстве случаев наблюдалось в западном районе водоема. Повышенными концентрациями аммонийного азота и фосфат-ионов выделялись южный район и отводящий канал (табл. 3.6.8).

В период после введения в эксплуатацию второго энергоблока отмечено незначительное снижение величины перманганатной окисляемости воды водоема-охладителя ХАЭС, что отразилось как на пределах колебаний (5,03—13,5 мг O₂/дм³), так и на среднемноголетней величине, которая составила 8,82 мг O₂/дм³. В этот период сохранялась направленность сезонной динамики содержания органического вещества (по величине ПО), которая выразилась в том, что максимальной величиной перманганатной окисляемости характеризовался осенний период, а минимальной — весенний.

Максимальные величины ПО наблюдались в центральном, западном и восточном районах, а минимальные — по «периферии» водоема (северном и южный районы) (рис. 3.6.10). Вместе с тем, необходимо отметить, что на протяжении 2006 г. величина ПО оставалась практически неизменной по всей акватории водоема-охладителя, а также в воде подводящего и отводящего каналов. Тогда как, в 2007 г., напротив, величина ПО в воде каналов была выше, чем в воде водоема-охладителя (см. рис. 3.6.10).

На протяжении второго периода исследований не очень существенно изменялась величина БПК₅, пределы колебаний которой варьировали от 2,53 до 7,63 мг O₂/дм³, составляя в среднем за период 4,69 мг O₂/дм³. В сезонном аспекте максимальные величины БПК₅ наблюдались в период интенсивного развития гидробионтов (весна—лето), а минимальные в осенне-зимний период.

Многолетняя динамика содержания органического вещества (по ПО) за период наблюдений 2002—2010 гг. не имела четко выраженной направленности, чего нельзя сказать о величине БПК₅ (рис. 3.6.11).

Как показали исследования, максимальные (среднегодовые) величины данного показателя отмечались в период 2004—2006 гг. Согласно (Методи-

3.6. Гидрохимический режим

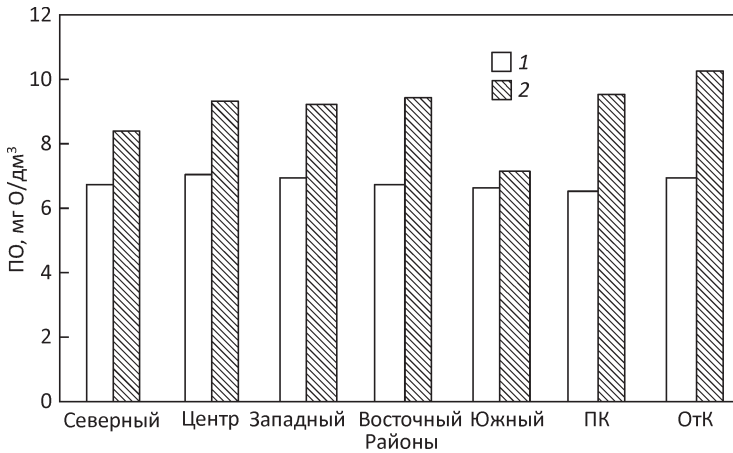


Рис. 3.6.10. Пространственное распределение содержания органического вещества (ПО) в воде водоема-охладителя ХАЭС за период наблюдений в 2006 (1) и 2007 (2) гг.

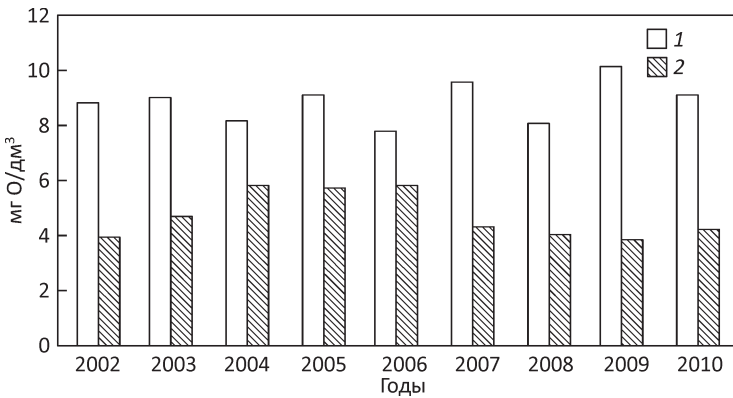


Рис. 3.6.11. Многолетняя изменчивость содержания органического вещества по ПО (1) и BPK₅ (2) в воде водоема-охладителя ХАЭС

ка..., 1998) по величине BPK₅ вода водоема-охладителя ХАЭС относилась к классу умеренно загрязненных вод (для α-мезосапробных вод — умеренно загрязненные воды — показатель BPK₅ составляет 4,1—7,0).

Как уже неоднократно упоминалось выше, формирование гидрохимического режима и качества воды водоема-охладителя ХАЭС происходит под непосредственным влиянием сброса сточных вод с очистных сооружений. За период 1998—2001 гг. в водоем в среднем поступало 513825,0 м³/мес, период 2002—2005 гг. характеризовался незначительным уменьшением объема сбросных сточных вод в водоем — до 493668,5 м³/мес, в период 2006—2009 гг. объем сброса оставался практически на уровне предыдущего периода до 479000,0 м³/мес (табл. 3.6.9).

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

Таблица 3.6.9. Объем вод с очистных сооружений, поступающих в водоем-охладитель ХАЭС, за период 1998—2009 гг. (по данным ООС ХАЭС).

Год	м ³ /год	Некоторые компоненты химического состава, т/год			
		Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻
1998	5972258	378,68	265,00	9,80	234,53
2001	5631481	216,41	543,01	19,46	144,25
Сброс за 1998—2001 гг.	24149775	982,61	1564,18	59,05	744,31
2002	5954621	205,11	579,33	21,23	163,49
2005	5211246	157,75	437,69	19,55	142,18
Сброс за 2002—2005 гг.	22708752	743,28	1895,53	87,75	722,75
2006	6341000	107,90	605,67	10,31	42,94
2009	5324000	158,43	558,36	13,59	40,23
Сброс за 2006—2009 гг.	22992000	635,26	2328,76	52,91	155,67

Таблица 3.6.10. Относительное содержание некоторых компонентов химического состава сбросных вод, поступающих в водоем-охладитель ХАЭС (% от величины суммарного стока).

Год	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	БПК ₅	ПО
1998	6,00	4,40	0,16	3,90	0,06	0,65	0,93
1999	4,00	6,50	0,20	3,50	0,05	0,66	0,78
2000	3,00	5,60	0,24	2,30	0,12	0,54	0,70
2001	3,80	9,60	0,34	2,60	0,09	0,61	0,73
Среднее за 1998—2001 гг.	4,07	6,48	0,24	3,08	0,08	0,61	0,79
2002	3,40	9,70	0,36	2,70	0,14	0,56	0,70
2003	3,40	10,30	0,39	3,30	0,06	0,66	0,70
2004	3,20	5,00	0,42	3,80	0,10	0,82	0,83
2005	3,00	8,40	0,38	2,70	0,11	0,72	0,86
Среднее за 2002—2005 гг.	3,27	8,35	0,39	3,18	0,10	0,69	0,77

В сезонном аспекте сброс сточных вод в водоем-охладитель характеризовался достаточно равномерным распределением его объемов в течение года. Уменьшение количества сброса в период 2002—2005 гг. было обусловлено его снижением в летний период по сравнению с предыдущим периодом наблюдений, соответственно 546430,8 м³/мес и 505201,1 м³/мес.

Наряду с увеличением объема сбросных вод, поступающих в водоем-охладитель, отмечено существенное изменение их качественного состава (табл. 3.6.10). В первую очередь это отразилось на содержании ионов кальция, которое в 2005 г. уменьшилось практически вдвое по сравнению с 1998 г., соответственно с 6,0 % до 3,0 %. Напротив, за этот период практически на та-

кую же величину увеличился объем сброса сульфатов, соответственно с 4,4 % в 1998 г. до 8,4 % в 2005 г. За период наблюдений 2002—2005 гг. было отмечено также значительное увеличение в сбросной воде доли фосфатных ионов с 0,16 в 1998 г. до 0,38 %, соответственно в 2005 г. Доля нитратов и нитритов в сбросной воде осталось практически неизменной.

Расчеты показали, что период наблюдений 2002—2005 гг. характеризовался определенным увеличением фосфорной и сульфатной нагрузки на водоем-охладитель за счет поступления в него большого количества сточных вод. Так в 1999—2001 гг. в водоем поступало 41,26 кг/сутки фосфатов и 1093,07 кг/сутки сульфатов, а в последний период в водоем поступало 62,7 кг/сутки фосфатов и 1354,9 кг/сутки сульфатов. Повышение внешней фосфорной нагрузки на водоем, в свою очередь, обусловило и изменение соотношения в сточных водах двух главных для биоты компонентов, а именно азота и фосфора. А именно: в первоначальный период наблюдений величина данного соотношения составляла в среднем за период 9 : 1 (водоем-охладитель) и 13 : 1 (сбросные воды), то на втором этапе наблюдений величина данного соотношения снизилась до 5 : 1 (водоем-охладитель) и 8,5 : 1 (сбросные воды).

Как известно, в водах, где влияние человека не столь значительно, соотношение азота к фосфору обычно более 15 (Алекин, 1970). В водах же, находящихся под значительным антропогенным прессом величина данного соотношения, как правило, снижается. Особенно низкое соотношение данных компонентов наблюдается в водоемах, куда поступает значительное количество сточных вод. Наблюдения показали, что соотношение азота к фосфору за период 2002—2005 гг. уменьшилось практически вдвое по сравнению с таковым за период 1998—2001 гг. Как правило, такие водоемы обогащаются фосфором намного быстрее, чем азотом. Именно такая тенденция и прослеживается в водоеме-охладителе ХАЭС. С другой стороны, для водоема-охладителя характерно не только увеличение внешней фосфорной нагрузки, но и внутренней. Немаловажную роль в обороте фосфатов в водоеме-охладителе играют гидробионты, в частности и дрейссена.

В сезонном аспекте основное количество сброса фосфатных и сульфатных ионов поступает в водоем-охладитель в зимнее время, в этот же период отмечается значительное уменьшение в сточных водах содержания ионов кальция. Максимальное поступление нитратных ионов отмечается в летне-осенний период.

Вместе с тем, отмечено уменьшение поступления ионов кальция с 686,66 кг/сут в 1999—2001 гг. до 531,29 кг/сут — в 2001—2005 гг. Удаление кальция из водной массы природного водоема, в том числе и из водоема-охладителя ХАЭС, происходит двумя путями: химическим и биологическим. Последний период наблюдений в водоеме-охладителе характеризовался постепенным уменьшением содержания кальция, происходящего на фоне значительного увеличения содержания сульфатных ионов и фосфат-ионов. Такая тенденция была обусловлена, прежде всего, поступлением данных компонентов в водоем вместе со сточными водами, где их концентрации были намного выше. В таких условиях, вероятно, в водоеме-охладителе происходил процесс хемосорбции фосфат-ионов частицами карбоната кальция, с последующим сосаждением фосфатов с карбонатом кальция. Наиболее активно процесс

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

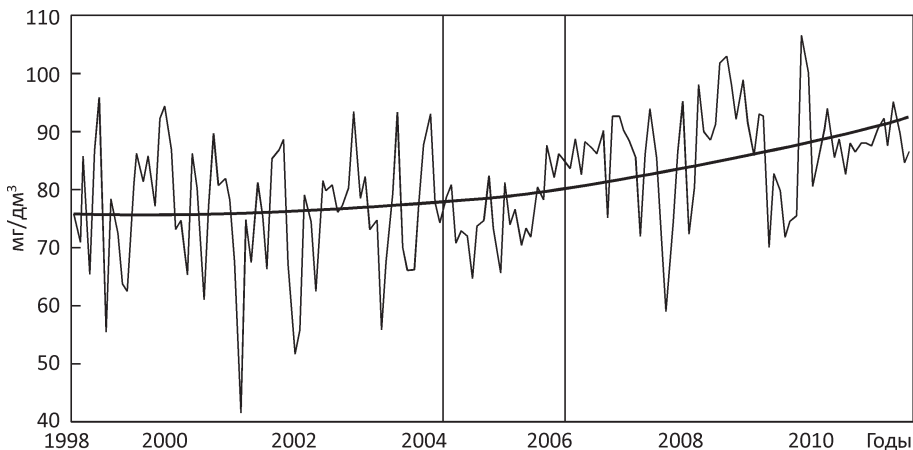


Рис. 3.6.12. Многолетняя динамика содержания сульфатных ионов в воде ВО за период наблюдений (1998—2010 гг.)

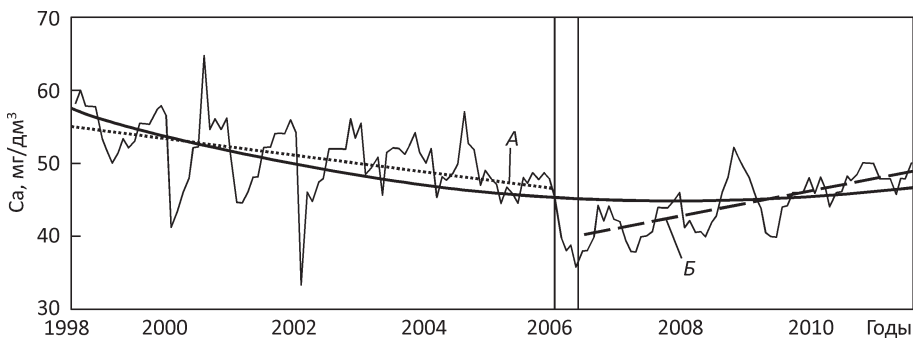


Рис. 3.6.13. Многолетняя динамика содержания ионов кальция в воде ВО за период наблюдений (1998—2010 гг.). Вертикальными линиями обозначен период резкого снижения содержания ионов кальция при значительном развитии дрейссены в водоеме. А — период снижения содержания; Б — период постепенного нарастания содержания ионов кальция

комплексообразования ионов кальция и фосфат-ионов происходит в щелочных условиях, характерных и для водоема-охладителя ХАЭС (Алекин, 1970).

Таким образом, проведенные исследования показали, что на протяжении длительного периода в воде водоема-охладителя ХАЭС происходили существенные изменения, которые отразились как на гидрохимическом режиме в целом, так и на динамике его составляющих. В первую очередь данные изменения коснулись режима и динамики главных ионов. На протяжении первого периода сохранялась тенденция уменьшения концентрации ионов кальция, происходящая на фоне некоторого увеличения содержания сульфатных ионов (рис. 3.6.12, 3.6.13).

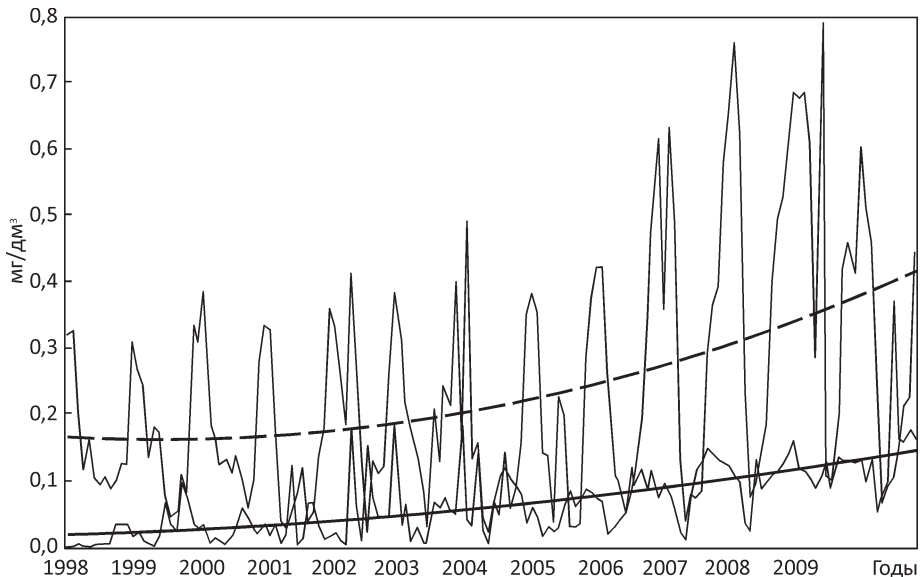


Рис. 3.6.14. Многолетняя динамика содержания нитратного азота (пунктир) и фосфат-ионов (сплошная линия) в ВО за период наблюдений (1998—2010 гг.)

Следует отметить, что в период работы одного энергоблока концентрация сульфатных ионов колебалась в широких пределах, а среднее содержание составило 76,2 мг/дм³. Период наблюдений 2004—2005 гг. характеризовался незначительным снижением содержания сульфатных ионов, средняя концентрация которых составила 73,3 мг/дм³. Последний период исследований характеризовался постепенным возрастанием содержания сульфатных ионов в воде водоема-охладителя, среднее содержание которых составило 86,9 мг/дм³.

Нарастание концентрации сульфатных ионов происходило на фоне постепенного снижения концентрации ионов кальция (рис. 3.6.13).

Одновременно с этим, второй период исследований характеризовался постепенным увеличением и других составляющих солевого состава воды водоема-охладителя ХАЭС, а именно: гидрокарбонатных ионов и ионов хлора. Изменение концентрации главных ионов, величины соотношения между ними, а также увеличение испарения воды за счет дополнительного нагрева, обусловило постепенное повышение минерализации воды. Немаловажную роль в увеличении минерализации воды играют сбросные воды с очистных сооружений, в большом объеме поступающие в водоем-охладитель ХАЭС. Так, поступление значительного объема сбросных вод в водоем-охладитель ХАЭС определило ухудшение его экологического состояния. К негативным последствиям, прежде всего, относятся следующие:

- увеличение не только абсолютного, но и относительного содержания сульфатов в составе воды, поступающей из очистных сооружений, привело к пока еще кратковременному изменению класса природной воды. Если в

3. Абиотические характеристики и условия обитания гидробионтов

конце прошлого столетия вода водоема-охладителя относилась к наиболее распространенному классу природных вод — гидрокарбонатно-кальциевому (C^{Ca}), то уже в некоторые сезоны 2006 г. ее класс изменялся на сульфатно-натриевый (S^{Na}). Изменение класса воды и увеличение ее минерализации может существенным образом повлиять на экологическое состояние всего водоема и изменить условия среды обитания гидробионтов;

- наряду с увеличением в сбросных водах содержания сульфатов, отмечено существенное уменьшение в них концентрации кальция;
- влияние сбросных вод сказалось и на режиме и динамике биогенных элементов, в первую очередь фосфатных ионов. На протяжении всего периода исследований в водоеме сохранялась тенденция постепенного нарастания в его воде концентрации фосфат-ионов, что связано с увеличением внешней фосфорной нагрузки и, как следствие, привело к интенсификации процесса антропогенного эвтрофирования (рис. 3.6.14).

Все выше перечисленные негативные последствия влияния сбросных вод неминуемо скажутся на всей экосистеме водоема-охладителя в сторону ухудшения не только качества его воды, но и среды обитания гидробионтов.

4

ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Условно период гидробиологических исследований и эксплуатации ХАЭС можно разделить на два этапа. В первый период (1998, 1999, 2001 гг.) условия в водоеме определялись работой единственного тогда энергоблока АЭС. Второй этап (2005—2010 гг.) ознаменовался введением в эксплуатацию второго энергоблока, кроме того, незадолго до этого в водоем-охладитель спонтанно вселилась дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pall.). Исходя из размерной структуры популяции этого моллюска, исследованной в 2005 г., можно определить, что вселение произошло ориентировочно в 2002—2003 гг. (Протасов, Юришинец, 2005).

Комплексные гидробиологические исследования водоема-охладителя проводили в июне 1998 г., в июне и сентябре 1999 г., в августе 2001 г., в июне и августе 2005 г., посезонно в 2006 г. (февраль, апрель, июль, октябрь) и 2007 г. (апрель, июль, октябрь), в июле и сентябре 2008 г., в июне 2009 г. и в сентябре 2010 г. Отбор гидробиологических проб проводили во всех районах ВО (см. раздел 3.1), на участке впадения р. Гнилой Рог в ВО, на отдельных станциях по всей протяженности подводящего и отводящего каналов и на плотине.

Для гидрохимических анализов воду отбирали из поверхностного горизонта, с использованием стандартных методик (Методы..., 2006) Кроме того, в разделе 3.6. «Гидрохимический режим» использованы данные и материалы, предоставленные отделом охраны окружающей среды ХАЭС.

Измерения температуры в поверхностном горизонте и на глубине проводили ртутным термометром с точ-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Поверхностная температура в водоеме-охладителе ХАЭС за годы исследований *.

Мес. /год	Северный	Западный	Центральный	Восточный	Южный	ПК	ОтК
06/1998	17,0	16,9	18,0	17,0	17,6	17,0	17,4
06/1999	24,4	23,6	23,2	24,6	23,6	24,1	24,7
09/1999	19,8	19,8	21,0	20,0	21,0	19,0	26,0
08/2001	25,0	25,2	27,8	27,8	25,2	28,0	32,4
06/2005	26,5	28,0	26,3	25,8	26,0	25,5	32,0
08/2005	23,2	23,0	—	23,5	—	24,1	31,0
02/2006	6,3	—	8,2	8,3	8,0	6,0	13,5
04/2006	17,0	16,0	18,0	18,0	18,0	15,5	26,0
07/2006	22,6	24,8	25,6	26,8	26,5	28,3	33,0
10/2006	23,0	21,8	24,8	23,0	23,0	23,2	28,6
04/2007	15,2	15,2	16,0	17,3	17,5	15,0	24,5
07/2007	22,3	22,7	26,5	25,7	25,0	25,0	33,8
10/2007	16,0	15,5	20,0	17,2	17,0	18,0	25,0
07/2008	21,0	21,0	21,0	21,0	21,0	22,0	21,0
09/2008	16,2	16,6	15,6	15,8	16,1	15,8	19,0
06/2009	23,8	24,2	24,0	24,2	24,4	23,0	28,5
09/2010	21,8	20,8	21,6	23,7	23,0	21,1	26,1

* Представлены средние значения поверхностной температуры по району.

ностью 0,1 °С, электротермометром «Chektemp1» фирмы «Hanna Instruments», с точностью 0,1 °С, прозрачность измеряли с помощью белого диска (Секки) диаметром 30 см.

Отбор проб бактериопланктона проводили из поверхностного горизонта разных районов водоема-охладителя, отводящего канала и некоторых технических водных объектов ХАЭС, обработку проб проводили согласно общепринятым методикам (Методика..., 2006).

Для изучения фитопланктона пробы воды отбирали из поверхностного и глубинных горизонтов всех районов водоема-охладителя и каналов. Отбор и обработку проб проводили по общепринятым методикам (Водоросли..., 1989, Топачевский, Масюк, 1984). Отобранные пробы фиксировали 40%-м раствором формальдегида. После отстаивания объем пробы с помощью сифона доводили до 50—100 мл и обрабатывали в камере Нажотта под микроскопом. Идентификацию видов водорослей проводили с использованием оптического микроскопа Axio Imager A1 (Германия). Определение некоторых диатомовых водорослей уточняли на электронном микроскопе JSM-6060 LV (Япония).

Пробы зоопланктона отбирали из поверхностного и глубинных горизонтов. Воду объемом 30—100 л профильтровывали через сеть Апштейна (мельничный газ № 70) и фиксировали 40 % р-ром формальдегида, в дальнейшем обрабатывали в лаборатории по стандартным методикам (Кисилев, 1953, Методики..., 2006). Использовали также метод «тотального лова», т. е. филь-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

трации столба воды при подъеме планктонной сети с определенной глубины. Количественные показатели пересчитывали на 1 м³.

Таксономическое разнообразие (Протасов, 2008) рассчитывали исходя из количества НОТ в таксономических группах зоопланктона, зооперифитона, зообентоса.

С помощью легководолазного снаряжения проводили обследование гидросооружений и дна водоема-охладителя. В водолазных погружениях в зимний и весенний сезоны принимали участие водолазы ГТЦ ХАЭС.

Отбор проб перифитона и зообентоса под водой проводили согласно методик, описанных ранее (Протасов, 1994, Протасов и др., 1982). Работы проводили в три этапа: первый включал выбор участка обследования и трансекты, которая обычно проходила от уреза воды до определенной глубины или границ твердого субстрата; второй — визуальная оценка доли покрытия субстрата макроформами (нитчатые водоросли, моллюски и др.), визуальное выделение зон и поясов, степени агрегированности организмов; третий — отбор проб в выделенных однородностях. Осмотр дна водоема, оценку распределения организмов на рыхлых субстратах проводили на нескольких точках, осуществляя водолазные погружения с борта катера. Отбор проб проводили скребком и коробчатым пробоотборником (Протасов, 1994), отбирая на трансектах материал в нескольких повторностях (обычно в 3). Макроформы на рыхлых субстратах (друзы дрейссены, крупные моллюски-перловицы) отбирали вручную из рамок площадью 0,25 м² и 0,096 м².

Пробы зооперифитона отбирали на откосах плотины, подводящего и отводящего каналов, с металлических конструкций в отводящем канале, с камней в южном районе на участке впадения р. Гнилой Рог. Пробы зооперифитона с тростника, камыша и рогоза отбирали в летний период. Фрагменты стеблей вырезали от уровня воды до дна, помещали в емкость и фиксировали 40 % раствором формалина. Отбирали отдельно старые и молодые стебли, производили расчет количества стеблей на 1 м² дна. Показатели обилия зооперифитона рассчитывали на площадь стебля и на площадь всех стеблей на 1 м² дна водоема.

Пробы зообентоса отбирали во всех районах охладителя, в подводящем и отводящем каналах на глубинах от уреза до 12 м. Для отбора проб использовали дночерпатель СДЧ-100, коробчатый пробоотборник (площадью 0,01 м²) и рамки (площадью 0,25 и 0,096 м²); использование легководолазного снаряжения позволило визуально оценивать распределение макроформ. Фиксацию и лабораторную разборку проб проводили по стандартным методикам (Методи..., 2006). Показатели обилия пересчитывали на 1 м².

При описании таксономического богатства беспозвоночных зоопланктона, зообентоса и зооперифитона использовали термин НОТ — низший определяемый таксон (Баканов, 1997). Для расчета фильтрационной активности дрейссены использовали коэффициент фильтрации равный 910 мл профильтрованной воды на 1 мг потребленного кислорода (Алимов, 1981).

Высшая водная растительность районов ВО ХАЭС изучалась в вегетационный сезон 2008 г. принятыми в гидробиологии методами (Методи..., 2006). Названия сосудистых растений приводятся по (Определитель высших..., 1987), определение харовых водорослей не проводили. Выделение растительных

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Принятые в тексте сокращения.

ВВР	Высшие водные роастения
ВВТ	Внутривидовые таксоны с номенклатурным типом вида включительно (применительно к водорослям)
ВО	Водоем-охладитель
ОООС	Отдел охраны окружающей среды
НОТ	Низший определяемый таксон
ОВОС	Оценка воздействия на окружающую среду
ОтК	Отводящий канал
ПК	Подводящий канал
ПО	Перманганатная окисляемость
ПП	Проективное покрытие, термин применяемый для оценки площади, занимаемой высшими водными растениями, поселениями дрейссены и др. организмами, оценивается в %
ХАЭС	Хмельницкая атомная электростанция
В	Биомасса
h	Глубина отбора проб, м
F	Фильтрация моллюсками и ракообразными
N	Численность
P	Продукция бесповозночных
R	Деструкция, потребление кислорода

синтаксонов осуществляли с помощью подходов эколого-флористического направления Браун-Бланке (Миркин и др., 2001; Westhoff, Maarel, 1973).

В тексте использовали сокращения, приведенные выше в таблице.

Обсчет основных параметров (численность, биомасса, потребление кислорода, показатели разнообразия, сапробности) проводили по отдельным пробам группировок с помощью оригинального программного пакета WaCo. Полученные данные помещены в базу гидробиологических данных.

В создании базы данных WaCo лаборатории технической гидробиологии Института гидробиологии НАН Украины по фитопланктону, зоопланктону, зооперифитону, зообентосу, материалы которой были использованы при подготовке этой монографии, кроме авторов соответствующих разделов, принимали участие Р.А. Калиниченко, О.А. Сергеева, Г.П. Шишова, О.О. Синицына, Л.И. Стеценко, Э.И. Коднер, Л.И. Багнюк.

4.1. БАКТЕРИОПЛАНКТОН

Бактериопланктон является важной частью экосистемы водоема, играет существенную роль в процессах деструкции органического вещества, трансформации биогенных элементов; его численность, как один из показателей, входит в систему эколого-санитарной оценки качества поверхностных вод.

Общая численность бактерий в летний период 1999 г. в водоеме-охладителе ХАЭС составляла в среднем 7,40 млн. кл/см³ (без учета отводящего канала)

Таблица 4.1.1. Количественные показатели бактериопланктона водоема-охладителя ХАЭС, лето 1999 г.

Районы водоема	Численность, млн. кл/см ³	Биомасса, мг/дм ³	Доля в общей численности, %		
			палочки	кокки	споры
Северный	7,45	3,54	52,5	31,9	13,4
Западный	7,56	3,67	59,0	35,6	5,4
Центральный	7,12	3,34	51,3	37,4	11,4
Восточный	7,85	3,68	54,0	41,8	4,2
Южный	7,01	3,40	59,5	36,8	3,7
Отводящий канал	13,42	6,41	56,3	38,2	5,5

(табл. 4.1.1). Структура относительной численности морфологических групп бактерий на отдельных станциях различалась незначительно, доля палочек составляла 51,3—59,5 %, кокков — 31,9—41,8 % общей. Для спор различия в их представленности по станциям были несколько выше — от 3,7 до 13,4 %. В соответствии со спектром морфологических форм и размером клеток, которые также существенно не различались по станциям, не были отмечены и значительные различия в биомассе. Средние ее значения по водоему составляли 3,53 мг/дм³ (без учета отводящего канала). Резко выделялся по показателям обилия отводящий канал, где численность и биомасса были в 1,8 раза выше, чем в среднем по водоему.

Соотношение морфологических групп в летний период 1998 г. было сходным на всех станциях — преобладали палочковидные формы. Отмечено большое сходство в распределении относительной численности отдельных морфологических групп: палочковидные формы составляли 40 %, кокки — около 40 и вибрионы — около 20 % общей численности. Распределение относительной биомассы выглядело несколько иначе: в водоеме палочковидные формы составляли 59,5—61,8 % общей биомассы, вибрионы — от 11,2 до 18,0 %.

В осенний период 1999 г. численность бактериопланктона в водоеме-охладителе была ниже, чем летом: в среднем 5,54 млн. кл/см³ (без учета каналов). Численность бактерий в отводящем канале, также как и в летний период, была в 1,8 раза выше, чем в среднем по водоему-охладителю. Распределение относительной численности морфологических групп, также как и в летний период, характеризовалось большей представленностью палочковидных форм (в среднем 54,5 %), а кокки составляли 38,3 % общей численности. Биомасса бактерий по водоему в среднем была равна 2,64 мг/дм³. В отводящем канале, так же как и в летний период, она была выше, чем в среднем по водоему — в 1,9 раза. На участке впадения р. Гнилой Рог в ВО показатели численности и биомассы бактериопланктона были того же уровня, что и на остальной акватории.

Таким образом, исследования бактериопланктона в первый период функционирования водоема-охладителя показали, что как летом при отсутствии влияния подогретых сбросов АЭС, так и в осенний период при работающем

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.1.2. Количественные показатели бактериопланктона водоема-охладителя ХАЭС, июнь 2009 г.

Районы	Численность, млн. кл/см ³	Биомасса, мг/дм ³	Доля в общей численности, %	
			палочки	кокки
Северный	2,40	0,34	66	34
Западный	1,72	0,25	56	42
Центральный	1,87	0,27	53	47
Восточный	3,56	0,51	70	30
Южный	3,12	0,45	67	33
Отводящий канал, граница бетонного и щебеночного участка	3,02	0,44	60	40
Выход отводящего канала	4,89	0,71	71	29
Третья карта биопруда	7,16	1,17	79	21

блоке, в отводящем канале, куда поступают стоки с очистных сооружений, показатели численности и биомассы бактерий почти в 2 раза выше, чем по водоему.

По данным исследований 2009 г. (табл. 4.1.2) показатели обилия бактериопланктона были гораздо ниже, чем в предыдущий период: по водоему — от 1,72 (западный район) до 4,89 млн. кл/см³ на выходе отводящего канала. Наибольшее количество бактериопланктона отмечено в дополнительно исследованной в этот период третьей карте биопрудов очистных сооружений — 7,16 млн. кл/см³. Следует отметить, что здесь обнаружено много нитевидных форм бактерий, которые, вероятно, развивались из-за высокой трофности, эти формы бактерий отмечены и в отводящем канале. Довольно сложно объяснить изменения в сторону уменьшения обилия бактериопланктона в ВО по сравнению с периодом работы одного энергоблока. По имеющимся данным содержание органических веществ изменилось сравнительно мало, однако увеличилось количество нитратов и фосфатов (см. раздел 3.6 настоящей монографии). Характерно, что в 1999 и 2009 гг. были отмечены близкие температуры по охладителю — около 23—25 °С, только в 1999 г. температура определялась погодными факторами, а в 2009 г. — техническими (работа только одного блока АЭС). Вероятнее всего, снижение обилия бактериопланктона является отражением общей тенденции снижения активности процессов в планктонной подсистеме ВО.

Диапазон изменений показателей численности и биомассы по водоему осенью 2010 г. был относительно небольшим. Максимальная численность (3,25 млн. кл/см³) отмечена в восточной части северного района, а максимальная биомасса — в южном районе (0,52 мг/дм³) (рис. 4.1.1). Средние значения численности бактериопланктона по ВО составили 2,42 млн. кл/см³.

Показатели обилия бактериопланктона в водоеме могут быть дифференцированы по трем участкам. Наибольшие значения были в восточной части северного района и в южном районе, средняя численность по этим двум участ-

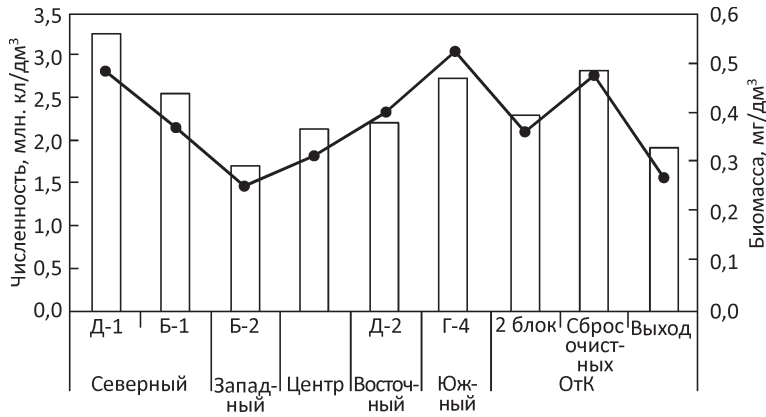


Рис. 4.1.1. Численность и биомасса бактериопланктона водоема-охладителя ХАЭС, сентябрь 2010 г. Указаны районы и квадраты

кам составила 2,97 млн. кл/см³, а биомасса — 0,50 мг/дм³. В западной части северного района, западном, центральном и восточном районах средние показатели обилия были ниже, составляя 2,14 млн. кл/см³ и 0,33 мг/дм³.

Сравнение данных 2009 и 2010 гг. показывают, что средние показатели обилия бактериопланктона в ВО достаточно сходны.

В целом повышение температуры благоприятно влияет на увеличение обилия бактериопланктона (Каратаев, 1990; Гидробиология., 1991). Так, в ВО Чернобыльской АЭС при температуре 24—25 °С численность составляла 3,5—3,8, а при 30—32 °С — 4,7 млн. кл/см³. В ВО Южно-Украинской АЭС при 23—27 °С было отмечено 2,7—3,1, а при 33—40 °С — 3,3—4,2 млн. кл/см³. Численность гетеротрофных бактерий, которые в основном и участвуют в деструкции органического вещества, также увеличивалась с возрастанием температуры. В водоеме-охладителе Криворожской ТЭС при 26 °С их численность была 0,3 тыс. кл/см³, а при температуре 31,8 °С — 1,2 тыс. кл/см³, то есть в 4 раза выше. Продукция бактерий также возрастала с увеличением температуры (Гидробиология., 1991). Исследования в Кременчугском водохранилище показали, что численность бактериопланктона снижалась по мере становления гидробиологического режима и сукцессии всей экосистемы — от 7 млн. кл/см³ в первые годы, до 2 млн. кл/см³ — через 5—7 лет (Михайленко, 1999). Следует предположить, что общее обилие микроорганизмов при повышении техногенной термической нагрузки в водоеме-охладителе будет возрастать.

4.2. ФИТОПЛАНКТОН

В общем комплексе исследований экосистем водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций исследованиям фитопланктона уделялось много внимания (Протасов и др., 1988, Гидробиология..., 1991, Экосистема..., 2008, Водоем-охладитель..., 1978). Проводились

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

исследования фитопланктона и на водоеме-охладителе ХАЭС (Протасов и др., 2000).

Нами фитопланктон водоема-охладителя ХАЭС исследован во все сезоны 2006 г., в весенний, летний и осенний сезоны 2007 г., в летний и раннеосенний 2008 г., в летний 2005 и 2009 г. и раннеосенний 2010 г. Используются материалы исследований в летний сезон 1998 г., в летний и осенний 1999 г. и в летние сезоны 2001 и 2005 г. из базы гидробиологических данных WaCo лаборатории технической гидробиологии Института гидробиологии НАН Украины. Для синезеленых водорослей принята система И. Комарека и К. Анагностидиса (Komárek, Anagnostidis, 1998, 2005); эвкариотические водоросли приведены по системе, принятой в (Разнообразии..., 2000) с некоторыми уточнениями в свете современных представлений о системе Chlorophyta sensu lato (www.algaebase.org).

Всего в фитопланктоне водоема-охладителя ХАЭС было обнаружено 277 видов, представленных 296 внутривидовыми таксонами (ВВТ), включая номенклатурный тип вида, которые принадлежат к девяти отделам. Некоторые виды в списке (табл. 4.2.1) приводятся с синонимами, как они идентифицировались ранее.

Таблица 4.2.1. Список видов и внутривидовых таксонов фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС.

№	Виды	1998— 2001 гг.	2005— 2007 гг.	2008— 2010 гг.
CYANOPHYTA				
1	<i>Synechococcus elongatus</i> Nägeli	+		
2	<i>Merismopedia elegans</i> A. Braun		+	
3	<i>M. punctata</i> Meyen	+		
4	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend Elenkin	+	+	+
5	<i>Microcystis</i> sp.			+
6	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G.S. West = <i>Microcystis pulvereae</i> f. <i>delicatissima</i> (W. et G. S. West) Elenkin			+
7	<i>A. incerta</i> (Lemmerm.) Cronberg et Komarek = <i>Microcystis pulvereae</i> f. <i>incerta</i> (Lemmerm.) Elenkin	+	+	
8	<i>A. planctonica</i> (G. M. Smith) Komarek et Anagnostidis = <i>Microcystis pulvereae</i> f. <i>planctonica</i> (G. M. Smith) Elenkin			+
9	<i>Aphanothece salina</i> Elenkin et Danit.	+		
10	<i>A. stagnina</i> (Spreng.) Boye-Pet. et Geitl.	+		
11	<i>Gloeocapsa limnetica</i> (Lemmerm.) Hollerb.	+		
12	<i>G. magma</i> (Bréb.) Kütz. emend. Hollerb.	+		
13	<i>G. minor</i> (Kütz.) Hollerb. ampl. f. minor	+	+	
14	<i>Gloeocapsa</i> sp.		+	
15	<i>G. aponina</i> Kütz.		+	
16	<i>G. lacustris</i> Chod. f. <i>lacustris</i>	+	+	
17	<i>G. pusilla</i> (Van Goor) Kom.		+	
18	<i>Oscillatoria amphibia</i> Ag.		+	
19	<i>O. anguina</i> (Bory) Gom.	+		
20	<i>O. brevis</i> (Kütz.) Gom.	+		
21	<i>O. irrigua</i> (Kütz.) Gom.		+	
22	<i>O. planctonica</i> Wolosz.	+		
23	<i>O. subtilissima</i> Kütz.	+		
24	<i>O. tenuis</i> Ag.	+		
25	<i>Oscillatoria</i> sp.		+	+
26	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmerm.) Komarek = <i>Oscillatoria limnetica</i> Lemmerm.			+
27	<i>Spirulina corakiana</i> Playfair *			+

4.2. Фитопланктон

Продолжение табл. 4.2.1.

№	Виды	1998— 2001 гг.	2005— 2007 гг.	2008— 2010 гг.
CYANOPHYTA				
27	<i>Spirulina corakiana</i> Playfair *			+
28	<i>Spirulina</i> sp.	+		
29	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann et Hub.-Pest.) Schwabe = <i>Phormidium mucicola</i> Hub.- Pest. et Naumann	+	+	+
30	<i>Phormidium</i> sp.			+
31	<i>Symploca muscorum</i> (Ag.) Gom.			+
32	<i>Lyngbya limnetica</i> LemmERM.			+
33	<i>Nostoc</i> sp.		+	
34	<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Bréb.	+	+	
35	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	+	+	
36	<i>Calothrix fusca</i> (Kütz.) Born. et Flah. f. <i>fusca</i>	+		
37	<i>C. fusca</i> f. <i>parva</i> (Elenkin) V. Poljansk	+		
DINOPHYTA				
38	<i>Gymnodinium</i> sp.	+		+
39	<i>Glenodinium quadridens</i> (Stein) Schiller		+	
40	<i>Glenodinium</i> sp.	+		
41	<i>Peridinium bipes</i> f. <i>tabulatum</i> (Ehrenb.) Lefevre		+	
42	<i>P. cinctum</i> (O. Müll.) Ehrenb.	+		
43	<i>P. latum</i> Pauls.			+
44	<i>P. pusillum</i> (Penard) LemmERM.		+	
45	<i>Peridinium</i> sp.	+	+	
46	<i>Ceratium hirundinella</i> (O. Müll.) Schrank	+		
CRYPTOPHYTA				
47	<i>Rhodomonas pusilla</i> (Bachm.) Javorn.	+		
48	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenb.	+	+	
49	<i>Cryptomonas</i> sp.	+		
EUGLENOPHYTA				
50	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) emend. Defl.	+	+	
51	<i>T. intermedia</i> Dang.		+	
52	<i>T. planctonica</i> Swir.		+	
53	<i>T. volvocina</i> Ehrenb. var. <i>volvocina</i>	+	+	
54	<i>T. volvocina</i> var. <i>subglobosa</i> LemmERM.	+		
55	<i>Strombomonas irregularis</i> var. <i>minor</i> Swir. = <i>Trachelomonas irregularis</i> Swir.			+
56	<i>S. acuminata</i> (Schmarda) Defl. var. <i>acuminata</i>		+	
57	<i>S. acuminata</i> var. <i>verrucosa</i> Teod.	+		
58	<i>Euglena acus</i> Ehrenb.	+	+	
59	<i>E. spirogyra</i> Ehrenb.		+	
60	<i>E. viridis</i> Ehrenb.		+	
61	<i>Euglena</i> sp.		+	+
62	<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenb.) LemmERM.	+		
63	<i>Phacus caudatus</i> Hubner	+	+	
64	<i>Ph. curvicauda</i> Swir.	+		
65	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenb.) Mereschk.	+		
CHLOROPHYTA				
66	<i>Chlamydomonas</i> sp.	+	+	+
67	<i>Phacotus coccafer</i> Korsch.	+	+	+
68	<i>Ph. subglobosus</i> Pasch.			+
69	<i>Pteromonas angulosa</i> LemmERM.		+	
70	<i>Pt. golenkiniana</i> Pasch.			+
71	<i>Pt. torta</i> Korsch.	+		
72	<i>Gonium sociale</i> Warm.	+		
73	<i>Pandorina charkoviensis</i> Korsch.		+	

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Продолжение табл. 4.2.1.

№	Виды	1998— 2001 гг.	2005— 2007 гг.	2008— 2010 гг.
CHLOROPHYTA				
74	<i>P. morum</i> (O. Müll.) Bory	+	+	
75	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenb.			+
76	<i>Volvox globator</i> (L.) Ehrenb.		+	
77	<i>Chlorococcum</i> sp.			+
78	<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.			+
79	<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Hegew. et Hanagata = <i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	+	+	+
80	<i>A. pectinatus</i> (Meyen) Tsar. var. <i>pectinatus</i> = <i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.	+		
81	<i>A. pectinatus</i> (Meyen) Tsar. var. <i>pectinatus</i> = <i>Scenedesmus falcatus</i> Chod.		+	
82	<i>A. pectinatus</i> var. <i>bernardii</i> (G.M.Sm.) Tsar. = <i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>bernardii</i> (G. M. Sm.) Deduss		+	
83	<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchn.) Hegew. = <i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>abundans</i> (Kirchn.) Hansg.	+	+	
84	<i>D. aculeolatus</i> (Reinsch) Tsar. = <i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i> Hansg.			+
85	<i>D. bicaudatus</i> (Deduss.) Tsar. = <i>Scenedesmus bicaudatus</i> Deduss.		+	+
86	<i>D. brasiliensis</i> (Bohl.) Hegew. = <i>Scenedesmus brasiliensis</i> Bohl.			
87	<i>D. communis</i> (Hegew.) Hegew. = <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.			+
88	<i>D. denticulatus</i> (Lagerh.) An, Friedl et Hegew. = <i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.	+	+	+
89	<i>Desmodesmus echinulatus</i> (Deduss.) Tsar. = <i>S. echinulatus</i> Deduss.	+		
90	<i>D. intermedius</i> (Chod.) Hegew. = <i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>eualternans</i> Proschk. = <i>S. quadricauda</i> var. <i>alternans</i> G. M. Sm.	+		
91	<i>D. magnus</i> (Meyen.) Tsar. = <i>S. quadricauda</i> var. <i>setosus</i> (Kirchn.) Hansg.		+	
92	<i>D. opoliensis</i> (P. Richt.) Hegew. var. <i>opoliensis</i> = <i>S. opoliensis</i> P. Richt.			+
93	<i>D. lefevrii</i> (Defl.) An. et al. = <i>Scenedesmus lefevrii</i> Defl.	+		
94	<i>Scenedesmus obtusus</i> var. <i>apiculatus</i> (W. et G.S. West) Tsar. = <i>S. apiculatus</i> (W. et G.S. West) Chod.			+
95	<i>S. sempervirens</i> Chod.			+
96	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs		+	
97	<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemmerm.) Lemmerm. = <i>Ankistrodesmus longissimus</i> (Lemmerm.) Wille	+		
98	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsch.) Hind. = <i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korsch.	+	+	
99	<i>M. contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn. = <i>Ankistrodesmus pseudomirabilis</i> var. <i>spiralis</i> Korsch.			+
100	<i>M. griffithii</i> (Brek.) Kom.-Legn. = <i>Ankistrodesmus acicularis</i> (A.Br.) Korsch.	+	+	
101	<i>M. irregulare</i> (G.Sm.) Kom.-Legn. = <i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	+	+	
102	<i>M. minutum</i> (Näggele) Kom.-Legn. = <i>Ankistrodesmus minutissimus</i> Korsch.	+		
103	<i>Ankyra judayi</i> (G. M. Smith) Fott		+	
104	<i>A. ocellata</i> (Korsch.) Fott		+	
105	<i>Chaetopeltis orbicularis</i> Berth.	+		
106	<i>Chlorotetraedron incus</i> (Teil.) Kom. et Kovač. = <i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Sm.	+	+	
107	<i>Coelastrum microporum</i> Näggeli	+	+	+
108	<i>C. spaericum</i> Näggeli = <i>Coelastrum cubicum</i> Näggeli	+	+	
109	<i>Coenococcus planctonicus</i> Korsch.	+	+	+
110	<i>C. polyococcus</i> (Korsch.) Hind. = <i>Sphaerocystis polyococca</i> Korsch.		+	
111	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) W. et G.S. West	+		
112	<i>Crucigeniella irregularis</i> (Wille) Tsar. et D.M. John = <i>C. irregularis</i> Wille	+	+	
113	<i>C. apiculata</i> (Lemmerm.) Kom. = <i>Crucigenia apiculata</i> (Lemmerm.) Kom.	+		
114	<i>Dicellula geminata</i> (Printz) Korsch. = <i>Dicellula planctonica</i> Swir.	+		
115	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näggeli	+		
116	<i>D. pulchellum</i> Wood	+	+	+

4.2. Фитопланктон

Продолжение табл. 4.2.1.

№	Виды	1998— 2001 гг.	2005— 2007 гг.	2008— 2010 гг.
CHLOROPHYTA				
117	<i>Didymocystis tuberculata</i> Korsch. = <i>Didymocystis inermis</i> (Fott)	+		
118	<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korsch.) Hegew. et Deason = <i>Didymocystis planctonica</i> Korsch.	+	+	
119	<i>Enallax acutiformis</i> (Schröd.) Hind. = <i>Scenedesmus acutiformis</i> Schröd.	+		
120	<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	+		+
121	<i>Golenkiniopsis parvula</i> (Woronich.) Korsch.		+	
122	<i>G. solitaria</i> Korsch.	+		
123	<i>Franceia tenuispina</i> Korsch.	+		
124	<i>Hyaloraphidium rectum</i> Korsch.	+		
125	<i>H. contortum</i> Pasch. et Korsch.			+
126	<i>Kirchneriella irregularis</i> (Smith) Korsch.	+		
127	<i>K. lunaris</i> (Kirchn.) Мұб.	+		
128	<i>K. obesa</i> (West) Schmidle	+	+	
129	<i>K. intermedia</i> Korsch.	+		
130	<i>Lagerheimia citrififormis</i> (Snow) G.M. Smith	+		
131	<i>L. genevensis</i> (Chod.) Chod.	+		
132	<i>L. wratislaveris</i> Schröd.	+		
133	<i>Micractinium quadrisetum</i> (Lemmerm.) G.M. Sm.	+		+
134	<i>M. pusillum</i> Fres.	+	+	
135	<i>Nephrochlamys rotunda</i> Korsch.	+		
136	<i>Oocystis borgei</i> Snow	+	+	
137	<i>O. crassa</i> Wittr.	+		
138	<i>O. lacustris</i> Chod.	+		
139	<i>O. novae semliae</i> Wille	+		
140	<i>O. parva</i> W. et W.			+
141	<i>O. pseudocoronata</i> Korsch.	+		
142	<i>O. pusilla</i> Hansg.	+		
143	<i>O. solitaria</i> Wittr.	+		
144	<i>O. submarina</i> Lagerh.	+		
145	<i>P. boryanum</i> (Turp.) Menegh.			+
146	<i>P. boryanum</i> var. <i>cornutum</i> (Racib.) Sulek			+
147	<i>P. duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i> = <i>Pediastrum duplex</i> var. <i>reticulatum</i> Lagerh.			+
148	<i>P. simplex</i> Meyen			+
149	<i>P. tetras</i> (Ehrenb.) Ralfs = <i>Pediastrum tetras</i> var. <i>tetraodon</i> (Corda) Rabenh.			+
150	<i>Schroederia setigera</i> (Schroed.) Lemmerm.			+
151	<i>Siderocelis ornata</i> Fott	+		
152	<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korsch.) Bourr. = <i>Palmellocystis planctonica</i> Korsch.			+
153	<i>Tetraedron triangulare</i> Korsch.			+
154	<i>Binuclearia lauterbornii</i> (Schmidle) Pr.-Lavr.	+		
STREPTOPHYTA				
155	<i>Closterium acerosum</i> (Schränk.) Ehrenb.	+		
156	<i>C. aciculare</i> (Tuff.) West	+		
157	<i>C. acutum</i> (Lyngb.) Bréb. f. <i>acutum</i>	+		
158	<i>C. acutum</i> f. <i>tenuis</i> Nordst.	+		
159	<i>C. gracile</i> Bréb.	+		
160	<i>C. peracerosum</i> Gay	+		
161	<i>C. pronum</i> Bréb.	+		
162	<i>Cosmarium laeve</i> Rabenh.	+		
163	<i>C. obtusatum</i> Schmidle	+		
164	<i>C. punctulatum</i> Bréb.	+		
165	<i>C. subprotumidum</i> Nordst.	+		
166	<i>C. turpinii</i> Bréb.		+	

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Продолжение табл. 4.2.1.

№	Виды	1998— 2001 гг.	2005— 2007 гг.	2008— 2010 гг.
STREPTOPHYTA				
167	<i>C. undulatum</i> Corda	+		
168	<i>Cosmarium</i> sp.		+	+
169	<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	+	+	+
170	<i>S. paradoxum</i> Meyen	+		
171	<i>Staurastrum</i> sp.	+	+	
CHRYSOPHYTA				
172	<i>Kephyrion ovum</i> Pasch.		+	
173	<i>K. rubri-claustri</i> Conr.	+		
174	<i>Mallomonas</i> sp.	+		
175	<i>Pseudokephyrion pilidium</i> Schiller	+		
176	<i>P. schilleri</i> Conr.	+		
177	<i>Synura</i> sp.	+		
XANTHOPHYTA				
178	<i>Goniochloris fallax</i> Fott	+		
179	<i>G. mutica</i> (A. Braun) Fott	+		
180	<i>G. pulchra</i> Pasch.	+		
181	<i>G. spinosa</i> Pasch.	+		
182	<i>Centritractus belonophorus</i> Lemmerm.		+	
BACILLARIOPHYTA				
183	<i>Cyclotella comta</i> (Ehrenb.) Kütz.	+		
184	<i>C. meneghiniana</i> Kütz.			+
185	<i>C. ocellata</i> Pant.			+
186	<i>C. planctonica</i> Brun.	+		
187	<i>Cyclotella</i> sp.		+	+
188	<i>Stephanodiscus binderanus</i> (Kütz.) Krieg. = <i>Melosira binderana</i> Kütz.		+	
189	<i>S. hantzschii</i> Grunow	+	+	+
190	<i>Skeletonema subsalsum</i> (A.Cl.) Bethge = <i>Stephanodiscus subtilis</i> (Van Goor) A. Cleve	+		
191	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Sim. = <i>Melosira ambigua</i> (Grunow) O. Müll.		+	+
192	<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenb.) Sim. = <i>Melosira distans</i> (Ehrenb.) Kütz.	+		
193	<i>A. granulata</i> (Ehrenb.) Sim. = <i>Melosira granulata</i> (Ehrenb.) Ralfs	+	+	+
194	<i>A. granulata</i> (Ehrenb.) Sim. f. <i>granulata</i> = <i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müll.) Hust.		+	+
195	<i>Melosira varians</i> Ag.	+	+	+
196	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenb.) Compere emend. Genkal et Yarmosch.		+	
197	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.		+	
198	<i>Diatoma anceps</i> (Ehrenb.) Kirch.		+	
199	<i>D. tenue</i> (is) Ag. = <i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	+		
200	<i>D. vulgaris</i> Bory		+	+
201	<i>D. vulgaris</i> var. <i>productum</i> Grunow		+	
202	<i>Asterionella formosa</i> Hass.	+	+	+
203	<i>Ctenophora pulchella</i> (Grunow) Will. et Round = <i>Synedra pulchella</i> (Ralfs) Kütz.		+	
204	<i>Fragilaria capucina</i> Desm.		+	+
205	<i>F. capucina</i> Desm. var. <i>capucina</i> = <i>Fragilaria capucina</i> var. <i>lanceolata</i> Grunow = <i>Synedra rumpens</i> var. <i>familiaris</i> (Kütz.) Grunow		+	
206	<i>F. capucina</i> var. <i>amphicephala</i> (Kütz.) Lange-Bert. ex Bukht. = <i>Synedra amphicephala</i> Kütz.		+	
207	<i>F. crotonensis</i> Kitt.		+	
208	<i>F. tenera</i> (W.Sm.) L.-B. = <i>Synedra tenera</i> W. Sm.			+
209	<i>F. vaucheriae</i> (Kütz.) Boey-P. = <i>Fragilaria intermedia</i> Grunow		+	
210	<i>Fragilaria</i> sp. 1			+
211	<i>Fragilaria</i> sp. 2			+

№	Виды	1998— 2001 гг.	2005— 2007 гг.	2008— 2010 гг.
BACILLARIOPHYTA				
212	<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) Will. et Round = <i>Fragilaria virescens</i> Ralfs		+	
213	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow in van Heurck) Will. et Round = <i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow			+
214	<i>Staurosira construens</i> Ehrenb. = <i>Fragilaria construens</i> (Ehrenb.) Grunow			+
215	<i>Staurosirella berlinensis</i> (Lem.) Bukht. = <i>Synedra berlinensis</i> Lemmerm.		+	
216	<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenb.) Will. et Round = <i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenb. = <i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>lancettula</i> (Schum.) Hust.	+		
217	<i>Synedra acus</i> Kütz.		+	+
218	<i>S. ulna</i> (Nitz.) Ehrenb.	+	+	
219	<i>S. ulna</i> var. <i>oxyrhynchus</i> (Kütz.) van Heurck.	+		
220	<i>Synedra</i> sp.	+		
221	<i>Tabularia fasciculata</i> (Ag.) Will. et Round = <i>Synedra tabulata</i> var. <i>fasciculata</i> Ag.		+	
222	<i>Achnanthydium</i> cf. <i>microcephalum</i> Kütz.	+		
223	<i>Achnanthydium</i> cf. <i>exilis</i> Kütz.	+		
224	<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenb. = <i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenb.)		+	
225	<i>C. pediculus</i> Ehrenb.	+		
226	<i>C. placentula</i> Ehrenb.		+	+
227	<i>Cocconeis</i> sp.		+	
228	<i>Cymbella affinis</i> Kütz.		+	
229	<i>C. cistula</i> (Hemp.) Grunow = (Hemp. in Hemp. et Ehrenb.) Kirch.		+	
230	<i>C. helvetica</i> Kütz.		+	
231	<i>C. lanceolata</i> (Ehrenb.) Kirch.		+	+
232	<i>C. tumida</i> (Bréb. in Kütz.) V. H.	+		
233	<i>Encyonema elginense</i> (Kram.) Mann = <i>Cymbella turgida</i> (Greg.) Cl.		+	
234	<i>Encyonema minuta</i> (Hilse ex Rabenh.) Mann = <i>Cymbella ventricosa</i> Kütz.	+	+	
235	<i>Encyonema paradoxa</i> Kütz. = <i>Cymbella prostrata</i> (Berk.) Cl.		+	
236	<i>Placconeis placentula</i> (Ehrenb.) Hein. = <i>Navicula placentula</i> (Ehrenb.) Grunow		+	
237	<i>P. placentula</i> f. <i>lanceolata</i> (Grunow) Bukht. = <i>Navicula placentula</i> f. <i>lanceolata</i> Grunow		+	
238	<i>P. elginensis</i> f. <i>exigua</i> (Greg.) Bukht. = <i>Navicula exigua</i> (Greg.) O. Müll.		+	
239	<i>P. elginensis</i> (Greg.) Cox f. <i>elginensis</i> = <i>Navicula anglica</i> Ralfs		+	
240	<i>Gomphonema olivaceum</i> (Horn.) Daw. Ex Ross et Sims var. <i>olivaceum</i> = <i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz.	+	+	
241	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenb.		+	
242	<i>G. acuminatum</i> var. <i>coronatum</i> (Ehrenb.) W. Sm.		+	
243	<i>G. acuminatum</i> var. <i>turris</i> (Ehrenb.) Cl.		+	
244	<i>G. augur</i> Ehrenb.	+		
245	<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Grunow		+	
246	<i>G. parvulum</i> var. <i>subellipticum</i> Cl.		+	
247	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Ag.) Lange-Bert. = <i>Gomphonema abbreviatum</i> Ag., <i>Rh. curvata</i> (Kütz.) Grunow	+	+	+
248	<i>Aneumastus tusculus</i> (Ehrenb.) Mann et Stick. = <i>Navicula tuscula</i> (Ehrenb.) Grunow	+		
249	<i>Cavinula lacustris</i> (Greg.) Mann. et Stick. = <i>Navicula lacustris</i> Greg.		+	
250	<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenb.) Lange-Bert., Metzeltin & A. Witkowski = <i>Navicula capitata</i> Ehrenb., <i>Navicula hungarica</i> var. <i>capitata</i> (Ehrenb.) Cl.		+	
251	<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bert., Metzeltin & A. Witkowski = <i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grunow) R. Ross, <i>Navicula hungarica</i> var. <i>linearis</i> Østr.		+	
252	<i>Navicula capitoradiata</i> Germ. = <i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>intermedia</i> Grunow		+	
253	<i>N. cari</i> Ehrenb.		+	
254	<i>N. cincta</i> (Ehrenb.) Kütz.		+	

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Окончание табл. 4.2.1.

№	Виды	1998— 2001 гг.	2005— 2007 гг.	2008— 2010 гг.
BACILLARIOPHYTA				
255	<i>N. cryptocephala</i> Kütz.	+	+	+
256	<i>N. gregaria</i> Donk.		+	
257	<i>N. lanceolata</i> (Ag.) Kütz.		+	+
258	<i>N. peregrina</i> (Ehrenb.) Kütz.		+	
259	<i>N. radiosa</i> Kütz.	+	+	
260	<i>N. reinhardtii</i> (Grunow) Grunow			+
261	<i>N. tripunctata</i> (O.F. Müll.) Bory = <i>Navicula gracilis</i> Ehrenb.		+	+
262	<i>N. veneta</i> Kütz. = <i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>veneta</i> (Kütz.) Grunow	+		+
263	<i>N. viridula</i> Kütz.		+	
264	<i>N. viridula</i> var. <i>rostellata</i> (Kütz) Cl. = <i>Navicula rostellata</i> Kütz.		+	
265	<i>N. vulpina</i> Kütz.	+		
266	<i>Navicula</i> sp.	+	+	+
267	<i>Pinnularia divergens</i> W. Sm.		+	
268	<i>Sellaphora pupula</i> (Kütz.) Mann = <i>Navicula pupula</i> Kütz.		+	
269	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	+	+	
270	<i>G. attenuatum</i> (Kütz.) Rabenh.		+	+
271	<i>G. scalproides</i> (Rabenh.) Cl.		+	
272	<i>G. spenceri</i> (W. Sm.) Cl.	+	+	
273	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenb.		+	
274	<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenb.) De Toni		+	
275	<i>Amphora coffeaeformis</i> Ag.		+	
276	<i>A. ovalis</i> Kütz.	+	+	+
277	<i>A. libyca</i> Ehrenb. = <i>Amphora ovalis</i> var. <i>libyca</i> Ehrenb.	+		
278	<i>A. pediculus</i> (Kütz.) Grunow = <i>Amphora ovalis</i> var. <i>pediculus</i> Kütz.	+		
279	<i>A. veneta</i> Kütz.		+	
280	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	+		+
281	<i>N. amphibia</i> Grunow		+	
282	<i>N. closterium</i> (Ehrenb.) W. Sm.	+		
283	<i>N. dissipata</i> (Kütz.) Grunow	+		
284	<i>N. linearis</i> (Ag.) W. Sm.			+
285	<i>N. lorenziana</i> Grunow	+		
286	<i>N. lorenziana</i> var. <i>subtilis</i> Grunow	+		
287	<i>N. obtusa</i> W. Sm.		+	
288	<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Sm.			+
289	<i>N. paleacea</i> (Grunow) Hust.	+		+
290	<i>N. paleacea</i> (Grunow) Hust. = <i>Nitzschia holsatica</i> Hust.			+
291	<i>N. sigmoidea</i> (Nitzsch.) W. Sm.		+	
292	<i>N. sublinearis</i> Hust.	+		
293	<i>N. vermicularis</i> (Kütz.) Hantzsch	+	+	
294	<i>Nitzschia</i> sp.	+	+	
295	<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb. = <i>Epithemia zebra</i> (Ehrenb.) Kütz.		+	
296	<i>Surirella gracilis</i> (W. Sm.) Grunow	+		
	Всего	160	144	81

* Вид приводится впервые для флоры Украины.

Во флористическом спектре ведущая роль принадлежала диатомовым и зеленым, на третьем месте были синезеленые водоросли. Доля Euglenophyta и Streptophyta составила по 5 %, динофитовые, криптофитовые, желтозеленые и золотистые представлены одиночными видами, и их доля не превышала 3 % (рис. 4.2.1).

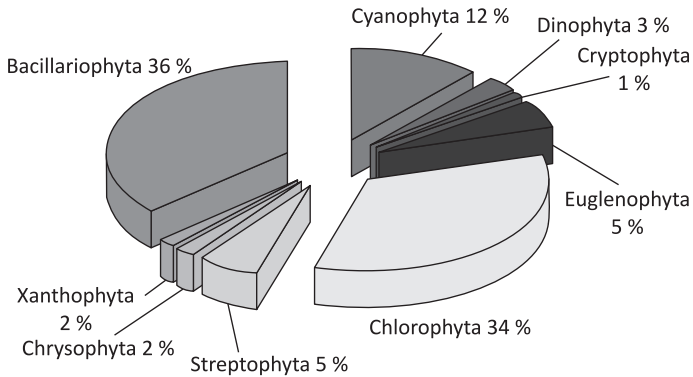


Рис. 4.2.1. Флористический спектр фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС, 1998—2010 гг.

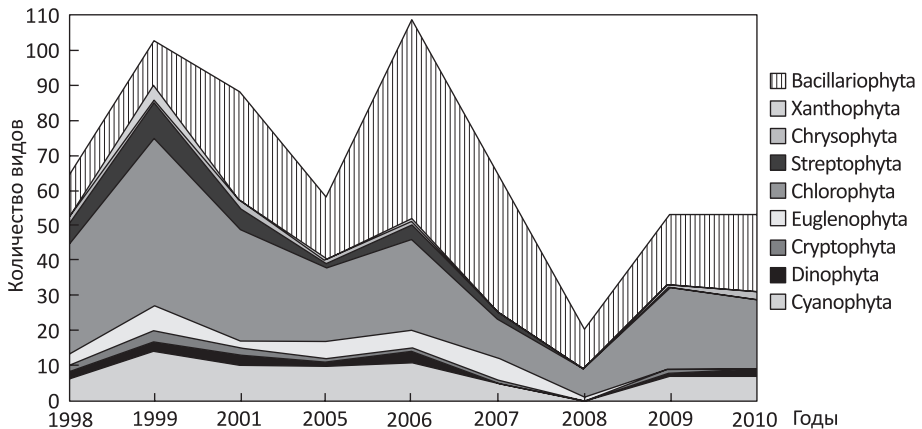


Рис. 4.2.2. Динамика состава летнего фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС, 1998—2010 гг.

Состав и таксономическое богатство фитопланктона за период исследований претерпевали определенные изменения. Наибольшее количество видов было зарегистрировано в 2006 г. (рис. 4.2.2). В период работы одного энергоблока было отмечено преобладание зеленых водорослей и некоторое увеличение богатства (к 1999 г.), а затем снижение — к 2001 г. В 2005 г. уменьшение богатства зеленых водорослей определило снижение общего количества видов водорослей. Минимальное таксономическое богатство было зарегистрировано в 2008 г. (оба энергоблока АЭС не работали): всего 20 видов водорослей, они принадлежали к трем отделам: Chlorophyta, Bacillariophyta, Euglenophyta. В 2009—2010 гг. видовое богатство возросло за счет диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

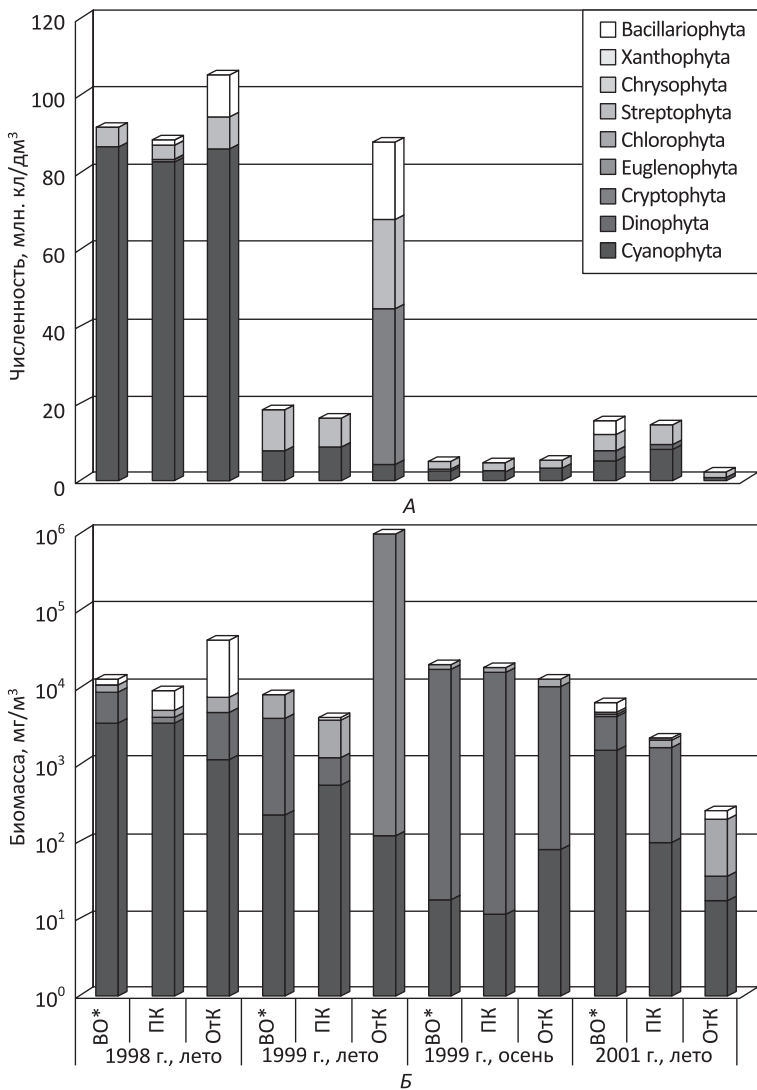


Рис. 4.2.3. Количественное развитие фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС в 1998—2001 гг.: А — численность, млн. кл/м³; Б — биомасса, мг/м³. Здесь и на рис. 4.2.5, 4.2.6: * даны средние значения показателей для водоема-охладителя

Показатели обилия фитопланктона ВО ХАЭС характеризовались неоднородностью. Это касается как многолетней, так и сезонной динамики, а также пространственного распределения по водоему. Межгодовой динамике была присуща резкая смена доминирующего комплекса.

Обилие фитопланктона в период исследований при работе одного энергоблока снижалось (рис. 4.2.3). Максимальные количественные показатели наблюдались в 1998 и 1999 гг. Хотя основная роль в формировании численности принадлежала синезеленым водорослям (80—98 % общих показателей), велика была роль и других таксономических групп, на отдельных станциях наряду с синезелеными (*Aphanocapsa incerta* (до 75 %), *Microcystis aeruginosa*, *Aphanisomenon flos-aquae*) заметную роль играли диатомовые — (*Stephanodiscus hantzschii*) и динофитовые, а осенью по биомассе доминировал крупноклеточный вид динофитовых *Ceratium hirundinella*.

Максимальная биомасса фитопланктона летом 1998 и 1999 гг. была в отводящем канале. В 1998 г. фитопланктон здесь отличался большей долей диатомовых по численности, нежели в других районах водоема и преобладающей их долей (83 %) по биомассе.

Летом 1999 г. фитопланктон отводящего канала был очень специфичным на фоне достаточной его однородности в остальных районах водоема (коэффициенты флористической общности между отдельными станциями на водоеме колебались от 46 до 78 %). В канале численность достигала 87,31 млн. кл/дм³, биомасса — 1134,51 мг/дм³, что в 2,6 раза превышало максимальную численность в водоеме-охладителе и в 94,4 раза — среднюю биомассу. Фитопланктон в отводящем канале был монодоминантным и представлен в основном *Cryptomonas ovata*, который составлял 45,4 % общей численности и 97,6 % общей биомассы.

Осенью 1999 г. структура фитопланктона в отводящем канале была сходной с таковой отдельных районов ВО. По акватории водоема существенных различий в видовом составе не наблюдалось, коэффициенты флористической общности между отдельными станциями были выше 50 % и находились в пределах 51,2—70,0 %). Показатели обилия фитопланктона в охладителе изменялись в широких пределах: численность — 3,41—10,25 млн. кл/дм³, биомасса — 3,86—31,80 мг/дм³. Уровень биомассы был высоким, средние значения превышали таковые в летние сезоны 1998 и 1999 в 1,5 и 2,3 раза, а численность, наоборот, была ниже — соответственно в 4 и 18 раз. По численности доминировала *Oscillatoria subtilissima*, которая характеризовалась высокой встречаемостью (71,4 %) и составляла 21,3—49,3 % общей численности. Биомассу по всему водоему-охладителю определяла динофитовая водоросль *Ceratium hirundinella*, она была абсолютным доминантом по биомассе и имела 100 % встречаемость.

Структура летнего фитопланктона в **2001 г.** по биомассе была подобна таковой 1998 г. (рис. 4.2.4). Однако средние значения по водоему в 2001 г. были в 2 раза ниже и достигали только 7 мг/дм³.

Состав доминирующего комплекса (включая субдоминантов), в целом, был немногочисленный и состоял из представителей синезеленых, динофитовых, зеленых и диатомовых. Как по численности, так и по биомассе доминантами были *Aphanothece stagnina*, *Ceratium hirundinella*, *Pediastrum boryanum*, *Cyclotella comta*.

В 2001 г. летний фитопланктон отводящего канала характеризовался минимальной численностью и биомассой и обедненным флористическим спектром.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

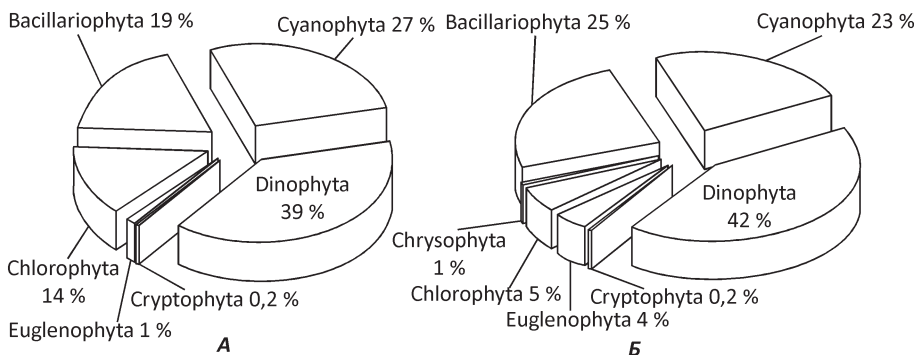


Рис. 4.2.4. Структура летнего фитопланктона по биомассе в 1998 (А) и 2001 (Б) годах

Таким образом, в первый период исследований фитопланктон ВО ХАЭС был качественно разнообразен и достаточно обилен. Фитопланктон отводящего канала характеризовался вспышками обилия за счет отдельных видов.

После введения в эксплуатацию второго энергоблока ХАЭС техногенное воздействие на водоем стало постоянным в течение года. В летнем фитопланктоне 2005 г. доминировал синезелено-, зелено-диатомовый комплекс водорослей, представленный доминирующими видами *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, виды родов *Pediastrum*, *Melosira* и *Stephanodiscus hantzschii*. Количественное развитие фитопланктона в летний период 2005 г. было невысоким. Средние показатели обилия (без учета обилия в каналах) составили 11,40 млн. кл/дм³ и 0,57 мг/дм³ (рис. 4.2.5).

В июне 2005 г. численность фитопланктона колебалась на отдельных станциях в водоеме от 7,01 до 11,33 млн. кл/дм³, а биомасса от 0,31 до 1,19 мг/дм³. Уровень численности по всему водоему определяли синезеленые водоросли — от 1,86 до 9,01 млн. кл/дм³, при этом их биомасса не превышала 0,27 мг/дм³. Из других групп водорослей отмечено массовое развитие хлорококковых водорослей, количественные показатели которых составляли 0,24—2,12 млн. кл/дм³ и 0,02—0,24 мг/дм³. Остальные группы водорослей развивались менее интенсивно и роль их в формировании биомассы фитопланктона была невелика.

В отводящем канале доминирующий по численности комплекс также был представлен зелеными, среди которых выделялись виды р. *Pediastrum* и *Coenococcus* и синезелеными (*Aphanizomenon flos-aquae* и *Anabaena flos-aquae*). Основу биомассы составляли зеленые водоросли (в основном виды р. *Pediastrum*), в целом же она превышала средние значения по водоему. Синезеленые водоросли, несмотря на их высокую численность, существенной роли в формировании биомассы не играли. В подводящем канале, как и в отводящем, доминирующий комплекс состоял из синезеленых и зеленых водорослей. Доля синезеленых в общей численности составляла 76,8 %, а зеленых — 15,9 %.

В августе 2005 г. показатели обилия фитопланктона по акватории водоема колебались от 2,00 до 21,12 млн. кл/дм³ и от 0,19 до 0,70 мг/дм³. Наибольшая биомасса водорослей была зафиксирована на участке выхода отводящего ка-

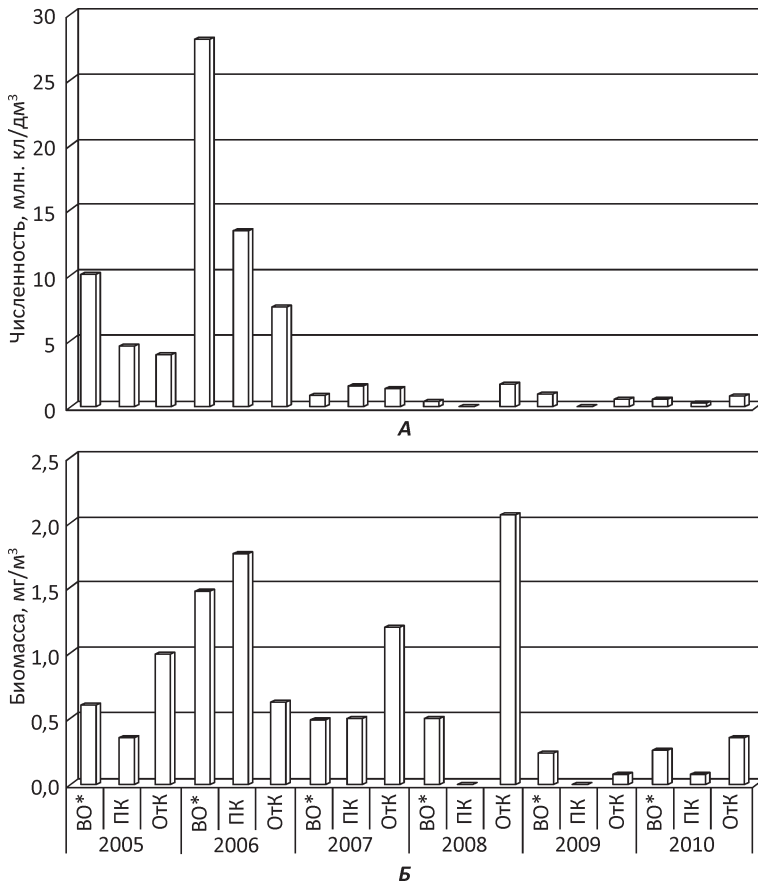


Рис. 4.2.5. Количественное развитие летнего фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС в 2005—2010 гг.: А — численность, млн. кл./м³; Б — биомасса, мг/дм³

нала, при этом основу ее составляли синезеленые *M. aeruginosa* и *Gloeocapsa* sp. Наименьшая биомасса отмечена в подводющем канале.

Сравнивая показатели количественного развития водорослей в летний период 2005 г. с таковыми предыдущих лет, можно отметить, что уровень их развития был во много раз ниже.

В последующие годы в структуре фитопланктона наблюдалось усиление роли диатомовых водорослей (особенно это касается показателей биомассы). Так, уровень количественного развития водорослей в водоеме весной 2006 г. обеспечивался диатомово-зеленым комплексом. Основная роль в формировании биомассы фитопланктона принадлежала диатомовым водорослям. Их доля в общей биомассе на отдельных станциях колебалась от 35,7 до 79,6 %. Удельный вес хлорококковых в формировании биомассы колебался от 2,6 до 55,9 %.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

В 2008 г. численность фитопланктона в июле колебалась на отдельных станциях от 0,08 до 1,39 млн. кл/дм³ (в среднем 0,44 млн. кл/дм³), а биомасса от 0,10 до 1,17 мг/дм³ (в среднем 0,38 мг/дм³). Доминантом по численности и биомассе была диатомовая водоросль *Aulacoseira granulata*. Исключением был отводящий канал, где структура фитопланктона отличалась своеобразием, здесь доминировал *Stephanodiscus hantzschii*. Максимальная биомасса наблюдалась летом, также в отводящем канале. Здесь же наблюдалось и резкое снижение биомассы от лета к осени, что выражалось в изменении структуры доминирующего комплекса. Доминант по численности и биомассе диатомовая водоросль — *Stephanodiscus hantzschii* сменился на *Pediastrum simplex*. В подводящем канале обилие фитопланктона было очень низким. Численность составила 0,03 млн. кл/дм³, а биомасса — 0,02 мг/дм³. Основу биомассы и численности составляла *Aulacoseira ambigua* (80,0 %).

В 2009 г. показатели видового богатства и обилия фитопланктона водоема-охладителя весной и летом продолжали оставаться низкими, однако, от весны к лету было зарегистрировано некоторое их возрастание. В апреле в фитопланктоне отводящего канала зарегистрировано 14 ВВТ, 8 из которых — диатомовые, один относился к зеленым хлорококковым (*Pediastrum simplex*) и один — к эвгленовым (*Euglena* sp.) Доминирующий комплекс был представлен крупноклеточными бентосными и бентопланктонными формами: *Gyrosigma attenuatum*, *Nitzschia vermicularis*, *Melosira varians*, *Diatoma vulgaris*, *Synedra* sp. Доминирование в планктоне типичных бентосных форм свидетельствует о перемешивании водных масс, вследствие повышения скорости течения и турбулентности.

В июне 2009 г. численность фитопланктона в восточном районе водоема составила 0,09 млн. кл/дм³, а биомасса — 0,026 мг/дм³. Доминировал по численности мелкоклеточный планктонный вид хлорококковых водорослей *Dictyosphaerium pulchellum*, а по биомассе — эпифитный *Cocconeis placentula*. Всего в этом районе зарегистрировано три вида водорослей.

У выхода из отводящего канала фитопланктон был еще более беден и менее обилен. Было отмечено всего два вида водорослей, биомасса составляла всего лишь 0,003 мг/дм³, при доминировании *Cyclotella* sp., а численность — 0,27 млн. кл/дм³, при доминировании мелкоклеточного *Phormidium* sp.

В сентябре 2010 г. фитопланктон был представлен 26 видами, принадлежащими к 5 отделам: Cyanophyta, Dinophyta, Chlorophyta, Streptophyta и Bacillariophyta. Наибольшей встречаемостью характеризовались виды: *Cyclotella* sp., *Chlamydomonas* sp., *Phacotus coccifer* и *Aulacoseira granulata*. Обилие фитопланктона в этот период было относительно небольшим за исключением западного участка северного района, где отмечены максимальные показатели обилия: численность — 107 млн. кл/дм³, биомасса — 3,63 мг/дм³. Структура фитопланктона здесь имела монодоминантный характер за счет *Microcystis aeruginosa*. В центральном районе фитопланктон западного и восточного участков различался: на восточном он был наиболее богат видами, обилен, имел полидоминантную структуру, о чем свидетельствует высокое видовое разнообразие: $H_N = 2,9$ бит/экз; $H_B = 2,6$ бит/мг. Доминировали по биомассе *Aulacoseira granulata* (35 %), *Pediastrum tetras* (15 %), *Desmodesmus communis* (12 %) и *Frugilaria capucina* (11 %).

Фитопланктон западного района также был неоднороден. Несколько различался фитопланктон северного и южного его участков. На северном участке показатели обилия были минимальными, синезеленые водоросли *Microcystis aeruginosa* отсутствовали, несмотря на ближайшее расположение участка с максимальной биомассой за счет *Microcystis aeruginosa* в западной части северного района. В состав доминирующего комплекса входили: по численности — *A. granulata*, *Cyclotella* sp. и *D. communis*, по биомассе — *A. granulata* и *Gymnodinium* sp. Численность фитопланктона в целом в западном районе колебалась в пределах 0,04—0,24 млн. кл/дм³, а биомасса — 0,03—0,15 мг/дм³.

В северной части южного района обилие фитопланктона в среднем было таким же, как в западном, но состав доминирующего комплекса несколько отличался. По численности доминировал *Microcystis aeruginosa* (68 %), а по биомассе *A. granulata* (43 %), *Phacotus coccifer* (15 %), *D. communis* (14 %).

В восточном районе структура фитопланктона была сходной с северной частью южного района по уровню обилия и доминантам: *M. aeruginosa* и *Ph. coccifer*, а с западным районом — доминированием по биомассе *Gymnodinium* sp.

В отводящем канале (участок ниже сброса 2 блока) обилие фитопланктона как по численности, так и биомассе создавалось за счет двух видов: *A. granulata* и *Fragilaria capucina*. Видовой состав был представлен видами, которые доминировали почти всех районах ВО, однако на этом участке были представлены в незначительном количестве. Доминирующий в западном районе *M. aeruginosa* зарегистрирован не был.

Вышеизложенная характеристика распределения фитопланктона в штилевую погоду (23.09.2010 г.) является, вероятно, результатом предыдущего воздействия северо-западного ветра, сформировавших круговороты и транзитного потока, который обусловлен работой циркуляционных систем АЭС.

При юго-западном ветре в западном, центральном и самой северной части южного района наблюдали развитие фитопланктона с невысоким видовым богатством (4 вида) и обилием: численность — 7 тыс. кл/дм³, биомасса — 0,002 мг/дм³. Доминантами были *Cyclotella* sp., *Stephanodiscus hantzschii*, *Oocystis parva*. В сообществе транзитного потока от сброса к подводящему каналу при этой гидродинамической ситуации *Microcystis aeruginosa* входил в доминирующий комплекс по численности, составляя 25 % от общей (0,33 млн. кл/дм³). По биомассе доминирующий комплекс дополнила *Melosira varians* (72 %).

Таким образом, динамика водных масс играет существенную роль в формировании сообществ фитопланктона ВО ХАЭС и требует дальнейшего исследования.

Сезонные изменения состава и обилия фитопланктона рассмотрены на основании результатов исследований 2006 г. Зимний фитопланктон (февраль) был представлен 55 видами водорослей. Доминирующее положение в видовом спектре занимали диатомовые водоросли — 65,5 % общего количества видов. Кроме диатомовых в водоеме обнаружены зеленые и эвгленовые (соответственно 25,5 и 6,3 % общего количества видов). Изредка встречались синезеленые водоросли. Из водорослей в водоеме преоблада-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

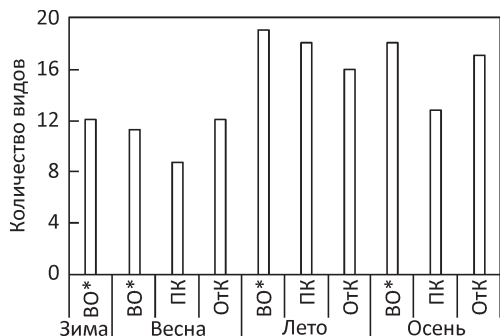


Рис. 4.2.6. Сезонная динамика таксономического богатства фитопланктона ВО и каналов в 2006 г. (средние значения)

ли виды р. *Amphora*, *Melosira*, *Stephanodiscus*, *Synedra*. Зеленые были представлены в основном видами р. *Pediastrum*, *Scenedesmus*; из эвгленовых чаще встречался *Trachelomonas volvocina*. Наибольшее количество видов было летом и осенью (рис. 4.2.6).

Средняя численность и биомасса водорослей в водоеме-охладителе в зимний период 2006 г. составляла 1,13 млн. кл/дм³ и 0,20 мг/дм³. Доминирующая роль в фитопланктоне принадлежала хлорококковым водорослям — 48,4 % общей численности и 62,3 % общей биомассы, на долю диатомовых приходилось соответственно 31,8 и 32 %. Остальные группы водорослей существенной роли в формировании биомассы фитопланктона не играли (рис. 4.2.7).

Наибольшее количество водорослей в водоеме в зимний период было сосредоточено в глубинных слоях (температура воды 6,5—8,3 °С, глубина 5 м), их численность колебалась от 1,01 до 1,45 млн. кл/дм³, в среднем составляя 1,23 млн. кл/дм³. В поверхностном слое воды при температуре от 8 до 16 °С средняя численность и биомасса водорослей составляла 0,78 млн. кл/дм³ и 0,16 мг/дм³. Доминировали диатомовые водоросли, показатели обилия которых находились в пределах 0,18—0,24 млн. кл/дм³ и 0,08—0,11 мг/дм³. Количество хлорококковых в фитопланктоне составляло 0,13—0,20 млн. кл/дм³ и 0,04—0,06 мг/дм³.

Фитопланктон ВО ХАЭС в весенний период был представлен 58 видами водорослей. Ведущее положение в его составе занимали диатомовые водоросли (58,6 %), достаточно разнообразными были зеленые (25,9 %), среди

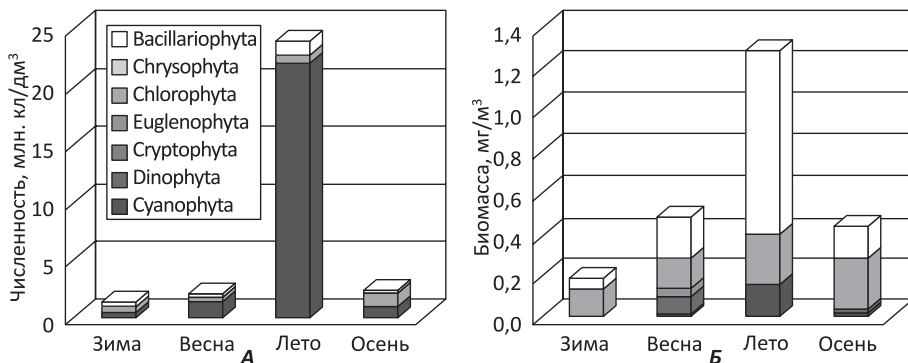


Рис. 4.2.7. Сезонная динамика численности, млн. кл/дм³ (А) и биомассы, мг/дм³ (Б) фитопланктона (средние значения с учетом каналов) в 2006 г. Chlorophyta представлены с учетом Streptophyta.

которых преобладали хлорококковые. Видовое богатство синезеленых и эвгленовых было невелико и не превышало 5,1 %. Среди водорослей, обнаруженных в водоеме, наиболее часто встречались *Microcystis aeruginosa* (58,3 %), *Asterionella formosa* (66,7 %), *Stephanodiscus hantzschii* (91,7 %), *Trachelomonas volvocina* (100 %), *Didimocystis planctonica* (66,7 %), *Pediastrum boryanum* (75 %), *P. duplex* (75 %), однако уровень количественного развития отдельных видов водорослей был невысоким.

Основная роль в формировании биомассы фитопланктона принадлежала диатомовым водорослям, их доля в общей биомассе отдельных станций водоема колебалась от 35,7 до 79,6 %. Удельный вес хлорококковых в формировании биомассы колебался от 2,6 до 55,9 %. Кроме диатомовых в формировании биомассы принимали участие эвгленовые (их биомасса колебалась от 0,001 до 0,04 мг/дм³) и динофитовые водоросли — их биомасса составляла от 0,005 до 0,09 мг/дм³. Следует особо отметить роль синезеленых водорослей в количественном развитии фитопланктона. В весенний период численность синезеленых водорослей колебалась от 0,02 до 1,0 млн. кл/дм³, при этом биомасса их не превышала 0,001 мг/дм³.

Неравномерным было распределение водорослей в поверхностном и глубинном (3, 5 и 9 м) слоях воды: в поверхностном количество видов колебалось от 6 до 29, а в глубинном — от 4 до 16. Основная масса водорослей была сосредоточена в поверхностном слое воды — 0,76 млн. кл/дм³ и 0,31 мг/дм³. Основу численности водорослей здесь составляли синезеленые, диатомовые и зеленые водоросли, соответственно 0,29, 0,18 и 0,28 млн. кл/дм³. Биомассу фитопланктона составляли диатомовые (0,20 мг/дм³), зеленые (0,14 мг/дм³), динофитовые (0,08 мг/дм³) и эвгленовые (0,05 мг/дм³). Биомасса синезеленых водорослей, несмотря на их высокую численность, не превышала 0,02 мг/дм³. Уровень количественного развития водорослей в глубинном слое (3 и 5 м) составлял 0,79 млн. кл/дм³ и 0,24 мг/дм³. Распределение численности и биомассы водорослей по акватории водоема было неравномерным: численность колебалась от 0,09 до 2,32 млн. кл/дм³, а биомасса — от 0,04 до 1,39 мг/дм³.

В летнем фитопланктоне в 2006 г. был зарегистрирован 71 вид водорослей. Наибольшее видовое богатство отмечено у зеленых водорослей, среди которых преобладали хлорококковые, второе место занимали диатомовые. Увеличилось видовое богатство синезеленых водорослей (до 10 видов), динофитовых и эвгленовых было по три вида, а золотистых и желтозеленых — по одному. В формировании флористического состава главная роль принадлежала зеленым, в основном хлорококковым водорослям. Постоянно в водоеме встречались такие виды как *D. planctonica*, *Coelastrum sphaericum*, *Oocystis borgei*, *P. boryanum*, *P. duplex*, *Desmodesmus communis*, *S. denticulatus*, *Schroederia setigera*. Вольвоковые чаще всего были представлены видом *Phacotus coccifer*. Из диатомовых, занимающих второе место, были зарегистрированы *A. granulata*, *M. varians*, *S. hantzschii*, *Synedra ulna*. Синезеленые и эвгленовые в фитопланктоне чаще всего были представлены видами *M. aeruginosa* и *T. volvocina*.

В поверхностном слое количество видов водорослей колебалось от 11 до 20, а в глубинном — от 14 до 27. Уровень количественного развития водорослей в летний период колебался в широких пределах: численность от 2,32 до

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

58,83 млн. кл/дм³ (в среднем по водоему 19,94 млн. кл/дм³), а биомасса — от 0,36 до 3,39 мг/дм³ (в среднем 1,42 мг/дм³). Состав ведущего комплекса был представлен диатомовыми, зелеными и синезелеными водорослями, причем последние играли ведущую роль в формировании численности фитопланктона.

Численность и биомасса диатомовых водорослей в водоеме находилась в пределах соответственно от 3,92 до 3,58 млн. кл/дм³ и от 0,19 до 2,86 мг/дм³ (в среднем 1,25 млн. кл/дм³ и 0,99 мг/дм³), что составляло 69,8 % общей биомассы фитопланктона. Такой уровень развития диатомовых обеспечивали виды родов *Melosira* и *Aulacoseria*, биомасса которых на отдельных станциях достигала 1,90 мг/дм³. Из зеленых водорослей в водоеме отмечено развитие вольвоксовых, численность и биомасса которых колебалась от 0,01 до 0,89 млн. кл/дм³, а биомасса — от 0,06 до 0,55 мг/дм³ (в среднем 0,29 млн. кл/дм³ и 0,17 мг/дм³). Доля хлорококковых в общей биомассе фитопланктона не превышала 7,0 %. Следует отметить роль синезеленых в формировании численности и биомассы фитопланктона, средняя численность которых составляла 17,87 млн. кл/дм³, а средняя биомасса — 0,14 мг/дм³ или 9,6 % общей биомассы. Наименьший уровень развития водорослей был зафиксирован в отводящем канале. Несмотря на высокую численность (12,16 млн. кл/дм³), биомасса составляла только 0,36 мг/дм³. На остальных станциях водоема численность водорослей колебалась от 2,32 до 29,45 млн. кл/дм³, а биомасса от 0,53 до 1,76 мг/дм³. По численности доминировали синезеленые, а по биомассе — диатомовые и зеленые водоросли.

Что касается вертикального распределения водорослей, то среднюю численность и биомассу водорослей в поверхностном слое составляли соответственно 29,99 млн. кл/дм³ и 1,38 мг/дм³. Численность и биомасса здесь формировалась за счет синезеленых (27,13 млн. кл/дм³ и 0,21 мг/дм³), диатомовых (1,04 млн. кл/дм³ и 0,91 мг/дм³) и вольвоксовых (0,31 млн. кл/дм³ и 0,17 мг/дм³). В глубинном слое уровень развития водорослей был также достаточно высоким и составлял 14,22 млн. кл/дм³ и 1,81 мг/дм³.

В осенний период видовой состав фитопланктона сократился до 56 видов. В видовом богатстве доминировали диатомовые (51,8 %) и хлорококковые (30,4 %). Кроме них были обнаружены синезеленые (8,9 %), а доля остальных групп водорослей (эвгленовых и вольвоксовых) не превышала 5,3 %. Среди диатомовых наиболее часто встречались *Achnanthes* sp., *Aulacoseria granulata*, *Stephanodiscus hantzschii*. Хлорококковые чаще всего были представлены видами *Coenococcus planctonicus*, *Pediastrum boryanum*, *P. duplex*, *Scenedesmus quadricauda*. Из других групп в водоеме встречались синезеленые *Microcystis aeruginosa*; динофитовые *Glenodinium quadridens*, вольвоксовые *Phacotus coccifer*, *Trachelomonas volvocina*. Распределение водорослей по акватории водоема было неравномерным: количество видов колебалось от 12 до 30. Наименьшим видовым составом (12) отличался фитопланктон входа в подводный канал, а наибольшим (30) — северный и южный районы. Различным было распределение водорослей в поверхностном и глубинном слоях воды: в поверхностном количестве видов колебалось от 11 до 32, а в глубинном — от 11 до 20.

Численность и биомасса водорослей в осенний период колебалась от 0,77 до 4,19 млн. кл/дм³ и от 0,15 до 0,94 мг/дм³, составляя в среднем по водоему

2,35 млн. кл/дм³ и 0,49 мг/дм³. Основу численности фитопланктона составляли синезеленые водоросли (21,0—69,3 %). Доля хлорококковых в общей численности составляла 22,4—62,2 %, а диатомовых — 5,2—37,3 %. Биомасса фитопланктона в осенний период формировалась на 55,4 % за счет хлорококковых водорослей (в основном за счет развития видов р. *Pediastrum*). Доля диатомовых в общей биомассе не превышала 33,8 %. Наибольшее скопление водорослей было зарегистрировано на выходе отводящего канала (3,56 млн. кл/дм³ и 0,92 мг/дм³) и в восточной части водоема (4,12 млн. кл/дм³ и 0,76 мг/дм³). Доминировали здесь хлорококковые водоросли — соответственно 2,24 млн. кл/дм³ и 0,53 мг/дм³ и 2,52 млн. кл/дм³ и 0,52 мг/дм³. Второе место в фитопланктоне принадлежало диатомовым — соответственно 0,41 млн. кл/дм³ и 0,35 мг/дм³ и 0,36 млн. кл/дм³ и 0,21 мг/дм³. Численность водорослей на остальных станциях колебалась от 1,96 до 2,70 млн. кл/дм³, а биомасса — от 0,24 до 0,41 мг/дм³. Наименьшим уровнем развития характеризовался подводный канал — 0,77 млн. кл/дм³ и 0,15 мг/дм³.

Сравнение распределения фитопланктона по глубине показало, что в осенний период основная масса водорослей была сосредоточена в поверхностном слое воды — 2,61 млн. кл/дм³ и 0,47 мг/дм³. Доминировали здесь как по численности, так и по биомассе хлорококковые водоросли — 0,12 млн. кл/дм³ и 0,29 мг/дм³. Второе место по биомассе занимали диатомовые водоросли — 0,16 мг/дм³ при численности 0,26 млн. кл/дм³, а по численности — синезеленые — 1,10 млн. кл/дм³ при биомассе 0,01 мг/дм³. Развитие остальных групп водорослей было очень слабым. В глубинных слоях численность и биомасса водорослей составляла 0,17 млн. кл/дм³ и 0,32 мг/дм³. Как и в поверхностном слое, здесь доминировали хлорококковые — 0,80 млн. кл/дм³ и 0,18 мг/дм³.

Таким образом, сравнивая развитие фитопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС в весенний, летний и осенний периоды можно отметить, что видовое богатство водорослей к лету несколько увеличилось, а осенний фитопланктон по количеству видов оставался на уровне летнего (см. рис. 4.2.7). Если в весеннем фитопланктоне ведущее положение в видовом богатстве занимали диатомовые водоросли, то в летнем — происходила смена ведущих видов и на первое место выходили зеленые водоросли. Диатомовые водоросли занимали второе место, из их состава выпадала *Asterionella formosa*, снижалось видовое богатство видов рода *Navicula*. В летнем фитопланктоне массовое развитие отмечено у синезеленых водорослей. Что касается осеннего фитопланктона, то по количеству видов он был сходен с летним, а по структуре доминирующих комплексов — с весенним: т. е. ведущее положение в нем занимали диатомовые, а второе место принадлежало зеленым водорослям. По количественному развитию летний фитопланктон был значительно обильнее, чем весенний: так численность водорослей летом была в 25 раз, а биомасса в 5 раз выше, чем весной. В осенний период численность водорослей была в 2,9 раза, а биомасса в 1,6 раза выше, чем весной.

Рассматривая сезонную динамику фитопланктона 2007 г., следует отметить высокое его обилие в апреле. Основу численности (91,4 %) и биомассы (98,8 %) составляли диатомовые водоросли. Среди них наибольшим развитием отличались виды р. *Melosira* и *Aulacoseira*, их биомасса колебалась — от 0,36 до 22,58 мг/дм³. Развитие нитчатых в весенний период было значитель-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

ным, в виде обильной коричневой слизи они отмечались на сетках БНС. Такое явление, когда водоросли планктона оказывали вполне реальные биологические помехи в работе оборудования, было отмечено только один раз за период исследований.

Главными факторами, под воздействием которых формируется структура фитопланктона в водоеме-охладителе, следует считать гидрологический, гидрохимический и температурный режимы. Период 2002—2005 гг. характеризовался значительным увеличением фосфорной и сульфатной нагрузки на водоем-охладитель за счет поступления в него большого количества сточных вод.

Для установления количественной зависимости биомассы фитопланктона от температуры и содержания биогенных элементов проведен корреляционный анализ, для которого были взяты данные за 2006 (февраль, апрель, июль) и 2008 (июль) годы (табл. 4.2.2).

В результате анализа установлена достоверно значимая положительная зависимость общей биомассы от температуры воды, коэффициент корреляции составил 0,52 ($P = 0,05$, $n = 23$); биомассы синезеленых и диатомовых от температуры воды, коэффициенты корреляции составили 0,51 и 0,53 ($P = 0,01$, $n = 23$); общей биомассы, биомассы зеленых и эвгленовых от количества аммонийного азота, коэффициенты корреляции составили соответственно 0,48, 0,49, и 0,71 ($P = 0,05$, $n = 17$). Установлена достоверно значимая обратная зависимость общей биомассы, биомассы синезеленых, зеленых, диатомовых и эвгленовых от количества сульфатов, коэффициенты корреляции составили соответственно 0,47, 0,50, 0,49, 0,50 и 0,47 ($P = 0,05$, $n = 17$). Также установлена достоверно значимая обратная зависимость общей биомассы от температуры воды, коэффициент корреляции составил 0,52 ($P = 0,05$, $n = 23$).

Таким образом, при эксплуатации одного энергоблока, фитопланктон характеризовался высоким видовым богатством и большим обилием, которые на втором этапе существенно снизились. Общей для двух этапов характерной чертой есть значительное возрастание биомассы в определенные периоды, часто за счет одного вида в отводящем канале, где температуры максимальные.

Таблица 4.2.2. Коэффициенты корреляции между биомассой фитопланктона (общей и ее составляющих) и гидрохимическими показателями.

Показатели	NH_4^- , мг N/дм ³	NO_2^- , мг N/дм ²	NO_3^- , мг N/дм ³	PO_4^{2-} , мг P/дм ³	SO_4^{2-} , мг мг/дм ³	ПО, мг O_2 /дм ³	t, °C
Биомасса общая	0,48	-0,27	-0,47	-0,22	-0,47	-0,34	0,52
Биомасса Cyanophyta	-0,12	-0,06	-0,47	-0,12	-0,50	0,03	0,51
Биомасса Chlorophyta + Streptophyta	0,49	0,11	-0,17	0,08	-0,49	-0,31	0,24
Биомасса Bacillariophyta	0,40	-0,29	-0,40	-0,33	-0,50	-0,33	0,53
Биомасса Dinophyta	0,11	0,04	-0,08	-0,22	0,01	-0,25	-0,03
Биомасса Euglenophyta	0,71	-0,21	-0,12	-0,03	-0,47	-0,39	0,21

П р и м е ч а н и е. ПО — перманганатная окисляемость.

В составе фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС не были отмечены редкие виды, в целом он был сходен с составом фитопланктона других водоемов. В силу конструктивных особенностей водоема, отсутствия струенаправительной дамбы, как, например, в водоеме Чернобыльской АЭС или Криворожской ГРЭС, в водоеме отсутствовал выраженный термический градиент от сброса подогретых вод к подводящему каналу. Существенное значение в пространственном распределении фитопланктона имело формирование гидродинамической картины при ветровом воздействии, данный вопрос требует дальнейшего тщательного исследования. В период эксплуатации двух энергоблоков отмечено довольно существенное снижение показателей обилия фитопланктона, что может быть связано как с усилением техногенной нагрузки на водоем, так и с большой фильтрационной активностью вселившегося моллюска дрейссены. Подобное снижение обилия фитопланктона на фоне активизации развития водорослей в контурной подсистеме было отмечено и в других водоемах (Жукова, Остапеня, 2003).

4.3. ЗООПЛАНКТОН

В экосистеме водоемов-охладителей зоопланктон является одним из важнейших элементов. Беспозвоночные зоопланктона активно участвуют в процессах деструкции органического вещества, их вторичная продукция составляет значительную часть рациона рыб. Зоопланктон является достаточно чувствительным индикатором антропогенного воздействия на экосистему водоема. Техногенные факторы в охладителях оказывают разностороннее влияние на сообщества зоопланктона (Кузнецова, Вьюшкова, 1985; Гидробиология..., 1991; Протасов и др., 2000; Протасов, 2004а; Водоем-охладитель Харанорской..., 2005; Экосистема..., 2008).

Изучение зоопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС проводили в период работы одного энергоблока (1998, 1999 и 2001 гг.) и функционирования двух энергоблоков АЭС (2005—2010 гг.).

Всего за период исследований в водоеме-охладителе зарегистрировано 115 низших определяемых таксонов (НОТ), из них 108 определены до ранга вида или рода (табл. 4.3.1). Распределение таксономического богатства по группам было следующим: коловратки (Rotatoria) — 51 НОТ, ветвистоусые ракообразные (Cladocera) — 41, веслоногие (Copepoda) — 22, а также велигеры моллюска дрейссены. Процентное соотношение основных систематических групп по количеству видов в общем списке было соответственно 44, 36 и 19 %.

В первый период исследований (1998—2001 гг.) было обнаружено 53 НОТ, из них коловраток — 16, ветвистоусых ракообразных — 25, веслоногих — 12 НОТ. При функционировании двух энергоблоков АЭС (2005—2010 гг.) в составе зоопланктона было зарегистрировано 110 НОТ, из них коловраток — 49, ветвистоусых ракообразных — 38, веслоногих — 22 НОТ и велигеры дрейссены. Увеличение таксономического богатства зоопланктона можно объяснить как более длительным периодом исследований и, соответственно, большим количеством отобранных проб, так и изменениями условий обитания гидробионтов в водоеме в целом.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.3.1. Таксономический состав зоопланктона водоема-охладителя ХАЭС за период исследований.

№	Таксоны	1998—2001 гг.	2005—2010 гг.
Rotatoria			
1	<i>Notommata</i> sp.		+
2	<i>Cephalodella</i> sp.		+
3	<i>Trichocerca similis</i> Wierzejski		+
4	<i>T. cylindrica</i> Imhof		+
5	<i>T. capucina</i> Wierzejski et Zacharias	+	
6	<i>T. pusilla</i> (Lauterborn)		+
7	<i>Trichocerca</i> sp.		+
8	<i>Ascomorpha agilis</i> Zacharias		+
9	<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski	+	
10	<i>S. oblonga</i> Ehrenberg		+
11	<i>S. pectinata</i> Ehrenberg		+
12	<i>Synchaeta</i> sp.	+	+
13	<i>Lecane luna</i> Müller	+	+
14	<i>Lecane</i> sp.		+
15	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin	+	+
16	<i>P. dolychoptera</i> Idelson	+	+
17	<i>P. remata</i> Skorikov		+
18	<i>P. major</i> Burckhardt		+
19	<i>P. minor</i> Voigt		+
20	<i>Bipalpus hudsoni</i> Imhof		+
21	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse		+
22	<i>A. sieboldi</i> Leydig	+	+
23	<i>Proales</i> sp.		+
24	<i>Epiphanes brachionus</i> Ehrenberg		+
25	<i>Trichotria pocillum</i> Müller		+
26	<i>T. truncata</i> Whitelegge		+
27	<i>Mytilina ventralis</i> Ehrenberg		+
28	<i>M. trigona</i> Gosse		+
29	<i>Collurella</i> sp.		+
30	<i>Lepadella patella</i> Müller		+
31	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	+	+
32	<i>E. deflexa</i> Gosse		+
33	<i>Brachionus quadridentatus</i> Herma	+	+
34	<i>B. leydigii</i> Cohn		+
35	<i>B. diversicornis</i> Daday	+	+
36	<i>B. calyciflorus</i> Pallas	+	+
37	<i>B. angularis</i> Gosse	+	+
38	<i>B. plicatilis</i> Müller		+
39	<i>B. bidentata</i> Anderson		+
40	<i>B. budapestinensis</i> Daday		+
41	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	+	+
42	<i>K. quadrata</i> Müller	+	+
43	<i>Notholca acuminata</i> Ehrenberg		+
44	<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse		+
45	<i>Testudinella patina</i> Hermann	+	+
46	<i>Pompholux complanata</i> Gosse		+
47	<i>Filinia longiseta</i> Ehrenberg	+	+
48	<i>F. passa</i> Müller		+
49	<i>Hexarthra mira</i> Hudson		+

4.3. Зоопланктон

Продолжение табл. 4.3.1.

№	Таксоны	1998—2001 гг.	2005—2010 гг.
Rotatoria			
50	<i>Bdelliodea</i> gen. sp.		+
51	<i>Illoricata</i> indet.		+
Cladocera			
52	<i>Sida crystallina</i> O.F. Müller	+	+
53	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Lievin	+	+
54	<i>Daphnia longispina</i> O.F. Müller	+	+
55	<i>D. cucullata</i> Sars	+	+
56	<i>D. hyalina</i> Leydig		+
57	<i>Simocephalus vetulus</i> O.F. Müller		+
58	<i>Moina rectirostris</i> Hellich		+
59	<i>M. micrura</i> Hellich		+
60	<i>M. macrocopa</i> Straus	+	
61	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> O.F. Müller	+	+
62	<i>C. affinis</i> Lilljeborg	+	+
63	<i>C. reticulata</i> Jurine	+	
64	<i>C. pulchella</i> Sars		+
65	<i>Scapholeberis mucronata</i> O.F. Müller	+	+
66	<i>Macrothrix hirsuticornis</i> Norman et Brody	+	+
67	<i>Ilyocryptus agilis</i> Kurz	+	
68	<i>Eurycercus lamellatus</i> O.F. Müller		+
69	<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler	+	+
70	<i>Acroperus harpae</i> Baird	+	+
71	<i>Peracantha truncata</i> O.F. Müller		+
72	<i>Monospilus dispar</i> Sars	+	+
73	<i>Leydigia leydigii</i> Leydig		+
74	<i>L. acanthocercoides</i> Fischer		+
75	<i>Alonopsis elongata</i> Sars		+
76	<i>Chydorus sphaericus</i> O.F. Müller	+	+
77	<i>Ch. ovalis</i> Kurz	+	+
78	<i>Ch. globosus</i> Baird		+
79	<i>Rhynchotalona rostrata</i> Koch	+	+
80	<i>Pleuroxus aduncus</i> Jurine	+	+
81	<i>P. trigonellus</i> O.F. Müller	+	+
82	<i>Pleuroxus uncinatus</i> Baird		+
83	<i>Alona affinis</i> Leydig		+
84	<i>A. quadrangularis</i> O.F. Müller	+	+
85	<i>A. rectangularis</i> Sars	+	+
86	<i>Alona</i> sp.		+
87	<i>Alonella nana</i> Baird	+	+
88	<i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller	+	+
89	<i>B. coregoni</i> Baird	+	+
90	<i>Polyphemus pediculus</i> Linne		+
91	<i>Leptodora kindtii</i> Focke	+	+
92	Cladocera juv.		+
Copepoda			
93	<i>Calanipeda aquae-dulcis</i> Kief.		+
94	<i>Eurytemora velox</i> Lilljeborg	+	+
95	<i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars	+	+
96	<i>E. graciloides</i> Lilljeborg		+
97	<i>Macrocyclus albidus</i> Jurine		+

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Окончание табл. 4.3.1.

№	Таксоны	1998—2001 гг.	2005—2010 гг.
Сорепода			
98	<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer	+	+
99	<i>E. macruroides</i> Lilljeborg		+
100	<i>Cyclops strenuus</i> Fischer	+	+
101	<i>C. vicinus</i> Uljanin	+	+
102	<i>Acanthocyclops viridis</i> Jurine		+
103	<i>A. americanus</i> Marsh		+
104	<i>A. vernalis</i> Fischer	+	+
105	<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus)		+
106	<i>Microcyclops bicolor</i> Sars		+
107	<i>M. varicans</i> Sars		+
108	<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus	+	+
109	<i>Thermocyclops crassus</i> Fischer	+	+
110	<i>Th. oithonoides</i> Sars	+	+
111	Harpacticoida gen. sp.	+	+
112	Cyclopoida juv.	+	+
113	Calanoida juv.		+
114	Nauplii Copepoda	+	+
Mollusca			
115	Veliger <i>Dreissena</i>		+
	Всего	53	110

За весь период исследований таксономическое богатство зоопланктона в разные годы существенно изменялось (рис. 4.3.1). В 1998—2001 гг. максимальное количество видов (39) было зарегистрировано в июне 1998 г., минимальное (29) — в августе 2001 г. В период функционирования двух энергоблоков АЭС можно также выделить два этапа: 2005—2006 гг. характеризовались увеличением видового богатства зоопланктона, а 2007—2010 гг. — общим его снижением. Увеличение количества таксонов отмечалось в летние сезоны относительно весенних и осенних и, тем более, зимнего. В зимний период были отмечены все группы, включая велигеров дрейссены. Количество НОТ составило 37, при этом невелико было богатство веслоногих ракообразных — 8 НОТ (всего 9 % от общего количества таксонов), в то время как в теплое время года — 22 НОТ (около 30 %). В весенний и осенний периоды количество таксонов зоопланктона в водоеме было соответственно 47 и 45.

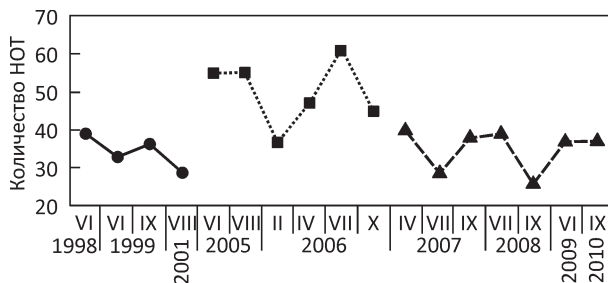


Рис. 4.3.1. Динамика таксономического (НОТ) богатства зоопланктона водоема-охладителя ХАЭС за период исследований

В период 2007—2010 гг. отмечено общее снижение видового богатства. Всего отмечено 75 НОТ, из них коловраток — 24 НОТ, ветвистоусых ракообразных — 30, веслоногих — 20 НОТ, велигеры дрейссены. Следует обратить внимание на снижение богатства НОТ в сентябре 2008 г., что произошло после того, как в летний период этого года не работали оба блока АЭС, в водоеме отсутствовал подогрев и циркуляция, аналогично тому, как это было в период работы одного энергоблока. Всего в водоеме было отмечено 26 НОТ, это был наименьший показатель богатства за весь период исследований.

В составе зоопланктона были отмечены обычные для региона виды коловраток, ветвистоусых и веслоногих ракообразных. Соотношение представленности НОТ в этих группах было довольно постоянным и относительно равномерным, особенно в период 2005—2006 гг. Каких-либо четких закономерностей изменения соотношения богатства групп по сезонам также не отмечено.

Комплекс видов зоопланктона с частотой встречаемости 50—100 % во все сезоны представлял собой группу из 29 видов следующего состава (встреченные во все сезоны за весь период исследований семь видов помечены *): *Polyarthra vulgaris**, *P. dolychoptera*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus diversicornis*, *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Sida crystallina*, *Diaphanosoma brachyurum**, *Daphnia longispina**, *D. cucullata*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericus**, *Rhynchotalona trucata*, *Pleuroxus aduncus*, *Alona rectangula*, *Bosmina longirostris**, *B. coregoni*, *Eucyclops serrulatus*, *Cyclops strenuus*, *C. vicinus*, *Acanthocyclops viridis*, *A. vernalis*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops crassus**, *Th. oithonoides**, *Eurytemora velox*, *Eudiaptomus gracilis*, а также науплии и копеподиты веслоногих ракообразных на различных стадиях развития, велигеры дрейссены.

Изменялось не только количество НОТ, но и таксономическая структура зоопланктона, включая состав доминантов. Определение сходства по Серенсену (с учетом присутствия или отсутствия данного НОТ) между всеми списками за каждый исследованный сезон показало, что достаточно четко выделяется период работы одного энергоблока. Показатели сходства списков этого периода были от 0,45 до 0,75. С остальными списками сходство было ниже — от 0,01 до 0,55. Состав зоопланктона в период работы двух энергоблоков в целом был сходным. Можно лишь говорить о некоторой тенденции к выделению двух групп — с июня 2005 г. по июль 2007 г. и группы остальных списков НОТ.

Более определенной представляется картина сходства при использовании метода Смирнова (Песенко, 1982), который учитывает не только присутствие или отсутствие тех или иных НОТ, но также и повышает «вес», или значимость, присутствия редких НОТ и отсутствия тривиальных. Кроме того, этот метод позволяет определить так называемую оригинальность состава (t_{xx}) в данный период, т. е. наличие или отсутствие редких и тривиальных видов для каждого из сравниваемых списков. Наибольшей оригинальностью обладал состав зоопланктона в зимний период 2006 г. ($t_{xx} = 150$), что вполне объяснимо отсутствием обычных в другие сезоны видов, а также присутствием «оригинальных», только в зимний период отмеченных коловраток *Notommata* sp., *Trichotria truncata*, *Brachionus plicatilis*, *Anuraeopsis fissa*. Высокой оригинальностью обладали списки зоопланктона в июле 2008 г. ($t_{xx} = 138$). При относительно небольшом для лета богатстве

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

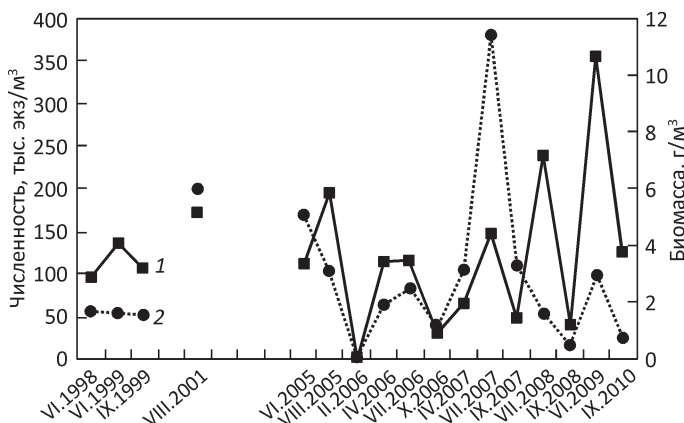


Рис. 4.3.2. Динамика средних значений численности (1) и биомассы (2) зоопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС за период исследований

(39 НОТ), только в этот период в водоеме были отмечены коловратки *Brachionus bidentata*, *Filinia passa*, а также представитель подотряда *Calanoida* — *Calanipeda aquae-dulcis*, редкая для водоема (была зарегистрирована лишь в 1998 г.) и *Brachionus quadridentatus*. Высокой оригинальностью ($t_{xx} = 136$) характеризовался зоопланктон в июле 2005 г. — единственный раз были отмечены коловратки *Synchaeta oblonga*, *S. pectinata*, *Mytilina ventralis*.

Указанные методы расчета сходства не учитывают относительного обилия отдельных НОТ, в отличие от метода Чекановского-Серенсена, который при расчете придает больший «вес» сходству состава доминантов и субдоминантов. При расчете по Чекановскому-Серенсену группы сходных списков формировались более сложным образом: в первом периоде оказались сходными списки 1998—1999 гг. (первая группа), во вторую группу вошли списки 2001, июня 2005 и июля 2007 гг., в третью группу вошли списки августа 2005 и 2006 гг. за исключением февраля (последний не имел связей с другими, пятая «группа»), в четвертую группу вошли списки 2008—2010 гг.

Количественные показатели в среднем по водоему изменялись достаточно значительно (рис. 4.3.2).

В летний период 1998 г. (июнь) различий по температуре по водоему практически не было, ее значения составляли 16,9—18,0 °С. Средняя численность зоопланктона по водоему была $97,0 \pm 23,3$ тыс. экз/м³, биомасса — $1,70 \pm 0,48$ г/м³. Количественные показатели колебались в значительных пределах. По численности в центральном и северном районах преобладали *Cyclopoida juv.* и *Nauplii* (58,8—82,5 тыс. экз/м³), *Chydorus sphaericus* (48,7—48,9 тыс. экз/м³), *Daphnia longispina* (31,2—47,1 тыс. экз/м³). Наименьшая численность (10,7 тыс. экз/м³) была отмечена в отводящем канале, где по численности преобладали копеподитные стадии *Cyclopoida* (5,0 тыс. экз/м³) и *Bosmina longirostris* (2,7 тыс. экз/м³).

Учитывая сходство состава, характер и уровень доминирования, структурно-функциональные характеристики зоопланктона, было выделено три

Таблица 4.3.2. Сообщества зоопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС, лето 1998 г.

Районы	Сообщества	N	B	R	P
Северный, западный, центральный	<i>Daphnia longispina</i> + <i>Chydorus sphaericus</i> + <i>Bosmina coregoni</i>	216,2 ± 69,2	4,36 ± 0,87	84,33 ± 20,24	637,57 ± 116,58
	<i>Daphnia longispina</i> + <i>Acanthocyclops vernalis</i> + <i>Cyclopoida</i> juv. + Nauplii	63,0 ± 15,8	0,91 ± 0,30	21,59 ± 6,26	164,36 ± 36,06
Отводящий канал	<i>Acanthocyclops vernalis</i> + <i>Cyclopoida</i> juv. + <i>Bosmina longirostris</i> + Nauplii	10,7	0,07	2,25	17,01

Примечание. Здесь и в табл. 4.3.3—4.3.5: N — численность, тыс. экз/м³; B — биомасса, г/м³; R — деструкция, Дж/м³·ч; P — продукция, Дж/м³·сут (для расчета продукции использовали коэффициент K₂ = 0,24).

ценотические группировки (сообщества), показатели которых представлены в табл. 4.3.2.

Сообщество *Daphnia longispina* + *Chydorus sphaericus* + *Bosmina coregoni* отличалось высокими показателями обилия, деструкции и продукции. Таким образом, при отсутствии циркуляции в водоеме, существовала определенная дифференциация планктонных группировок и большая концентрация зоопланктона в западной и северной частях водоема. Такая пространственная дифференциация могла быть обусловлена нагонным западным и северо-западным ветром, скорость которого достигала 4 м/с в данный период исследований¹.

В июне 1999 г. температура в водоеме достигала 25,2 °С, было отмечено некоторое снижение температуры с глубиной. Циркуляции в водоеме не было, энергоблок не работал. Средняя численность зоопланктона составляла 137,2 ± 15,6 тыс. экз/м³, биомасса — 1,62 ± 0,32 г/м³. В состав доминирующего комплекса входили крупные дафнии, но в числе доминантов они были отмечены лишь в центральном районе. Ценотическая структура зоопланктона была иной, относительно летнего периода 1998 г. в аспекте состава доминантов, но сходной в пространственном. Южный, западный, северный и центральный районы (поверхностный горизонт) занимала группировка с доминированием *Eudiaptomus gracilis* и *Asplanchna sieboldi* со средней биомассой 1,60 ± 0,50 г/м³. Восточный район, включая зону выхода в водоем отводящего канала, занимала группировка с доминированием *Cyclopoida* juv. и *A. sieboldi* с несколько меньшей биомассой — 1,02 ± 0,51 г/м³. Отдельная группировка *Acanthocyclops vernalis* + *Cyclopoida* juv. со значительной биомассой (3,9 г/м³) была локализована в подводящем канале. Другое сообщество с наименьшей биомассой (0,8 г/м³) и доминированием *E. gracilis*, *Thermocyclops crassus* и *Cyclopoida* juv. было локализовано в центральном районе, но на глубинном горизонте (около 4 м). В данный период исследований преобладали ветры юго-восточного и южного направлений, за несколько дней ранее — восточного направления. Скорость ветра была в пределах 1,5—2,2 м/с. Зоопланктон большей части водоема-охладителя представлял собой одно сообщество. Выделение особой

¹ Данные метеостанции ХАЭС.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

группировки в восточном районе, возможно связано с определенным влиянием отводящего канала. Хотя сброса циркуляционных вод не было, в канал постоянно сбрасывались воды с очистных сооружений и другие промстоки.

В осенний период в южной части водоема-охладителя при общей численности 96,8 тыс. экз/м³ два вида ветвистоусых (*Daphnia longispina*, *Bosmina coregoni*) и один вид веслоногих рачков (*Mesocyclops leuckarti*) имели близкую численность от 10,4 до 15,2 тыс. экз/м³. Здесь была зарегистрирована наибольшая для водоема биомасса (2,58 г/м³). В западной части водоема-охладителя численность организмов зоопланктона составляла 66,5 тыс. экз/м³ (наименьшая численность по водоему), а биомасса — 1,40 г/м³. В центральной части водоема-охладителя в поверхностном горизонте численность зоопланктона составляла 94,1 тыс. экз/м³, биомасса — 1,15 г/м³. В северной части показатели обилия были 73,0 тыс. экз/м³ и 0,91 г/м³ (наименьшая биомасса по водоему). В восточном районе, при наибольшей по водоему численности 105,2 тыс. экз/м³, биомасса зоопланктона была 1,22 г/м³. В подводящем и отводящем каналах количественные показатели зоопланктона были достаточно близкими, соответственно 88,0 и 102,8 тыс. экз/м³, 1,12 и 1,43 г/м³. Таким образом, распределение показателей обилия в водоеме было достаточно равномерным, средняя численность составляла 105,8 ± 17,0 тыс. экз/м³ биомасса — 1,51 ± 0,41 г/м³.

В период отбора проб преобладали ветры западного и юго-западного румбов (2—3 м/с). При этом направлении ветра формируется циклональная циркуляция¹, которая объединяет в одну водную массу южный, центральный и часть западного районов, кроме того, формируется течение между устьем отводящего канала и подводящим каналом. На основании расчетов мер сходства (по Чекановскому-Серенсену) выявилось высокое сходство состава доминирующего комплекса указанных трех районов, наибольшее сходство северного района было с центральным, восточный район имел связь с выходом отводящего канала.

В летний период **2001 г.** (август) исследования проводили, когда энергоблок уже работал несколько дней после завершения планового ремонта, поэтому температура в отводящем канале составляла 32,4 °С, а в наиболее удаленных районах от сброса около 25 °С. В связи с тем, что воздействие сбросных подогретых вод было еще кратковременным, структура зоопланктона отражала, скорее, состояние отсутствия циркуляции и подогрева. Также как и в 1998 г. в числе доминантов по биомассе были крупные ветвистоусые ракообразные. В северном районе и подводящем канале было локализовано сообщество с доминированием представителей р. *Daphnia* (табл. 4.3.3).

Таким образом, и в этот период существовала определенная гетерогенность пространственной структуры зоопланктона в водоеме. Выделялся северный район и, кроме того, в подводящем канале формировалась своеобразная группировка с доминированием *D. longispina*.

Следовательно, в период работы одного энергоблока АЭС наибольших показателей обилия достигал планктон в сообществах с доминированием двух видов дафний. Гетерогенность показателей обилия зоопланктона по водоему

¹ См. раздел 3.3 «Динамика водных масс» настоящей монографии.

Таблица 4.3.3. Структурно-функциональные показатели сообществ зоопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС, август 2001 г.

Районы	Сообщества	N	B	R	P
Северный	<i>D. cucullata</i> + <i>Cyclopoida</i> juv.	198,7 ± 8,7	8,30 ± 4,90	268,60 ± 155,80	2030,14 ± 897,41
Западный, центральный, восточный, южный, отводящий канал	<i>A. sieboldi</i> + <i>C. strenuus</i>	155,9 ± 8,1	3,20 ± 1,70	169,4 ± 86,40	1280,66 ± 497,77
Подводящий канал	<i>D. longispina</i>	19,4 ± 2,3	12,10 ± 1,40	441,40 ± 35,30	3336,98 ± 203,33

была достаточно высокой. В 1998, 1999 и 2001 гг. коэффициент вариации CV для показателей численности был от $35,89 \pm 7,16$ до $83,13 \pm 10,99$, а для биомассы — от $62,20 \pm 10,44$ до $98,62 \pm 11,73$.

В период после введения в эксплуатацию второго энергоблока и вселения дрейссены исследования проводили, начиная с июня 2005 г. Велигеры дрейссены были отмечены в этот период во всем водоеме, однако численность зоопланктона определялась веслоногими ракообразными, биомасса — ветвистоусыми. Средняя численность по всему водоему составляла $112,3 \pm 35,1$ тыс. экз/м³.

В **июне 2005 г.** при значительном развитии дафний в центральном районе отмечена значительная для зоопланктона биомасса ($26,5 \text{ г/м}^3$), в то же время в западном и северном она была немного более полуграмма на м³. Видимо, такое обилие можно объяснить гидродинамическими причинами. В течение двух дней над водоемом преобладали ветры северного и северо-восточного направлений, что определило формирование антициклональной циркуляции, захватывающей весь водоем, при которой происходит концентрация и заглупление водных масс в центральной части круговорота. Средняя биомасса по водоему составляла $5,04 \pm 2,92 \text{ г/м}^3$. В подводящем канале биомасса зоопланктона также была значительной, в основном за счет крупных дафний — $11,36 \text{ г/м}^3$.

В **августе** велигеры были отмечены по всей акватории, но обилие их снизилось относительно показателей июня, а доминировала *D. longispina*. При средней по водоему биомассе $3,12 \pm 0,60 \text{ г/м}^3$, наибольшие значения этого показателя были характерны для южного района и выхода из отводящего канала — соответственно $3,8$ и $7,4 \text{ г/м}^3$. Средняя численность была $194,2 \pm 58,4$ тыс. экз/м³. Если в июне численность велигеров составляла более 1/3 общей, то в августе их численность снизилась почти на порядок.

В зимний период исследования провели только один раз — в **феврале 2006 г.** На всех исследуемых станциях (100 % встречаемость) были отмечены коловратки *Keratella quadrata*, ветвистоусые рачки *Bosmina longirostris*, науплии и молодь *Sopropoda*. Личинки дрейссены обнаружены на выходе отводящего канала и в центральной части водоема, где был зарегистрирован и теплолюбивый ветвистоусый рачок *Bosmina coregoni*, который встречается, как правило, в летний период.

Распределение зоопланктона по акватории водоема-охладителя в зимний период было достаточно равномерным. Численность и биомасса, в целом,

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

были невысокими и находились в пределах 1,2—10,9 тыс. экз/м³ (в среднем по водоему 2,8 ± 0,9 тыс. экз/м³) и 0,01—0,05 г/м³ (в среднем — 0,025 ± 0,005 г/м³). Максимальные показатели количественного развития зарегистрированы на выходе отводящего канала, минимальные — у входа в подводный канал. Основу численности и биомассы зоопланктона водоема-охладителя ХАЭС составляли беспанцирные коловратки (*Illoricata*), *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Eudiaptomus gracilis*, а также молодь веслоногих ракообразных.

В весенний период (**апрель**) 2006 г. велигеры дрейссены в небольшом количестве были зарегистрированы лишь на некоторых участках водоема. Максимальные показатели обилия зоопланктона были отмечены в центральном и восточном районах, минимальные — в северной части водоема-охладителя. Основная роль в формировании численности зоопланктона принадлежала веслоногим рачкам, биомассы — ветвистоусым. Средние показатели численности зоопланктона водоема-охладителя ХАЭС в весенний период были 115,3 ± 19,5 тыс. экз/м³, биомассы — 1,92 ± 2,81 г/м³.

В **июле** 2006 г. показатели количественного развития зоопланктона в летний период колебались в широких пределах: численность от 8,4 до 224,2 тыс. экз/м³, биомасса — от 0,32 до 6,69 г/м³. Велигеры дрейссены зарегистрированы на всех исследуемых станциях, кроме южного района. Максимальная численность и биомасса зарегистрирована в западном районе за счет ветвистоусых рачков *Diaphanosoma brachyurum* и *Daphnia longispina*, минимальная — в районе подводного канала. В целом по водоему, как и в предыдущие сезоны, основу численности составляли веслоногие ракообразные, а биомассы — ветвистоусые. Средние значения показателей обилия были: 117,0 ± 10,2 тыс. экз/м³ и 2,37 ± 0,32 г/м³.

На основании сходства состава и показателей обилия, состава доминантов, были выделены сообщества зоопланктонных организмов (табл. 4.3.4). Следу-

Таблица 4.3.4. Структурно-функциональные показатели сообществ зоопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС, июль 2006 г.

Районы	Сообщества	N _{sp}	N	B	R	H _N	H _B
Северный, западный	Nauplii Copepoda + <i>T. similis</i> + <i>D. longispina</i> + <i>D. brachyurum</i>	39	137,5 ± 17,6	3,91 ± 0,47	144,18 ± 16,26	2,873	2,582
Центральный, восточный, южный (северная часть)	Nauplii Copepoda + <i>D. longispina</i>	37	77,1 ± 8,7	1,76 ± 0,31	70,11 ± 8,57	2,478	2,431
Подводный канал	Nauplii Copepoda + Cyclopoida juv. + <i>D. brachyurum</i> + Cyclopoida juv.	40	117,6 ± 23,9	1,62 ± 0,66	106,81 ± 28,46	1,956	2,511
Южный (южная часть)	Nauplii Copepoda + <i>C. pulchella</i> + <i>B. longirostris</i>	18	176,3	1,67	118,97	1,963	1,981
Участок впадения р. Гнилой Пор	<i>K. cochlearis</i> + <i>B. longirostris</i> + <i>B. longirostris</i>	25	124,8	0,71	25,14	1,989	2,314
Отводящий канал	Cyclopoida juv. + Nauplii Copepoda + <i>P. vulgaris</i> + <i>D. longispina</i>	37	128,6 ± 51,1	1,76 ± 0,99	244,68 ± 112,34	1,534	2,770

Примечание. N_{sp} — количество видов; H_N — индекс Шеннона, рассчитанный по численности, бит/экз; H_B — индекс Шеннона, рассчитанный по биомассе, бит/г.

ет отметить бóльшее разнообразие ценотической структуры зоопланктона по сравнению с периодом работы одного энергоблока.

В осенний период (**октябрь**) 2006 г. по акватории водоема распределение зоопланктона было относительно равномерным. На разных участках количество обнаруженных НОТ колебалось от 13 до 24, при этом в поверхностном горизонте — 13—19, а на разных глубинах 19—24 НОТ.

Численность и биомасса зоопланктона в осенний период колебалась от 11,1 до 87,7 тыс. экз/м³ и от 0,23 до 1,86 г/м³, составляя в среднем по водоему 29,0 ± 5,0 тыс. экз/м³ и 1,16 ± 0,12 г/м³. Основу численности, как и в предыдущие сезоны, составляли веслоногие ракообразные, в основном за счет науплиев и молоди, а основу биомассы — веслоногие, в основном за счет относительно крупного рачка *Daphnia longispina*, на долю которого приходилось 64 % от общей биомассы.

Минимальные показатели количественного развития зоопланктона зарегистрированы в районе водозаборного канала и западном районе, максимальные — в подводящем канале, а также в восточном районе на глубине 4 м.

Распределение организмов по акватории водоема в весенний период (**апрель**) 2007 г. было довольно равномерным, число встреченных видов на каждой станции было невысоким и колебалось в пределах — от 12 до 20 НОТ. Количественные показатели зоопланктона колебались в значительных пределах: численность от 7,9 до 137,6 тыс. экз/м³ (в среднем — 64,3 ± 12,7 тыс. экз/м³), биомасса — от 0,23 до 12,33 г/м³ (в среднем — 3,15 ± 1,41 г/м³). Наибольшие показатели обилия были зарегистрированы в центральном районе водоема-охладителя. Кроме того, высокое количественное развитие отмечено в северном и западном районах, т. е. на удалении от сброса подогретых вод.

Зоопланктон в **июле** 2007 г. в целом отличался, как и в весенний период, небольшим видовым богатством и однородностью состава. При довольно большом сходстве группировок зоопланктона в разных районах, также как и весной обособливались группировки западного, северного и южного районов, восточного района, включая выход отводящего канала и вход в подводящий канал.

Уровень количественного развития зоопланктона в летний период был высоким. Средняя численность зоопланктона по водоему составляла 147,5 ± 14,0 тыс. экз/м³. Средняя биомасса зоопланктона по всему водоему составляла 11,35 ± 2,93 г/м³. При этом доминировал один вид — *Daphnia longispina* (33,1 % — от общей численности и 85,1 % от общей биомассы). Следует также отметить высокий уровень количественного развития велигеров дрейссены, которые зарегистрированы на всех исследованных участках водоема-охладителя. По акватории водоема в летний период их численность колебалась в пределах 11,1—60,2 тыс. экз/м³ (средняя численность составляла 17,9 % от общей), биомасса — 0,05—0,24 г/м³ (в среднем по водоему — 1,2 % от общей). В этот период преобладали ветры западного направления, при этом формировалась циклональная циркуляция, которая охватывала весь водоем и концентрация зоопланктона была наибольшей на периферии круговорота — в восточном и северном районах.

В **октябре** 2007 г. видовой состав и соотношение основных систематических групп зоопланктона водоема-охладителя были сходными с таковыми в

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

весенний и характеризовался небольшим видовым богатством и пространственной однородностью.

Средняя численность зоопланктона по водоему составляла $47,9 \pm 11,6$ тыс. экз/м³, при этом на долю веслоногих ракообразных приходилось 70,0 %, ветвистоусых — 24,2 %, численность коловраток и велигеров дрейссены была менее 1 % общей численности. Средняя биомасса зоопланктона по всему водоему составляла $3,29 \pm 1,11$ г/м³, по биомассе преобладали *Daphnia longispina* (69,0 % средней биомассы).

Минимальные показатели численности и биомассы зоопланктона водоема-охладителя в этот период ($2,37$ тыс. экз/м³ и $0,08$ г/м³) зарегистрированы в районе водозабора, максимальные ($127,21$ тыс. экз/м³ и $10,63$ г/м³) — в южном районе. Кроме того, высокие показатели обилия отмечены в северном и западном районах. Основу численности и биомассы зоопланктона определяли *D. longispina*, *Eurytemora velox*, *Eudiaptomus graciloides*, а также науплии и молодь веслоногих ракообразных.

В последующие годы, при достаточно больших колебаниях, наметилась тенденция повышения численности, при существенном снижении биомассы. В сентябре 2008 и 2010 гг. последняя не превышала в среднем по водоему 1 г/м³.

Как уже было отмечено, в летний период **2008 г.** в водоеме наблюдалась гомотермия, связанная с отсутствием сбросов подогретых циркуляционных вод. Показатели численности зоопланктона были различными — $297,9$ тыс. экз/м³ в центральной части, $71,1$ тыс. экз/м³ — в подводющем канале и $287,6$ тыс. экз/м³ — в отводящем канале. Следует отметить, что в начале отводящего канала (начало щебеночного участка) доминировали как по численности, так и по биомассе коловратки, в частности *Asplanchna sieboldi*, которая была в числе доминирующих видов только в период функционирования одного энергоблока. Средняя по водоему численность зоопланктона составляла $240,0 \pm 44,0$ тыс. экз/м³, биомасса — $1,58 \pm 0,35$ г/м³.

Показатели численности велигеров в каналах были довольно сходными: в подводющем — $0,7$ тыс. экз/м³, в отводящем — $0,9$ тыс. экз/м³, однако на выходе из отводящего канала их количество было выше — $15,9$ тыс. экз/м³. На выходе из отводящего канала биомасса велигеров была приблизительно в 7 раз ниже ($0,06$ г/м³), чем в центральной части водоема.

Хотя сброс подогретых вод и циркуляция в водоеме отсутствовали, распределение показателей обилия зоопланктона (табл. 4.3.5) в различных биотопах

Таблица 4.3.5. Показатели обилия зоопланктона, доминанты и доля велигеров в общих показателях обилия на некоторых участках водоема-охладителя ХАЭС, июль 2008 г.

Районы	N	B	Доминанты по:		Велигеры дрейссены	
			N, %	B, %	N, %	B, %
Центральный	297,9	2,60	Copepoda, 50,0	Cladocera, 53,9	38,0	17,3
Подводящий канал	71,1	0,29	Copepoda, 97,2	Copepoda, 89,4	1,0	1,8
Отводящий канал, щебеночный участок	287,6	1,94	Rotatoria, 78,5	Rotatoria, 70,5	0,3	0,2

указывает на существенное различие условий обитания. В водоеме, в его центральной части, условия были близки к естественным, как по температуре, так и по гидрохимическим характеристикам. В каналах же на снижение обилия, в частности велигеров дрейссены, повлияли различные факторы. В подводющем канале, безусловно, важнейшим фактором оказался биологический, а именно — влияние фильтрационной активности дрейссены, обитающей на откосах и дне канала. Значительное возрастание прозрачности воды (более 3 м по диску Секки) указывает на снижение содержания взвешенного вещества, т. е. ухудшения трофических условий для планктонных фильтраторов. В отводящем канале определяющим фактором был, очевидно, гидрохимический. При отсутствии течения здесь происходило постоянное накопление различных веществ, с том числе фосфатов и нитратов из сточных вод (концентрация которых была в 2—4 раза выше, чем на других участках водоема). Таким образом, отсутствие циркуляции привело к определенной гомогенизации условий в водоеме, однако и способствовало дифференциации отдельных зон с особыми условиями обитания гидробионтов, в частности планктона. Возрастание обилия зоопланктона в районе выхода отводящего канала связано, вероятно, с переходными условиями в зоне канал—водоем.

В **сентябре** 2008 г. было отмечено 26 НОТ зоопланктона. Однако в видовом составе, в отличие от летнего периода, преобладали не коловратки, а ветвистоусые (12) и веслоногие ракообразные (10 НОТ).

Показатели обилия снизились по сравнению с таковыми в июле. В водоеме общая численность зоопланктона изменялась от 69,3 тыс. экз/м³ в северном районе до 24,4 тыс. экз/м³ — в центральном. Численность велигеров изменялась от 0,3 до 0,6 тыс. экз/м³, при этом их доля в общей численности составляла всего 1,0—1,4 %.

В подводющем канале численность велигеров была еще ниже — 0,1 тыс. экз/м³ при общей численности зоопланктона 21,8 тыс. экз/м³, т. е. доля велигеров составляла всего 0,6 % общей численности. Доминировали по численности, как и летом, науплии *Sopropoda*. В отводящем канале показатели численности были выше, чем в подводющем и в водоеме: 50,9 тыс. экз/м³ на участке выхода канала в водоем.

Биомасса в водоеме была ниже, чем в июле. В центральном районе она составляла 0,2 г/м³ в северном — 0,5 г/м³, незначительной была биомасса велигеров. В число доминантов входили *Daphnia longispina* (38 % общей биомассы), *Eudiaptomus gracilis* (13 %). В подводющем канале биомасса зоопланктона составляла 0,2 г/м³, велигеров — всего 1,25 мг/м³. В то же время на выходе отводящего канала биомасса зоопланктона была гораздо выше и превышала 1 г/м³. Наибольшей здесь была и биомасса велигеров — 22 мг/м³. Для всего водоема средняя численность составляла всего 41,6 ± 11,3 тыс. экз/м³, биомасса — 0,52 ± 0,21 г/м³.

По данным исследований в летний период (**июнь**) 2009 г. состав зоопланктона в водоема-охладителя был небогат: обнаружено 37 НОТ. Для всего водоема (включая каналы и район впадения р. Гнилой Пог) средняя численность составляла 355,5 ± 45,1 тыс. экз/м³, биомасса — 2,97 ± 0,53 г/м³. Численность и биомасса в водоеме (без учета каналов и участка впадения р. Гнилой Пог) составляла соответственно 380,7 тыс. экз/м³ и 3,2 г/м³.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

В составе зоопланктона водоема-охладителя ХАЭС в **сентябре 2010 г.** было отмечено 37 НОТ. Доля отдельных групп в численности и биомассе в среднем по водоему составляла соответственно для коловраток — 27,7 и 11,5 %, ветвистоусых — 5,4 и 30,0, веслоногих ракообразных — 66,0 и 57,6 и велигеров дрейссены — 0,1 и 0,03 %. Уровень количественного развития зоопланктона колебался в пределах от 12,5 до 247,4 тыс. экз/м³ и от 0,028 до 1,10 г/м³, составляя в среднем по водоему (без учета обилия в каналах) 58,7 тыс. экз/м³ и 0,29 г/м³. С учетом обилия в каналах средние показатели составляли 125,1 ± 46,2 тыс. экз/м³ и 0,79 ± 0,32 г/м³.

Таким образом, в течение всего периода исследований (1998—2010 гг.) как состав, так и показатели обилия не были стабильными. В первый период при работе одного энергоблока средняя численность составляла 127,6 ± 3,5 тыс. экз/м³, была близкой в 1998—1999 гг., довольно значительно возросла в 2001 г. Увеличение численности произошло за счет небольшого увеличения таковой всех групп зоопланктона. Доля в общей численности *Asplanchna sieboldi* возросла с 2,0 % до 17,4 %.

Средняя биомасса зоопланктона составила 2,7 г/м³, при этом в 2001 г. биомасса была выше, чем в предыдущие годы: достигала 6 г/м³, что более чем в 3 раза выше, нежели в 1998 г. В этом увеличении биомассы основную роль сыграла *Daphnia longispina*, доля которой в общей биомассе превышала 50 %. Средняя масса особи в этот период была около 0,020 мг, однако и здесь выделялся 2001 г: средняя масса особи составляла 0,035 мг.

С учетом определения сходства состава зоопланктона по Чекановскому-Серенсену было выделено несколько периодов в динамике показателей обилия и богатства зоопланктона (табл. 4.3.6). Показатели численности су-

Таблица 4.3.6. Средние показатели обилия зоопланктона водоема-охладителя ХАЭС за период 1998—2010 гг.

Показатели	Группы, выделенные при анализе сходства состава				
	1	2	3	4	5
Численность, тыс. экз/м ³ (средние значения)	127,7 ± 11,7	105,3 ± 13,6	108,5 ± 11,5	198,4 ± 30,8	2,8 ± 0,9
Доминанты по численности	Cyclopoida juv. — до 23,5 %, Nauplii — до 33 %	Nauplii — до 43 %, <i>Daphnia longispina</i> — до 33 %	Nauplii — до 46 %, Cyclopoida juv. — до 27 %	Nauplii — до 46 %, велигеры <i>Dreissena</i> — до 27 %	<i>Illoricata</i> — до 61 %
Биомасса, г/м ³ (средние значения)	1,62 ± 0,22	5,30 ± 0,91	2,07 ± 0,17	1,49 ± 0,26	0,025 ± 0,01
Доминанты по биомассе	<i>Daphnia longispina</i> — до 51 %, <i>Eudiaptomus gracilis</i> — до 28 %, <i>Acanthocyclops vernalis</i> — до 17 %	<i>Daphnia longispina</i> — до 91 %, <i>Daphnia cucullata</i> — до 20 %	<i>Daphnia longispina</i> — до 67 %, <i>Diaphanosoma brachyurum</i> — до 21 %	<i>Daphnia longispina</i> — до 39 %, велигеры <i>Dreissena</i> — до 20 %	<i>Daphnia longispina</i> — до 39 %, <i>Illoricata</i> — до 24 %

П р и м е ч а н и е. Здесь и в табл. 4.3.5: 1 — 1998—1999 гг.; 2 — 2001, июнь 2005, июль 2007 гг.; 3 — август 2005, апрель, июль, октябрь 2006 гг.; 4 — 2008—2010 гг.; 5 — февраль 2006 г.

Таблица 4.3.7. Доминирующий комплекс НОТ зоопланктона по численности (N) и биомассе (B) водоема-охладителя ХАЭС за период исследований.

Таксоны	1 *		2		3		4		5	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
<i>Asplanchna sieboldi</i>		+	+							
<i>Illoricata</i>							+		+	+
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>						+				
<i>Daphnia longispina</i>		+	+	+		+		+		+
<i>Daphnia cucullata</i>				+						
<i>Chydorus sphaericus</i>	+									
<i>Bosmina longirostris</i>					+	+				
<i>Bosmina coregoni</i>	+	+						+		
<i>Acanthocyclops vernalis</i>		+								
<i>Thermocyclops oithonoides</i>						+				
<i>Eudiaptomus gracilis</i>		+						+		
Cyclopoida juv.	+	+	+		+		+	+		
Calanoida juv.					+			+		
Nauplii	+		+		+		+			
Велигеры <i>Dreissena</i>			+				+	+		

* Группы 1—5 — см. табл. 4.3.6.

существенно не изменялись, были порядка 100 тыс. экз/м³ и возрастали почти в 2 раза в 2008—2010 гг. В зимний период средняя численность была на 2 порядка ниже. Для показателей средней на водоем биомассы за указанные периоды можно выделить три уровня: низкий — десятки мг/м³, от 1,5 до 2 г/м³ (средний), около 5 г/м³ (высокий).

Отдельные НОТ играли различную роль в формировании структуры доминирования в зоопланктоне. По годам исследований доминирующий комплекс по численности и биомассе (включены НОТ, входившие в группу с показателями средней по водоему численности и / или биомассы более 50 %) включал 15 НОТ (табл. 4.3.7). В целом по водоему изменялась и структура зоопланктона, что, собственно, и отражает выделение пяти групп. Для первого периода характерной была полидоминантная структура, в состав доминирующего комплекса входило 8 НОТ. Хотя относительная биомасса *Daphnia longispina* и была более 50 %, общая биомасса не превышала 2 г/м³ в среднем по водоему. Довольно сходная структура зоопланктона была в третьей группе, однако несколько иным был состав доминирующего комплекса, биомасса была несколько выше. Значительно отличалась структура зоопланктона во второй группе, в отдельные годы средняя по водоему биомасса достигала 11,3 г/м³, дафнии доминировали по биомассе и по численности. В 2008—2010 гг. показатели биомассы существенно снизились, в число доминантов входили и велигеры дрейссены.

Гетерогенность зоопланктона по водоему была достаточно высокой. В 1998, 1999 и 2001 гг. коэффициент вариации CV (%) для показателей числен-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.3.8. Средние значения показателя «термической удаленности» (T/T_{\max}) для отдельных районов водоема-охладителя ХАЭС во все сезоны 2005—2006 гг.

Районы водоема	T/T_{\max}	$\pm m$	CV, %
Северный	0,663	0,025	16,291
Западный	0,690	0,025	14,380
Центральный	0,701	0,031	16,661
Восточный	0,728	0,023	10,134
Южный	0,691	0,023	11,465
Подводящий канал	0,707	0,024	15,463
Отводящий канал	0,912	0,050	17,370

Примечание. $\pm m$ — ошибка средней арифметической, CV — коэффициент вариации.

расчета показателя «термической удаленности» (отношение температуры на точке отбора проб к максимальной температуре в водоеме), указывают на эту неоднородность. Использование показателя T/T_{\max} (табл. 4.3.8) позволило в относительных величинах выявить степень термического влияния подогретой сбросной воды АЭС на тот или иной район.

Наименьшее влияние подогрева испытывал северный район, что вполне объяснимо, исходя из гидродинамической модели (см. раздел 3.3). Коэффициент вариации был достаточно низким, что позволяет говорить об определенной стационарности термического режима в каждом районе.

В отдельных районах водоема характер состава и обилия зоопланктона в течение года изменялся (далее рассмотрены данные 2005—2006 гг.). Показатели количественного развития зоопланктона в северном районе изменялись в значительных пределах. В феврале 2006 г. они были низкими — численность 2,3 тыс. экз/м³, биомасса на поверхности и глубине 4—5 м была всего 0,02 г/м³. В весенний период зарегистрированы наибольшие количественные показатели за весь период исследований в северном районе — численность составляла более 536,4 тыс. экз/м³, а биомасса — 3,97 г/м³. С глубиной показатели обилия снижались. Так, на глубине 1 м численность составляла 55,7 тыс. экз/м³, а на глубине 7 м — 10,4 тыс. экз/м³. Биомасса также снижалась — в 4,4 раза. Доминантами по численности на всех глубинах были науплии и копепоиды веслоногих ракообразных, а также коловратки *Synchaeta* sp. и *K. quadrata*. В летние месяцы 2005 и 2006 гг. показатели численности достигали 206,6 тыс. экз/м³, а биомассы — 5,22 г/м³ при доминировании *Th. oithonoides* и *D. longispina*. Биомасса дафний достигала 3,70 г/м³ на глубине 3 м в средней части северного района. В октябре, несмотря на то, что температура значительно не снизилась (около 23 °С), показатели обилия снизились до 11,1—15,8 тыс. экз/м³ и 0,72—1,07 г/м³.

В западном районе исследования зоопланктона проводили в летний, осенний и весенний периоды. Наибольшие количественные показатели были

ности был от 35,89 ± 7,16 до 83,13 ± 10,99, для биомассы — от 62,20 ± 10,44 до 98,62 ± 11,73. Для показателей биомассы в апреле 2006 г. он составил 76,03 ± 7,05, в июне — 69,68 ± 6,75, в июле 2007 г. — 63,37 ± 13,62. В зимний период биомасса была низкой по всему водоему и ее значения мало различались, составляя десятки мг/м³.

На пространственное распределение зоопланктона в водоеме-охладителе влияет много факторов, основными из которых являются термический режим и характер течений, перемешивания водных масс. Термические условия в водоеме-охладителе неоднородны в связи с постоянным поступлением подогретой воды из отводящего канала. Данные рас-

отмечены в июле 2006 г. Так, в апреле, августе и октябре численность была от 16,7 до 111,6 тыс. экз/м³, а в июле 2006 г. достигала 224,2 тыс. экз/м³. Биомасса весной и осенью не превышала 2,60 г/м³, а в летний период 2006 г. была в пределах 3,80—6,69 г/м³. По биомассе в летний период доминировали ветвистоусые *D. brachyurum*, *D. longispina*, совместное доминирование которых составляло до 92 %. В осенний период доминирование дафний по биомассе и молоди циклопов по численности сохранялось.

В *центральной* *районе* для численности было характерно увеличение ее значений в летний и весенний периоды. В летний период численность достигала 108,1—148,4 тыс. экз/м³, причем наибольшие показатели приходились на глубины 3—5 м. В апреле наибольшая численность была отмечена на глубине 1 м и составляла 310,5 тыс. экз/м³. Для биомассы был характерен пик в июне 2005 г. (26,55 г/м³), который был связан с интенсивным развитием *D. longispina* (90 % общей биомассы). Высокая численность в апреле обусловлена доминированием *Sopropoda* (64 % общей численности). Наибольшие значения в летний период 2006 г. составляли численность 108,0 тыс. экз/м³, а биомасса — 3,06 г/м³. Доминантами по численности были науплии, а на глубине 5 м — велигеры дрейссены. По биомассе на всех глубинах доминантами были *D. brachyurum* и *D. longispina* (совместно до 71 % общей биомассы).

В *восточном* *районе* показатели обилия имели довольно сходное распределение во времени. Наибольшие количественные показатели (192,9 тыс. экз/м³ и 5,78 г/м³) были отмечены в апреле. В другие сезоны численность изменялась от 55,0 до 127,0 тыс. экз/м³, только в октябре снижалась до 17,0 тыс. экз/м³. Биомасса также изменялась в незначительных пределах — от 1,37 до 3,74 г/м³. В числе доминантов по численности на разных глубинах были науплии *Sopropoda* (до 56 % в летний период, до 59 % в октябре), *B. longirostris* (до 58 % в летний период), *Eurytemora velox* (60 % в июле 2005 г.). По биомассе во все сезоны исследований в число доминантов входила *D. longispina* (до 83 % в апреле, 76 % в летний и осенний периоды). В апреле в числе доминантов отмечена также *B. longirostris* (87 %).

В *южном* *районе* показатели численности и биомассы изменялись почти синхронно. летом 2005 г. показатели обилия были значительно выше, чем в остальное время исследований — в среднем 545,6 тыс. экз/м³ и 5,10 г/м³ против 83,2 тыс. экз/м³ и 1,25 г/м³. В 2006 г. с апреля по октябрь наибольшая численность (176,0 тыс. экз/м³) была отмечена в июле, также как и биомасса — 2,11 г/м³. Максимальная численность, отмеченная в августе 2005 г. составляла 699,7 тыс. экз/м³, а максимальная биомасса — 7,40 г/м³. В зимний период показатели обилия были очень низкими — 1,7 тыс. экз/м³ и 0,01 г/м³. В целом по району во все сезоны отмечено некоторое увеличение обилия зоопланктона с глубиной.

По численности чаще всего доминировали науплии *Sopropoda*, которые отсутствовали в числе доминантов в августе и феврале. В остальные периоды их доля в общей численности составляла от 35 до 66 %. В феврале доминировали беспанцирные коловратки (59 %) Из ветвистоусых ракообразных в составе доминантов по численности были *B. longirostris* (25—73 %), *D. brachyurum* (11 %). В летний период среди доминантов были коловратки *Synchaeta* sp. (25 %), *Keratella cochlearis* (42 %), последняя — в районе впадения р. Гнилой

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Рог в водоем. По биомассе в числе доминантов во все сезоны, кроме августа, основное место занимала *D. longispina* (18—62 %), в среднем — 41 %. Также в составе доминантов была *B. longirostris* со средней долей доминирования 39 %. В состав доминантов в один из сезонов входили *Ceriodaphnia pulchella* (47 % в июле 2006 г.) и *Eudiaptomus gracilis* (11 % в октябре).

В *подводящем канале* температура изменялась в течение года от 6 до 29 °С. Количество видов на отдельных станциях в канале и разных глубинах колебалось в значительных пределах. Так, в июле 2006 г., когда на поверхности отмечено 15 НОТ, а на глубине 6 м — 27 НОТ зоопланктона. Такая же закономерность была отмечена и для численности и биомассы: показатели обилия возрастали на глубине 3 м по сравнению с поверхностью (от 50,0 тыс. до 217,0 тыс. экз/м³ и от 0,30 до 5,40 г/м³), а затем несомненно снижались на глубине 6 м. Указанные значения обилия были максимальными в подводящем канале за весь период исследований. Минимальные показатели отмечены в феврале — численность 1,2—2,0 тыс. экз/м³, биомасса — 0,01—0,03 г/м³. В весенний и осенний периоды закономерность увеличения обилия с глубиной также сохранялась. В составе доминантов в летний период были науплии и молодь Соперода, *B. longirostris*, *D. longispina*, а также велигеры дрейссены. В феврале при высоком уровне доминирования (36—61 %) преобладали науплии, беспанцирные коловратки, *D. longispina*, *Acanthocyclops viridis*. В апреле в число доминантов (до 47 %) входили *D. longispina*, *B. longirostris*, науплии и копепоиды Соперода и коловратки *Polyarthra vulgaris*.

В районе *выхода отводящего канала* и в самом отводящем канале температура воды, естественно, была самой высокой для всей системы, достигая в летний период 37 °С. Для показателей обилия были выражены значительные сезонные колебания, особенно для численности. Наибольшие ее значения — 179,0 тыс. экз/м³ отмечены в летний период 2006 г., а максимальные значения биомассы были зарегистрированы в июне 2005 г. — более 11,36 г/м³. В апреле и июле биомасса не превышала 2,80 г/м³. Высокие значения биомассы были связаны с достаточно большой численностью (до 15,0 тыс. экз/м³) относительно крупных *D. longispina*.

Для *отводящего канала* было характерно довольно высокое доминирование отдельных НОТ. Так, в феврале 83 % от общей численности и 74 % от общей биомассы составляли беспанцирные коловратки. В июне 2005 г. по биомассе значительно доминировала *B. longirostris* (81 %). Также в число доминантов в отводящем канале входили науплии и копепоиды Соперода, велигеры дрейссены, *D. longispina*.

Важным аспектом в исследовании зоопланктона водоема-охладителя ХАЭС было изучение количественных характеристик и пространственного распределения велигеров дрейссены. Обилие велигеров в разных районах и в разные периоды значительно различалось. С увеличением температуры их количественные показатели снижались (рис. 4.3.3). Относительно высокие показатели численности велигеров в зоне максимальных температур, вероятно, связаны с транзитом их через отводящий канал.

Довольно незначительные изменения термического режима приводят к изменениям численности велигеров на порядок величин. Если при $T/T_{\max} = 0,70—0,78$ численность составляла порядка 10—100—1000 экз/м³, то при «уда-

Рис. 4.3.3. Зависимость численности велигеров дрейссены в планктоне водоема-охладителя ХАЭС от «термической удаленности» (T/T_{\max}) в летний период 2006 г. Пунктиром выделены границы поля значений

ленности» 0,65 — порядка десятков и сотен тысяч. В области «удаленности» 0,75 доля велигеров составляла 0,1—1 %, а в области 0,65 — десятки процентов общей численности зоопланктона.

Что касается влияния температуры на показатели обилия всего планктона, то здесь зависимость была достаточно сложной. Учитывая то, что обилие зоопланктона, как и других экотопических групп гидробионтов, зависит не только от температуры, но и от других факторов, зависимости не были выражены четко, точки значений образовывали поля с большим или меньшим сгущением (рис. 4.3.4, 4.3.5). В этой ситуации огибающая поле точек кривая дает представление о существующей зависимости (Иванова, 1987).

Наибольшая численность отмечалась в диапазоне температур 18 °С (все поле точек) и 23 °С (основное поле точек). Биомасса также возрастала до 20—22 °С, а затем снижалась. Таким образом, показатели обилия наибольшими были в средней части термического диапазона. Это же отмечалось и в зависимости показателей обилия в градиенте относительной температуры: максимум отмечался при значении T/T_{\max} около 0,8. Термический режим определял не только уровень обилия зоопланктона, но и изменения в структуре всей группировки, которая может быть выражена показателем разнообразия. При его снижении структура сообществ упрощается (Алимов, 2000).

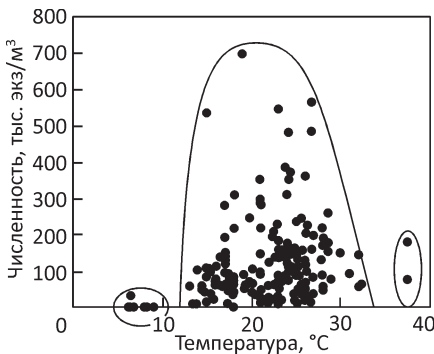
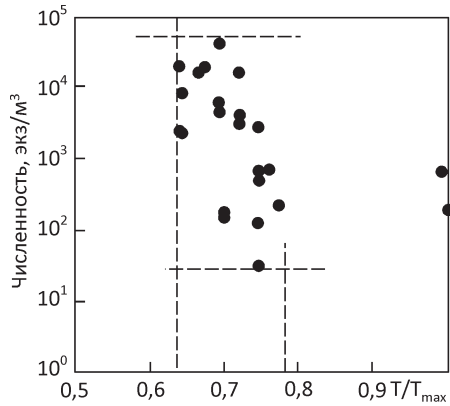


Рис. 4.3.4. Численность зоопланктона в диапазоне температур, отмеченных за период 1998—2011 гг. В овалах диапазоны зимних и максимальных температур (в отводящем канале)

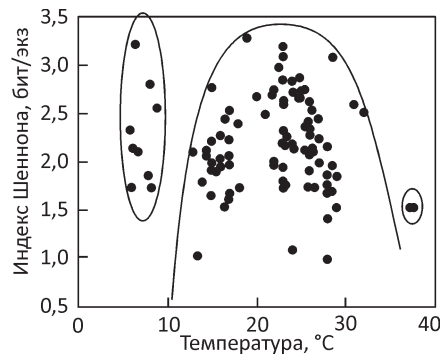


Рис. 4.3.5. Биомасса зоопланктона в диапазоне температур, отмеченных за период исследований

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

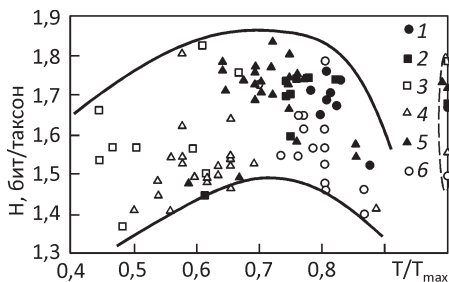


Рис. 4.3.6. Изменение таксономического разнообразия зоопланктона в диапазоне значений «термической удаленности», T/T_{\max} в водоеме-охладителе ХАЭС: 1 — июнь 2005 г., 2 — август 2005 г., 3 — февраль 2006 г., 4 — апрель 2006 г., 5 — июль 2006 г., 6 — октябрь 2006 г.

Для разнообразия, рассчитанного по биомассе, была характерна достаточно сходная динамика, однако с большими колебаниями средних по водоему значений — от $1,588 \pm 0,143$ бит/г (апрель 2006 г.) до $2,655 \pm 0,071$ бит/г (август). Осенью разнообразие зоопланктона, рассчитанное по биомассе, в среднем по водоему снижалось. Коэффициент вариации CV был меньшим в июле и августе. При низких температурах разнообразие было достаточно высоким в связи с высокой выравненностью при низком видовом богатстве. Низким было разнообразие и при наибольших температурах.

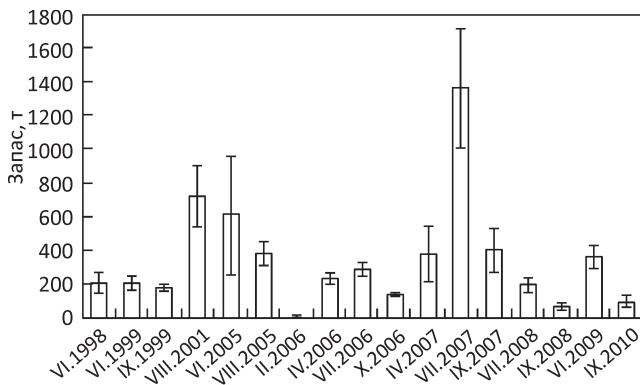
Таксономическое разнообразие в диапазоне значений T/T_{\max} изменялось таким образом, что поле точек имело существенное смещение к максимуму в зоне значений T/T_{\max} около 0,75. Такой ход изменения таксономического разнообразия был хорошо виден в определенных сезоны, например, в апреле. По данным июня и октября отмечено снижение таксономического разнообразия в диапазоне значений T/T_{\max} от 0,75 до 0,9. Таксономическое разнообразие в условиях максимальных температур было выше ожидаемых при экстраполяции зависимости основного поля точек (рис. 4.3.6). При экстраполяции наблюдаемых зависимостей в области высоких температур должны были дать значения таксономического разнообразия около 1,3 бит/таксон, в то время как оно было от полутора почти до 1,8 бит.

Полученные данные позволяют сделать заключение о том, что разнообразие сообществ зоопланктона, его сложность возрастает с увеличением температуры, однако, до определенного уровня. При повышении температуры до $27-28^\circ\text{C}$ разнообразие снижалось.

Большой интерес вызывают интегральные показатели зоопланктона, которые позволяют оценить его роль в экосистеме водоема в целом. Имеющиеся данные позволили сделать расчеты запаса зоопланктона и его интегральных функциональных характеристик. Биомасса зоопланктона по глубине практически во все сезоны и годы исследований распределялась таким образом, что от поверхности до глубины 3 м она несколько возрастала, а затем снижалась. Между изобатами 0—3 м находится около 30 % всего объема водоема, то есть большая часть объема приходится на глубины 3—12 м, но биомасса с глубиной снижается, причем более резко, чем возрастает на глубинах 0—3 м. Основное количество проб было отобрано на глубинах 0—5 м. Таким образом, можно принять, что для определения запаса может быть принята средняя биомасса на водоем для всего объема водоема.

Показатель средней для всего водоема биомассы дает достаточно приблизительное представление об обилии зоопланктона в водоеме в целом, но позволяет делать выводы относительно общих тенденций развития зоопланктона. За

Рис. 4.3.7. Запас зоопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС



весь период исследований, как было выше отмечено, можно выделить несколько уровней средней биомассы зоопланктона. В большей части периодов исследования средняя биомасса была в пределах $1\text{--}3\text{ г/м}^3$. В зимний период средняя биомасса зоопланктона очень низка, на два порядка ниже других сезонов.

Исходя из средней биомассы, определили разовый запас зоопланктона в водоеме в различные периоды функционирования водоема (рис. 4.3.7). Полученные данные позволяют выделить несколько уровней этого показателя.

Минимальный уровень — $2,5\text{--}3,7\text{ т}$ зоопланктона на водоеме отмечен в зимний период. Возможно, не учтено некоторое увеличение биомассы и запаса в зонах непосредственного влияния подогрева сбросных вод, тем не менее, это не должно существенно изменить общий показатель.

Следующий уровень, всего на порядок выше — $37,5\text{--}87,9\text{ т}$, был отмечен в сентябре 2008 г. Следует отметить, что это было около 30 % от запаса в июле. Если вычесть из максимальной оценки запаса июля минимальные значения оценки сентября, то разница составит около 200 т. Это значительное количество организмов планктона должно было быть потреблено планктофагами, депонироваться или подвергнуться деструкции в водоеме. Следующий уровень — от 150 (минимальные значения) до 550 т (максимальные). Следует отметить, что в 2006 г весной, летом и осенью запас зоопланктона имел довольно сходные значения — $123\text{--}323\text{ т}$, но в 2005 г. разница между значениями максимальной оценки запаса в июне и минимальной в августе составила 654 т. Разница между запасом в осенний период 2007 г. и в июле была еще больше — 1452 т. Это свидетельствует о весьма динамичных процессах, происходящих в пелагической подсистеме экосистемы водоема-охладителя. Четвертый уровень — около $600\text{--}700\text{ т}$, и наибольший — около 1400 т.

Значительная часть организмов планктона получают пищу путем фильтрации воды. Поэтому оправданно для оценки фильтрационной активности использовать общую биомассу зоопланктона, причем, как было показано (Гутельмахер, Алимов, 1979; Гутельмахер, 1986), скорость фильтрации существенно снижается при повышении трофности водоема. В мезотрофных водоемах при биомассе $1,0\text{--}2,0\text{ мг/дм}^3$ фильтрация составляет $0,25\text{--}0,15\text{ дм}^3/\text{мг}\cdot\text{сут}$. Судя по обилию зоопланктона, водоем ХАЭС можно отнести к мезотрофным водое-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

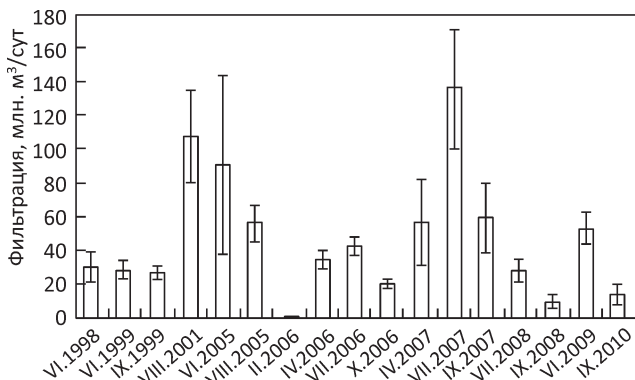


Рис. 4.3.8. Фiltrация зоопланктона в водоеме-охладителе ХАЭС

мам и выбрать средний показатель скорости фiltrации $0,15 \text{ дм}^3/\text{мг}\cdot\text{сут}$ для большинства периодов, и $0,1$ — для июля 2007 г.

Количество профильтрованной зоопланктоном воды, согласно проведенных расчетов (рис. 4.3.8), очень значительно. Организмы зоопланктона могут профильтровать в сутки количество воды, равное от 0,4 % (в зимний период), 24 % (в летний период) до 110 % всего объема, в среднем за весь период исследований — около 39 %¹. Максимальные значения фiltrации связаны с массовым развитием крупных ветвистоусых ракообразных. Вероятнее всего, их популяции с очень высоким обилием не являются постоянными во времени и, таким образом, можно полагать, что организмы зоопланктона обычно профильтровывают в сутки количество воды, равное от 30 до 70 % объема водоема. Следует также отметить определенную селективность организмов-филтраторов относительно их пищи. Так, нами наблюдались достаточно значительные скопления крупных колоний синезеленых водорослей планктона при общем повышении прозрачности воды, что свидетельствует о слабом потреблении филтраторами планктона этих колоний.

Фiltrационная активность зоопланктона может рассматриваться как важный фактор снижения биологических помех, связанных с поступлением в системы водоснабжения АЭС органических взвесей.

Полученный материал по изучению зоопланктона водоема-охладителя Хмельницкой АЭС позволяет сделать следующие заключения.

- Состав зоопланктона водоема-охладителя представлен широко распространенными видами, виды-вселенцы обнаружены не были (за исключением планктонных личинок вселенца — дрейссены).
- В водоеме при любых режимах эксплуатации формируется сложная неоднородная пространственная структура группировок зоопланктона.
- В зонах значительного влияния подогрева наблюдается снижение обилия зоопланктона. Однако, на характер распределения обилия зоопланктона существенное влияние оказывает гидродинамический фактор — техногенная циркуляция и ветровое воздействие.

¹ Объем водоема принят равным 120 млн. м³

- Оценка разового запаса зоопланктона показывает его большую значимость в экосистеме. Организмы зоопланктона, в первую очередь за счет крупных ветвистоусых, существенно влияют на процессы осветления воды за счет своей фильтрационной активности, профильтровывая объем воды в сутки, сопоставимый с объемом водоема-охладителя, а также являются частью кормовой базы рыб (особенно молоди).
- Личинки дрейссены встречаются в планктоне постоянно, в теплое время года их обилие достигает значительной величины. Не выявлено четких пиков их численности, то есть оседание личинок и формирование предпосылок биологических помех может продолжаться длительное время (вероятно, с апреля-мая по октябрь).

4.4.

ДОННЫЕ ГРУППИРОВКИ

В водоемах-охладителях донные группировки являются одной из важнейших частей экосистемы. Состав беспозвоночных донных группировок в них представлен в основном широко распространенными видами (Кучурганский..., 1973, Гидробиология..., 1991, Экосистема..., 2008). Важными факторами формирования зообентоса являются наличие течения, термическая нагрузка, характер ложа водоема и грунтов. Высокая температура приводит к значительному снижению богатства и обилия зообентоса (Калиниченко и др., 1998, Силаева и др., 2000, Слепнев и др., 2007).

Исследования зообентоса водоема-охладителя ХАЭС проводили в летние периоды 1998, 1999, 2001, 2005—2009 гг.; в 2006 и 2007 гг. были проведены сезонные исследования.

4.4.1.

Общая характеристика зообентоса водоема-охладителя ХАЭС

За период 1998—2009 гг. в зообентосе ВО ХАЭС отмечен 141 НОТ беспозвоночных (из них 95 — определены до вида) из 19 таксономических групп (табл. 4.4.1.1). В охладителе обитает один вид дрейссены — *Dreissena polymorpha*, кроме нее, других представителей понтокаспийского комплекса не отмечено. В зообентосе зарегистрировано несколько видов-вселенцев: брюхоногий моллюск *Ferrissia* sp., редкий для Украины вид губок *Eunapius carteri* (Трылис и др., 2009); полипы пресноводной медузы *Craspedacusta sowerii*, эти виды встречены в поселениях дрейссены.

В **первый период** исследований (при работе одного блока АЭС), общее таксономическое богатство зообентоса составляло 87 НОТ (от 30 НОТ — осенью 1999 г. до 61 НОТ — летом 2001 г.), количество таксономических групп — 11—14 (1998, 1999) и 18 — в 2001 г. Наиболее богато были представлены личинки хирономид (9—14 НОТ) и олигохеты (11—20 НОТ). Таксономическое богатство в летний период на отдельных станциях колебалось от 2 до 37 НОТ. В подводном канале было зарегистрировано поселение двусторчатых моллюсков сем. Unionidae, которое состояло из *Unio tumidus*, *U. pictorum*, *Anodonta cygnea* и *A. piscinalis*.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.4.1.1. Список НОТ зообентоса водоема-охладителя ХАЭС.

№	Таксоны	1998—2001 гг.	2005—2009 гг.
	Spongia		
1	<i>Spongilla lacustris</i> L.	+	+
2	<i>Eunapius carteri</i> (Bowerbank)		+
	Hydrozoa		
3	<i>Hydra</i> sp.	+	+
4	<i>Craspedacusta sowerbii</i> Lankester		+
	Turbellaria		
5	<i>Planaria torva</i> Schulz.		+
6	Nematoda sp.	+	+
	Oligochaeta		
7	<i>Chaetogaster</i> sp.		+
8	<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruith)		+
9	<i>Pristina</i> sp.		+
10	<i>P. aequisetata</i> Bourne	+	+
11	<i>P. longisetata</i> Ehrenberg		+
12	<i>Dero</i> sp.	+	+
13	<i>D. digitata</i> (O.F.M.)	+	
14	<i>Stylaria lacustris</i> (L.)	+	+
15	<i>Ophidonais serpentina</i> O.F.M.		+
16	<i>Vejdovskiiella comata</i> (Vejdovsky)	+	+
17	<i>Slavina appendiculata</i> (d'Udekem)		+
18	Naididae sp.	+	+
19	<i>Nais</i> sp.	+	+
20	<i>N. pseudobtusa</i> Piguet	+	+
21	<i>N. barbata</i> O.F.M.		+
22	<i>N. elinguis</i> O.F.M.	+	+
23	<i>N. pardalis</i> Piguet	+	
24	<i>N. bretscheri</i> Michaelsen	+	
25	<i>N. communis</i> Piguet	+	+
26	<i>Uncinaiis uncinata</i> (Oersted)		+
27	<i>Aulodrilus limnobius</i> Bretscher		+
28	<i>A. pigueti</i> Kowalevsky		+
29	<i>A. plurisetata</i> (Piguet)		
30	Tubificidae sp. juv.	+	+
31	Tubificidae sp. juv. с волосными щетинками	+	+
32	<i>Limnodrilus</i> sp.	+	+
33	<i>L. claparedeanus</i> Ratzel	+	+
34	<i>L. helveticus</i> Piguet		+
35	<i>L. hoffmeisteri</i> Claparede	+	+
36	<i>Tubifex newaensis</i> (Michaelsen)		+
37	<i>Psammorictides albicola</i> (Michaelsen)	+	+
38	<i>P. barbatus</i> (Grube)	+	+
39	<i>Potamotrix hammoniensis</i> (Michaelsen)	+	
40	<i>Isochaetides michaelstni</i> (Lastockin)	+	
41	Enchytraeidae sp.	+	+
42	<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F.M.)		+
	Hirudinea		
43	Hirudinea juv.		+
44	<i>Glossiphonia</i> sp.		+
45	<i>G. heteroclita</i> (L.)		+
46	<i>G. complanata</i> (L.)		+

4.4. Донные группировки

Продолжение табл. 4.4.1.1.

№	Таксоны	1998—2001 гг.	2005—2009 гг.
	Hirudinea		
47	<i>Hemiclepsis marginata</i> (O.F.M.)	+	+
48	<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)	+	+
49	<i>Erpobdella</i> sp.		+
	Crustacea		
50	Ostracoda gen. sp.	+	+
	Isopoda		
51	<i>Asellus aquaticus</i> L.		+
52	Hydracarina sp.	+	+
	Insecta		
	Megaloptera		
53	<i>Sialis</i> sp.	+	
	Odonata		
54	<i>Ischnura elegans</i> (van der Linden)		+
55	<i>Platycnemis pennipes</i> (Pall.)		+
56	Libellulidae sp.	+	
57	Coenagrionidae sp.		+
	Ephemeroptera		
58	Ephemeroptera juv.	+	+
59	<i>Caenis</i> sp.	+	+
60	<i>C. lactea</i> (Burmeister)		+
61	<i>C. macrura</i> Stephens		+
62	<i>C. horaria</i> (L.)	+	+
63	<i>C. robusta</i> Eaton		+
64	<i>Cloeon dipterun</i> (L.)	+	
65	Hemiptera juv.	+	
66	<i>Micronecta</i> sp.	+	+
	Trichoptera		
67	Trichoptera juv.		+
68	<i>Cyrnus flavidus</i> McLachlan	+	+
69	<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur)	+	+
70	Polycentropidae sp.		+
71	<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis)		+
72	<i>Agraylea multipunctata</i> Curtis		+
73	<i>Hydroptila tineoides</i> Dalman		+
74	<i>Orthotrichia tetensii</i> Kolbe	+	+
75	Leptoceridae sp.		+
76	<i>Neuroclepsis bimaculata</i> (L.)		+
77	<i>Limnephilus</i> sp.		+
78	<i>Mistacides nigra</i> (L.)	+	
79	Coleoptera larvae		+
80	<i>Hydrous</i> sp.	+	
	Chironomidae		
81	Chironomidae juv.	+	+
82	Tanipodinae sp.		+
83	<i>Ablabesmyia</i> gr. <i>monilis</i> L.	+	+
84	<i>Procladius ferrugineus</i> Kieff.	+	+
85	<i>P.</i> gr. <i>choreus</i> Mg.	+	+
86	Orthoclaadiinae sp.	+	
87	<i>Cricotopus</i> gr. <i>silvestris</i> Fabr.	+	+
88	<i>Psectrocladius psilopterus</i> Kieff.		+

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Продолжение табл. 4.4.1.1.

№	Таксоны	1998—2001 гг.	2005—2009 гг.
Chironomidae			
89	<i>Micropsectra</i> sp.	+	
90	<i>Lymnophyes transcaucasicus</i> Tshern.		+
91	<i>Prosilocerus paradoxus</i> Lündström	+	+
92	<i>Corinoneura</i> sp.		+
93	<i>C. celeripes</i> Winn.	+	+
94	<i>C. scutellata</i> Winn.		+
95	<i>Tanytarsus gregarius</i> Kieff.	+	+
96	<i>Cladotanytarsus mancus</i> Walker	+	+
97	<i>Paratanytarsus lauterborni</i> Kieff.	+	+
98	<i>Rheotanytarsus exiguus</i> Johannsen	+	+
99	<i>Cryptochironomus defectus</i> Kieff.	+	+
100	<i>Parachironomus pararostratus</i> Harnisch	+	+
101	<i>Chironomus plumosus</i> L.	+	+
102	<i>Endochironomus impar</i> (Walker)		+
103	<i>E. albipennis</i> Mg.	+	
104	<i>Cryptocladopelma viridula</i> (Fabr.)	+	+
105	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i> Zetterstedt	+	
106	<i>Limnochironomus nervosus</i> Staeg.	+	+
107	<i>L. tritonus</i> Kieff.	+	
108	<i>Polypedilum</i> gr. <i>nubeculosum</i> Mg.	+	+
109	<i>P. gr. convictum</i> Walker	+	+
110	<i>P. gr. bicrenatum</i> Kieff.	+	+
111	<i>Pentapedilum</i> gr. <i>exectum</i> Kieff.		+
112	<i>Glyptotendipes gripecoveni</i> Kieff.	+	+
113	<i>Leptochironomus tener</i> (Kieff.)	+	+
114	<i>Parachironomus vitiosus</i> Goetghebuer		+
115	<i>Lipiniella arenicola</i> Schilova		+
116	<i>Stictochironomus histrio</i> Fabr.	+	+
117	<i>Microtendipes chloris</i> Mg.	+	+
118	Diptera gen. sp.	+	+
119	<i>Chaoborus</i> sp.	+	+
120	Psichodidae sp.		+
121	Palpomyiinae sp.		+
122	<i>Scatopse hotata</i> L.	+	
123	Heleidae (Ceratopogonidae) sp.	+	+
124	<i>Atrichopogon</i> sp.	+	
Bivalvia			
125	<i>Anodonta</i> sp.	+	+
126	<i>A. cygnea</i> (L.)	+	
127	<i>A. stagnalis</i> (Gmelin)	+	
128	<i>A. piscinalis</i> Nilsson	+	
129	<i>Unio</i> sp.	+	
130	<i>U. tumidus</i> Philipsson	+	+
131	<i>U. pictorum</i> (L.)	+	+
132	<i>Dreissena polymorpha</i> (Pall.)		+
133	Cycladidae sp.	+	+
Gastropoda			
134	<i>Lymnaea</i> sp.	+	+
135	<i>L. ovata</i> (Draparnaud)		+
136	<i>Ferrissia</i> sp.		+

4.4. Донные группировки

Окончание табл. 4.4.1.1.

№	Таксоны	1998—2001 гг.	2005—2009 гг.
Gastropoda			
137	<i>Physa fontinalis</i> (L.)	+	+
138	Planorbidae sp.	+	+
Bryozoa			
139	<i>Paludicella articulata</i> (Ehrenberg)	+	
140	<i>Plumatella emarginata</i> Allman		+
141	<i>P. fungosa</i> Pallas		+
Всего		87	117

На большей части охладителя зообентос не отличался высоким видовым богатством и был представлен в основном Nematoda, Tubificidae, Ostracoda и Chironomidae. Наиболее высокой в водоеме (в среднем за три года) была встречаемость ракушковых раков (77,9%), *Ch. plumosus* (75,7%), нематод (68,0%) и тубицид (60,5%), остальные таксоны встречались лишь на некоторых станциях. Минимальным количеством НОТ характеризовались сильно заиленные грунты с большим количеством растительных остатков в северном и западном районах, а максимальным — заиленные пески восточного и южного районов. На приплотинных участках (квадрат Б-1, см. рис. 3.1.1), на песках, качественный состав зообентоса несколько отличался от других участков охладителя: здесь полностью отсутствовали олигохеты, а наиболее богато были представлены личинки хирономид (лето 1999 г.). Максимальным таксономическим богатством характеризовался участок впадения в охладитель р. Гнилой Рог, где щебеночный грунт и наличие постоянного течения создают специфические нетипичные для бентали охладителя условия. Только здесь были зарегистрированы гидры, губки, личинки жуков, ручейников и клопов.

После ввода в эксплуатацию второго энергоблока и после вселения дрейссены общий список беспозвоночных зообентоса насчитывал 106 НОТ из 20 групп (летние периоды 2005—2009 гг.). Наибольшим количеством таксонов, как и в первый период, характеризовались личинки хирономид (31 НОТ) и олигохеты (29 НОТ). Относительно первого периода увеличилось количество НОТ пиявок, личинок стрекоз, поденок и ручейников. Общее количество таксонов беспозвоночных в зообентосе возросло до 82 НОТ летом 2006 г., а затем несколько снизилось в 2007 г. Уменьшение количества НОТ в 2007 г. было отмечено во всех районах охладителя и может объясняться факторами, связанными с его эксплуатацией (в частности, снижение уровня воды в водоеме). В 2008 и 2009 гг. количество НОТ возросло (рис. 4.4.1.1).

В среднем за период исследований встречаемостью выше 50% характеризовались Tubificidae, Ostracoda, Nematoda, дрейссена и 4 вида личинок хирономид (*P. ferrugineus*, *L. nervosus*, *P. convictum*, *C. mancus*). Наименьшим количеством НОТ характеризовался зообентос на больших глубинах (8—12 м) центрального и северного районов, наибольшим — западного, восточного и южного (глубина 2—4 м (рис. 4.4.1.2)).

В отводящем канале, в условиях значительного подогрева, зообентос был представлен обычными таксонами беспозвоночных, наибольшим разнообра-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

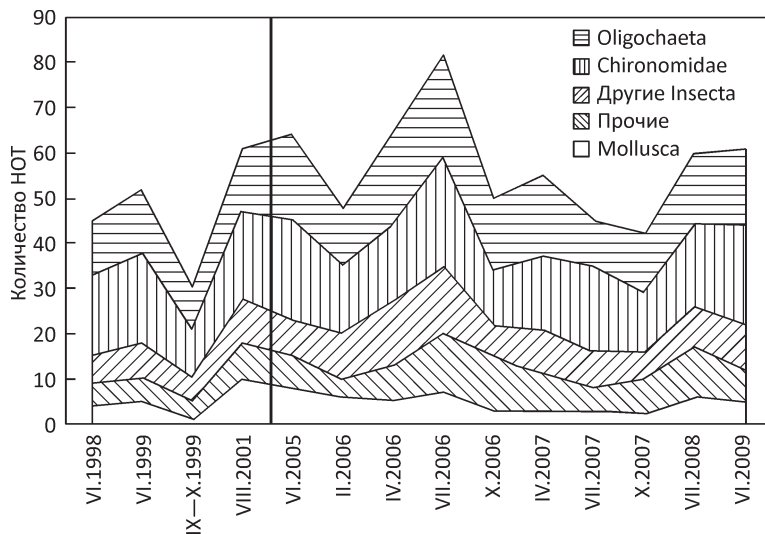


Рис. 4.4.1.1. Изменение количества НОТ зообентоса в водоеме-охладителе ХАЭС по годам исследований. Линией условно разделены периоды до и после вселения дрейссены

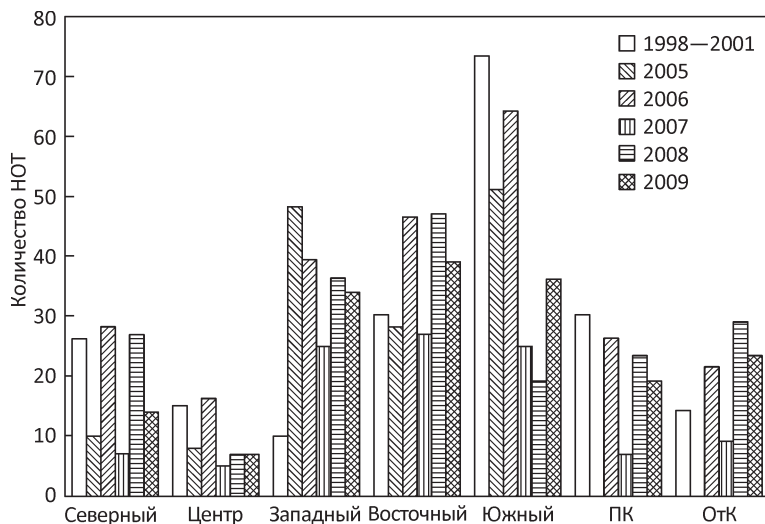


Рис. 4.4.1.2. Общее количество НОТ зообентоса по районам водоема-охладителя ХАЭС по годам исследований (летние сезоны)

зимем характеризовались личинки хирономид и олигохеты, зарегистрированы также губки, нематоды, ракушковые раки, личинки ручейников, поденок и двукрылых, мшанки.

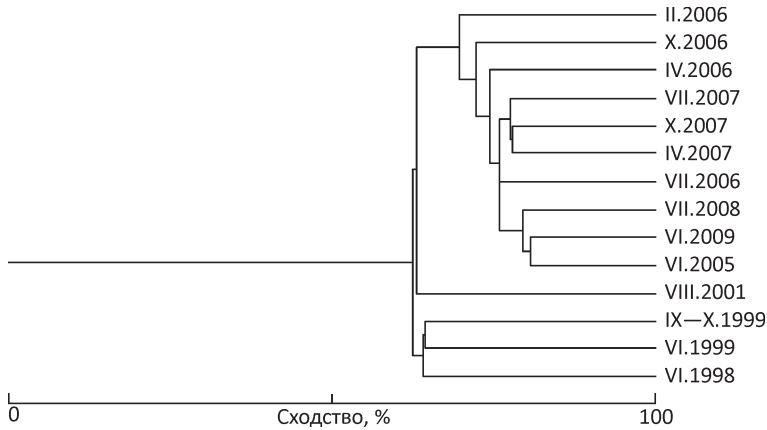


Рис. 4.4.1.3. Сходство таксономического состава зообентоса водоема-охладителя ХАЭС в период исследований

Участок впадения р. Гнилой Рог отличался таксономической специфичностью — только здесь встречались планарии и по одному виду пиявок и олигохет сем. Naididae. *Asellus aquaticus*, ранее встречавшийся только здесь, в 2008 г. отмечен в дрейссеновых поселениях в восточном районе и в подводющем канале.

В сезонном аспекте значительных изменений в видовом составе не отмечено, можно лишь указать на наличие в весенне-осенний период некоторых видов личинок стрекоз, ручейников, жуков, двукрылых, не отмеченных в другие периоды (например, *Ischnura elegans*, представители сем. Polycentropidae и Psychodidae). В целом сходство общих списков НОТ зообентоса охладителя в два периода исследований было достаточно высоким и составляло более 60 % (рис. 4.4.1.3). При этом, таксономический состав разделился на два кластера, а состав 2001 г. занимал промежуточное положение. В этом году в зообентосе обнаружены виды, которые встречались во второй период исследований — например, пиявка *Helobdella stagnalis*, а также и несколько видов личинок насекомых — Libellulidae sp., *Hydrous* sp., *Scatopse hotata*, *Endochironomus albipennis*, *Micropsectra* sp., *Atrichopogon* sp., не встречавшиеся в другие периоды.

Таксономическое разнообразие зообентоса до вселения дрейссены (1998, 1999, 2001 гг.) было достаточно невысоким и составляло $1,90 \pm 0,09$ бит/НОТ, наименьшим было в центральном и северном районах, наибольшим — в южном. После вселения дрейссены этот показатель незначительно увеличился и составлял в среднем $2,17 \pm 0,06$ бит/НОТ. Количество групп практически не изменилось: 13—18 — в первый период и 14—17 — во второй. При увеличении общего количества НОТ во второй период, их распределение по таксономическим группам продолжало оставаться относительно равномерным, выравненность была достаточно высокой (выше 0,8).

С увеличением глубины количество таксонов зообентоса снижалось (рис. 4.4.1.4). В 1998—2001 гг. с увеличением глубины до 6 м количество НОТ

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

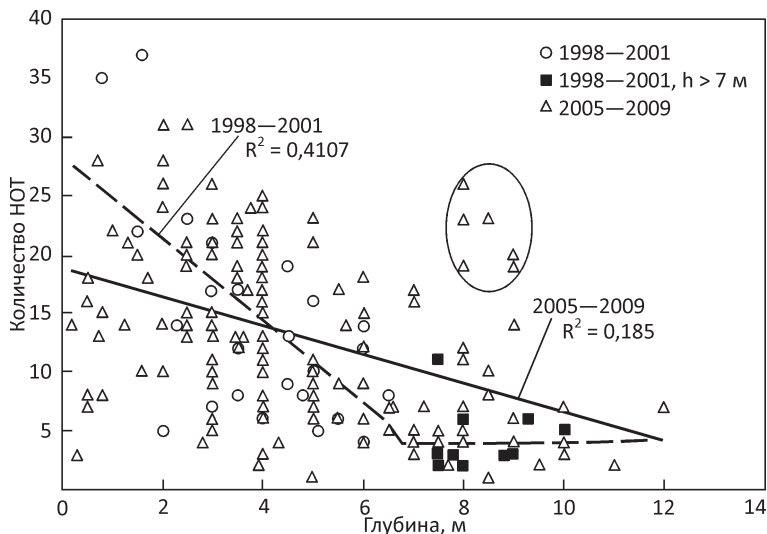


Рис. 4.4.1.4. Изменение количества НОТ зообентоса водоема-охладителя ХАЭС с увеличением глубины. Овалом выделен участок выхода отводящего канала

снижалось достаточно резко, а на глубине более 7 м — оставалось относительно стабильным. В 2005—2009 гг. эта зависимость была менее выражена. Высоким количеством НОТ характеризовался участок выхода отводящего канала, что может объясняться специфичностью биотопа (наличие течения, повышенная температура, присутствие здесь дрейссены).

Количественные показатели зообентоса в охладителе в **первый период** сильно варьировали на разных участках (табл. 4.4.1.2). Численность беспозвоночных изменялась в пределах 400—53890 экз/м², биомасса — 0,01—64,96 г/м² и до 740,56 г/м² (с учетом биомассы моллюсков сем. Unionidae). По количественным показателям доминировали Tubificidae и Chironomidae (в основном *Ch. plumosus*).

В **1998 г.** максимальной численностью и достаточно высокой биомассой характеризовались илистые грунты с растительными остатками южного района ($h = 1,5—3$ м) при доминировании Ostracoda, Tubificidae и Chironomidae. В северном и западном районах на илистых грунтах ($h = 5,5—10,0$ м) численность значительно снижалась — соответственно до 7350 и 3100 экз/м² при доминировании Tubificidae, а наличие здесь *Ch. plumosus* определяло относительно высокую биомассу (локально до 25,63 г/м²). Песчаные грунты восточного района (квадрат Д-2, глубина 3,5 м) характеризовались невысоким уровнем развития зообентоса, а на участках, испытывающих подогрев (квадрат Д-3) показатели обилия возрастали, по численности доминировали Tubificidae и Nematoda, по биомассе — *Ch. plumosus* и представители сем. Naididae. Минимальные количественные показатели были характерны для центральной части водоема (участки глинистого песка).

В **1999 г.** количественные показатели зообентоса илистых грунтов северного района ($h = 9,3$ м) были на том же уровне, что и в 1998 г., доминировали

4.4. Донные группировки

Таблица 4.4.1.2. Показатели обилия донных группировок водоема-охладителя ХАЭС (1998, 1999, 2001 гг.).

Районы	Показатели	1998 г.	1999 г.	2001 г.
Северный	N	7350 ± 3250	11200 ± 8700	7521 ± 5960
	B	16,09 ± 9,55	19,71 ± 4,78	8,50 ± 3,46
Центральный	N	400	3433	633 ± 367
	B	0,01	0,91	3,10 ± 3,05
Западный	N	3100 ± 100	567	3600
	B	5,07 ± 2,94	2,15	64,96
Восточный	N	11683 ± 3883	5517	1088 ± 713
	B	85,03 ± 80,95	10,32	5,15 ± 5,10
Южный	N	26575 ± 9925	7333	8011 ± 5727
	B	14,33 ± 0,01	6,66	131,00 ± 127,54
Участок впадения р. Гнилой Рог	N	—	5900	53890 ± 26690
	B	—	5,72	770,92 ± 753,70
Подводящий канал	N	5400	5033	2613 ± 2488
	B	1,08	3,50	1,58 ± 1,56
Отводящий канал	N	500	1800	1300
	B	0,11	0,67	2,75

П р и м е ч а н и е. Здесь и в табл. 4.4.1.3: N — численность, экз/м², B — биомасса, г/м².

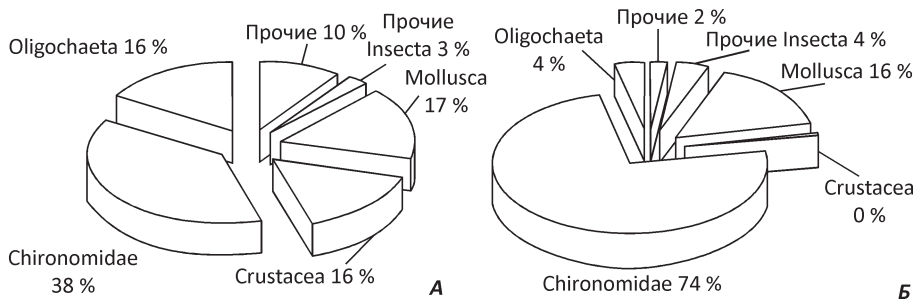


Рис. 4.4.1.5. Распределение средней численности (А) и биомассы (Б) по таксономическим группам зообентоса водоема-охладителя ХАЭС, июнь 1999 г.

те же таксоны. В целом по водоему по численности и биомассе преобладали Chironomidae (рис. 4.4.1.5).

В **2001 г.** зообентос глубоководных (7,5—10 м) илистых грунтов северного и западного районов значительного развития не достигал, лишь кое-где крупные *Ch. plumosus* определяли значительную биомассу. Количественные показатели зообентоса песчаных грунтов (восточный и южный районы) были достаточно низкими, по численности здесь в основном доминировали Nematoda и Ostracoda, по биомассе — Tubificidae, Chironomidae, Cycladidae.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Зообентос на участке впадения р. Гнилой Рог в 1999 г. характеризовался средним уровнем показателей обилия, преобладали здесь Chironomidae и Trichoptera. А в 2001 г. здесь были отмечены крупные двустворчатые моллюски, которые определили высокий уровень биомассы, в «мягком» зообентосе по биомассе доминировал *Ch. plumosus*, по численности — Tubificidae и Ostracoda. Моллюски сем. Unionidae в ВО отмечены на заиленных песках южного района (20 экз/м², 641,87 г/м²), по обилию преобладали *U. tumidus* и *U. pictorum*. На участке впадения р. Гнилой Рог зарегистрированы *Anodonta cygnea* (L.) численностью 50 экз/м² и биомассой 740,56 г/м².

Донные группировки подводющего канала значительного развития не достигали, по количественным показателям преобладали Tubificidae, Ostracoda, *Ch. plumosus* (в «мягком» зообентосе) и моллюски сем. Cykladidae (см. табл. 4.4.1.2). Здесь локально на границе бетонного откоса и дна в значительном количестве были отмечены моллюски сем. Unionidae. В 1998 г. их численность и биомасса составляла 214 экз/м² и 5412,82 г/м², в 1999 и 2001 гг. показатели обилия несколько снизились — соответственно 52 экз/м², 1205,93 г/м² и 33 экз/м², 673,62 г/м².

Биотопические условия отводящего канала в целом (высокая температура, значительная скорость течения), и в той его части, где дно укреплено щебнем, определяли наличие специфичного донного населения. Хотя зообентос здесь характеризовался (1998 и 1999 гг.) низкими показателями обилия, доминировали таксоны, обитающие только здесь (мшанки), или те, которые редко встречались на других участках водоема (*S. lacustris*, личинки Ephemeroptera).

Во второй период исследований количественные показатели зообентоса значительно выросли и существенно отличались в разных районах водоема (табл. 4.4.1.3).

В 2005 г. в донных группировках дрейссена была распространена практически по всему водоему. Есть данные, что дрейссена не развивается на участках, где илы достигают толщины 1 см (Качанова, 1963), но в охладителе ХАЭС на начальных этапах освоения водоема этот моллюск встречался на значительной глубине на илах толщиной 7—8 см.

Минимальная численность и биомасса зообентоса была отмечена в северном и центральном районах (глубина соответственно 10,0 и 8,5 м) на сильно заиленных песках и на илах с растительными остатками. Максимальные показатели обилия отмечены на глубине 3,0 м в восточном районе. В центральном районе дрейссена доминировала в зообентосе (46,8 и 92,3 % соответственно по численности и биомассе), хоть и не достигала значительных абсолютных величин. Небольшое количество моллюска зарегистрировано также в северном районе (7,6 % общей численности и 15,0 % биомассы). Покрытие дна поселениями дрейссены (в отдельных друзах и на перловицах) в западном районе составляло 10—40 %, а в южном районе — 10—20 %. Доля дрейссены в общей численности в западном, восточном и южном районах в среднем составляла 60,7 %, а в общей биомассе — 80,7 %. Особенностью летнего периода 2005 г. была высокая доля осевших велигеров в численности дрейссены — в среднем 62,4 %.

Перловицы были зарегистрированы в восточном, западном и южном районах на глубине 2,5—3,0 м. Их численность колебалась в пределах 8—43 экз/м², биомасса — 109,7—1612,0 г/м², доминировал *U. tumidus*. Другие моллюски

4.4. Донные группировки

Таблица 4.4.1.3. Показатели обилия донных группировок водоема-охладителя ХАЭС (2005—2009 гг.).

Районы	Показатели	2005 г.	2006 г.	2007 г.	2008 г.	2009 г.
Северный	N	3967 ± 617	6659 ± 1875	2083 ± 855	9026 ± 3945	7550 ± 5950
	B	11,89 ± 6,65	543,26 ± 278,89	0,62 ± 0,18	606,72 ± 301,68	1,60 ± 1,29
Центральный	N	5133	7280 ± 3474	2825 ± 1225	2000 ± 200	3600
	B	68,99	459,71 ± 451,05	154,37 ± 125,73	6,26 ± 5,40	1,11
Западный	N	69022	7833 ± 1967	12616 ± 3366	18591 ± 5587	11627 ± 4634
	B	1648,64	1298,88 ± 382,80	1774,84 ± 772,10	2474,17 ± 667,78	1769,62 ± 710,22
Восточный	N	345990	15312 ± 2730	8073 ± 2244	19717 ± 6001	9979 ± 3821
	B	6862,74	2326,02 ± 623,6	1631,85 ± 616,40	1496,73 ± 420,61	309,63 ± 113,86
Южный	N	137245	7244 ± 1418	14474 ± 9037	3600	36518 ± 20391
	B	3546,48	824,43 ± 229,21	609,93 ± 352,83	1,80	747,35 ± 405,40
Участок впадения р. Гнилой Рог	N	—	64658 ± 6385	—	21500	46200 ± 8000
	B	—	19838,35 ± 1773,92	—	6394,648	5309,09 ± 3883,16
Подводящий канал	N	—	38554 ± 14850	5450	100050 ± 11850	21400
	B	—	5253,39 ± 2362,12	1609,82	10462,62 ± 1527,28	2781,95
Отводящий канал	N	—	220700	38900	6867 ± 3056	9900
	B	—	7641,28	7263,67	9,54 ± 5,40	375,91

(сем. Cycladidae, Planorbidae, Limnaeidae и *Ferrissia* sp.) значительной роли в количественных показателях не играли.

Основными доминирующими по показателям обилия группами в зообентосе (без учета дрейссены и перловиц) были Tubificidae и Chironomidae, в меньшей мере — Ostracoda (по численности). В «мягком» зообентосе северного и центрального районов по биомассе доминировали *Ch. plumosus*, по численности — Tubificidae.

В июле 2006 г. в северном районе максимальная численность отмечена на глубине 5,5 м, а максимальная биомасса определялась наличием дрейссены, отмеченной на глубине 8,0 м. Доминирование моллюска по биомассе составляло 98,7—99,9 %, по численности — от 14,5 до 81,7 %. В центральном районе дрейссена обитала лишь на глубине 5 м (квадрат Г-2), здесь ее доминирование по численности составляло 73,9 %, по биомассе — 99,5 %.

В западном районе количественные показатели на глубине 1,5—3,0 м (11320 экз/м², 2169,60 г/м²) были выше, чем на 4,0—8,0 м (4346 экз/м², 428,17 г/м²).

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

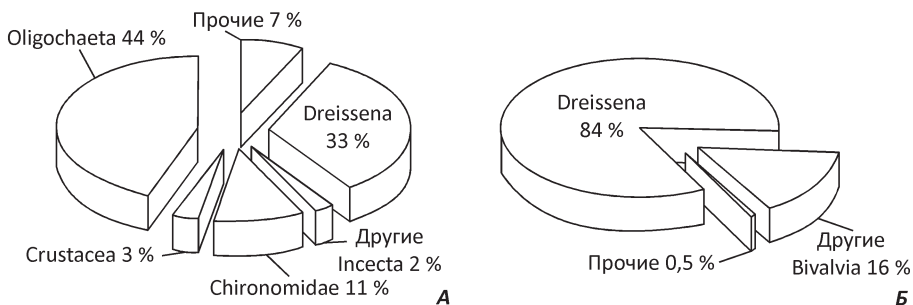


Рис. 4.4.1.6. Распределение средней численности (А) и биомассы (Б) по группам зообентоса водоема-охладителя ХАЭС, июль 2006 г.

На глубине до 3,0 м зарегистрированы моллюски сем. Unionidae с численностью в среднем 9 экз/м² и биомассой 266,00 г/м². Без учета дрейссены на глубине до 3,0 м в зообентосе преобладали Nematoda, Tubificidae, личинки хирономид и клопов, на глубине 4,0—8,0 м — Tubificidae и *Ch. plumosus*.

Значительными показателями обилия по акватории водоема выделялся восточный район. Высокие показатели обилия были зарегистрированы на глубине до 5 м, и только на глубине 7 м численность и биомасса снизилась. Как и в западном районе, на меньших глубинах (1,5—3,0 м) без учета дрейссены среди беспозвоночных преобладали Nematoda, Ostracoda, Tubificidae, личинки хирономид и клопов. На мелководных песчаных участках южного района (глубина до 0,5 м) дрейссена отсутствовала, численность (9200 экз/м²) определяли ювенильные Tubificidae, а биомассу (4,53 г/м²) — типичные обитатели песчаных грунтов — личинки хирономид *Stictochironomus histrio*. От глубины 0,7 м до 4 м, на песках разной степени заиления с нитчатыми водорослями и локально на участках, где вегетировали ВВР, дрейссена обитала в виде друз и на поверхности раковин перловиц. Показатели обилия перловиц составляли 24 экз/м² и 944,45 г/м². Глубже 4 м на слабо заиленном песке с включениями гравия дрейссена не встречалась, показатели зообентоса составляли 5425 экз/м² и 2,10 г/м².

В целом по водоему основную долю в численности составляли олигохеты и дрейссена, а в биомассе — дрейссена и двустворчатые моллюски сем. Unionidae (рис. 4.4.1.6).

В июле 2007 г. наибольшая численность беспозвоночных по водоему зарегистрирована на выходе отводящего канала и в южном районе, однако в первом случае она определялась доминированием дрейссены (78,4 %), а во втором — преобладанием олигохет. Высокой была доля дрейссены в общей численности и на участке входа в подводный канал (74,3 %), в донных группировках остальных районов — колебалась в пределах 23,9—42,0 %.

В центральном районе (квадрат Г-2) дрейссена в незначительном количестве зарегистрирована на глубине 7 м (277,60 г/м²), на более глубоководных участках района моллюск не найден, а показатели обилия определяли тубифициды и *Ch. plumosus*.

В западном районе мелководные песчаные участки, занимающие значительные площади в южной его части, характеризовались достаточно высокими

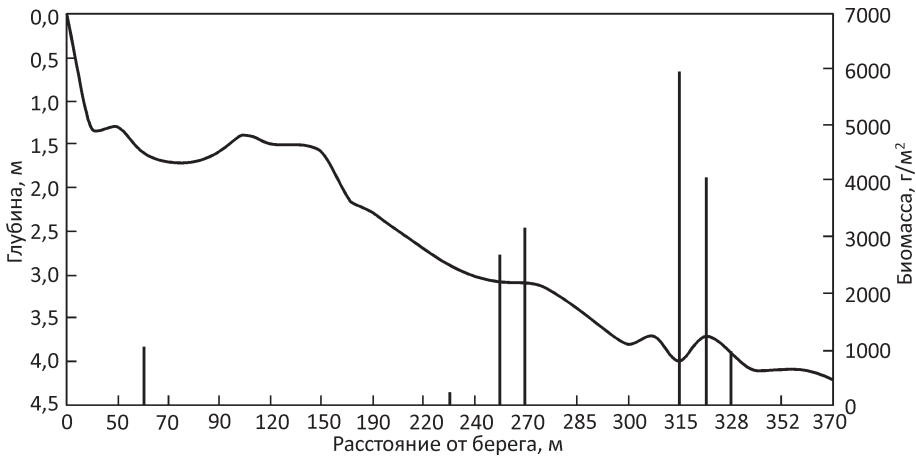


Рис. 4.4.1.7. Профиль глубин на трансекте восточного района и биомасса зообентоса (по отдельным пробам), июль 2007 г.

показателями обилия (19900 экз/м² и 26,33 г/м²), дрейссена здесь не обнаружена, доминировали ювенильные Tubificidae (38,7 % численности) и крупные личинки хирономид *S. histrio* (30,2 % численности и 87,7 % общей биомассы). На трансекте (длиной 270 м) покрытие дна друзами дрейссены было различным: от 5–7 % на глубине 1,0–1,5 м (в поясе погруженных растений (рдест, уруть)), 80 % — на глубине 3 м и до 60 % — 4 м. Биомасса дрейссены на глубине 3 м составляла 2561,70 г/м², на 4 м — 3276,79 г/м². «Мягкий» зообентос ($h = 3$ м) был достаточно беден (340 экз/м², 4,33 г/м²) при доминировании Tubificidae. На глубине 3 и 4 м в массе (соответственно 271 г/м² и 720 г/м²) вегетировали зеленые нитчатые водоросли (покрытие — до 90 % дна), дрейссена на этих участках не зарегистрирована. На глубине 5 м дно было покрыто илом с пленками водорослей, дрейссена отсутствовала. Глубоководные участки района характеризовались незначительным развитием зообентоса — на глубине 7,5 м (квадрат Б-2) отмечены только Tubificidae с достаточно низкими показателями обилия — 4800 экз/м² и 1,20 г/м².

В восточном районе было проведено обследование дна на трансекте протяженностью около 370 м. На глубине 0,5–3,0 м нитчатые водоросли вегетировали на друзах дрейссены и на грунте, их биомасса была невысокой (10–29 г/м²). На глубине 1,0–1,5 м среди зарослей рдестов и уруты (последняя с густотой до 10 растений / 0,25 м²) располагался пояс дрейссены в друзах и на перловицах, биомасса дрейссены составляла здесь 589,59 г/м², при этом наибольшее ее количество обитало на раковинах отмерших перловиц. Биомасса живых перловиц составляла 427,65 г/м² (рис. 4.4.1.7).

Биомасса дрейссены на глубине 3 м составляла в среднем 2897,25 г/м², а на 4 м — 3653,09 г/м², покрытие дна моллюском было 70 %. При этом локально ($h = 3$ м) отмечены участки без живой дрейссены, где масса ракушки достигала 7 кг/м². Показатели обилия «мягкого» зообентоса были невысокими — на глубине 3 м 1200–7400 экз/м² и 1,63–2,34 г/м², при доминирова-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

нии Naididae, ювенильных Tubificidae, Ostracoda и Chironomidae, а на глубине 4 м — 6014 экз/м² и 4,15 г/м² при доминировании ювенильных Tubificidae и Chironomidae.

В южном районе (h = 0,5—1,5 м) дрейссена встречалась в виде друз и на раковинах перловиц, на глубине 3 м около 10 % дна занимали друзы, к глубине 4 м их доля выросла до 40 %. Показатели обилия перловиц (h = 0,5—1,5 м) составили 2—7 экз/м², биомасса в среднем — 251,76 г/м². От 1,5 м до 2,0 м среди зарослей рдеста и глубже — на глубине 3 м под слоем нитчатых водорослей располагался пояс ракуши. Зообентос на глубине 3 м как на сильно заиленных участках и на участках заиленного песка с ракушей и вегетирующими нитчатыми водорослями характеризовался достаточно высокой численностью — соответственно 30769 и 71900 экз/м² при доминировании олигохет (Naididae и Tubificidae). В первом случае общую биомассу (7,24 г/м²) определяли ювенильные Tubificidae и *Procladius ferrugineus*, во втором (78,70 г/м²) — дрейссена. Участки дна на глубине 4 м (грунт — заиленный песок с растительными остатками) характеризовались крайне низким уровнем развития зообентоса, а локально здесь встречались поселения дрейссены с биомассой до 3 кг/м².

В июле 2008 г. на приплотинных участках северного района отмечена дрейссена (биомасса — 903,28 г/м²), доля покрытия дна моллюсками на глубине более 8 м составляла 15 %. Постоянное наличие здесь дрейссены можно, вероятно, объяснить близостью перифитонных поселений на плотине. Показатели обилия «мягкого» зообентоса были низкими (2985 экз/м², 0,61 г/м²), доминировали Ostracoda, Tubificidae, *Hydra* и *L. claparedeanus*.

Глубоководные участки северного (h = 9,5 м, ил с растительными остатками) и центрального (h = 8 м) районов характеризовались низкой численностью (соответственно 1200 и 2200 экз/м²), а достаточно высокую биомассу (12,40 и 11,66 г/м²) определяло наличие *Ch. plumosus*. На глубоководных участках западного района при низкой биомассе (3,11 г/м²) по показателям обилия преобладали ювенильные тубифициды, *Ch. plumosus* отсутствовал. Заиленные песчаные грунты центрального района (h = 6 м) характеризовались низким развитием зообентоса (1800 экз/м², 0,86 г/м²) при доминировании Ostracoda и *P. ferrugineus*.

На песчаных участках западного района (h = 0,2—0,5 м) зообентос был крайне беден (700 экз/м², 0,27 г/м²) и представлен в основном личинками хирономид *C. tanicus* (57,1 % общей численности, 75,3 % биомассы). Пояс дрейссены (в основном на живых перловицах) располагался на глубине 1,2—1,5 м, биомасса дрейссены была ниже, чем перловиц (соответственно 34,73 и 152,50 г/м²). Глубже (2—3 м) дрейссена обитала на раковинах отмерших перловиц, а на 4 м — в основном в друзах. Биомасса зообентоса на глубине 2 и 4 м составляла соответственно 4819,38 и 3886,64 г/м², существенно снижаясь (до 216,34 г/м²) — на глубине 3 м. По биомассе доминировала дрейссена, а без учета моллюска — личинки хирономид (в основном *L. nervosus*), на глубине 4 м — олигохеты и личинки хирономид.

В восточном районе по трансекте протяженностью 515 м от уреза до глубины 2 м доля покрытия дна друзами дрейссены была незначительной — 2—5 %, возрастая к глубине 5 м 10—60 %, и снижаясь к глубине 6 м до 40 %. Глубже 6 м встречались только отдельные друзы. Перловицы обитали на глубине

2,0 м и представлены двумя видами *Unio tumidus* и *U. pictorum* при доминировании первого по показателям обилия. По всей трансекте на глубинах от 2,0 до 6,0 м средняя биомасса была около 1,5 кг/м². Показатели обилия «мягкого» бентоса, так же как и в западном районе, были достаточно низкими, однако структура доминирования была более разнообразной — в доминирующий комплекс входили губки, пьавки, гидры, олигохеты, ракушковые раки, личинки хирономид нескольких видов.

Заиленные участки дна южного района характеризовались невысоким уровнем развития зообентоса (3600 экз/м², 1,80 г/м²).

В июне 2009 г. показатели обилия зообентоса северного района были достаточно низкими, дрейссена отмечена в незначительных количествах, доминировали Ostracoda и тубифициды — по численности, олигохеты р. *Dero*, тубифициды и дрейссена — по биомассе, доля последней составляла 14,8 %.

Отличительной особенностью этого сезона было значительное развитие нитчатых водорослей в донных группировках. В западном районе (h = 0,7—2 м) они развивались по всей толще воды при 100 % покрытии дна, создавая на поверхности сплошные маты, массой 2,6—3,3 кг/м². На мелководьях южного района от уреза на протяжении 50—70 м располагалось практически сплошное поле водорослей, как вегетирующих, так и потерявших связь с субстратом и отмирающих. Масса водорослей на глубине 0,65 м здесь составляла 4,9—13,0 кг/м² дна. При этом под слоем нитчатых водорослей отмечали отмирающих перловиц и дрейссены. Отмечены и друзы дрейссены с вегетирующими на них водорослями.

В западном районе зообентос обследовали на трансекте, протяженностью около 600 м от уреза воды до глубины 4 м. На глубине 0,5 м в небольшом количестве отмечена дрейссена в друзах (122 экз/м² 105,56 г/м²) и крупные *Unio tumidus* с прикрепившейся на их раковинах дрейссеной. Численность зообентоса составляла 28222 экз/м² при доминировании личинок хирономид (48,2 % общей численности и 89,4 % биомассы «мягкого» зообентоса составлял псаммофил *Stictochironomus histrio*). Дрейссена составляла 86,5 % общей биомассы зообентоса. На глубине 3—4 м располагалось поле дрейссены в основном в друзах (около 80 % биомассы дрейссены), показатели обилия зообентоса здесь составляли 14781 экз/м² и 3095,26 г/м² при преобладании дрейссены как по численности, так и по биомассе (соответственно 43,3 и 99,7 %). В «мягком» зообентосе доминировали Ostracoda, тубифициды и *Ch. plumosus*. Глубоководные участки западного района характеризовались невысокой численностью (2200 экз/м²) и средней биомассой (10,94 г/м²) при доминировании соответственно тубифицид (54,5 % общей численности) и *Ch. plumosus* (96,3 % общей биомассы).

В восточном районе на трансекте (протяженность 680 м от уреза до глубины 4—5 м) на мелководных участках (0—1,5 м) на слабо заиленном песке отмечено незначительное количество перловиц с друзами дрейссены на раковинах. Показатели обилия «мягкого» зообентоса (17900 экз/м², 9,67 г/м²) определяли личинки хирономид *S. histrio* (31,3 % численности, 72,3 % биомассы). На глубине 2 м доля покрытия дна дрейссеной (в друзах и на раковинах живых и отмерших перловиц) составляла 40—50 %. Биомасса зообентоса достигала 1018,56 г/м², численность 22588 экз/м², уровень биомассы определяла дрейс-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

сена (99,5 % общей), показатели обилия «мягкого» зообентоса — личинки хирономид (55,6 % численности и 61,6 % биомассы). Показатели обилия перловиц (*U. tumidus*, *U. pictorum*) составляли 2—5 экз/м² и 166,41—243,33 г/м². На 3,5—4 м глубине на сильно заиленном песке дрейссена в друзах занимала лишь 10 % субстрата, отмечено много ракуши, живых перловиц не зарегистрировано. Биомасса зообентоса составляла 288,11 г/м² при доминировании дрейссены (99,2 %), а по общей численности (15213 экз/м²) преобладали Ostracoda (58,6 %). На глубине 5 м песчаное дно было покрыто пленками водорослей, доля покрытия дна дрейссеной составляла 20 %. Показатели обилия дрейссены, сформированной в друзы, составляли 1610 экз/м², 577,85 г/м².

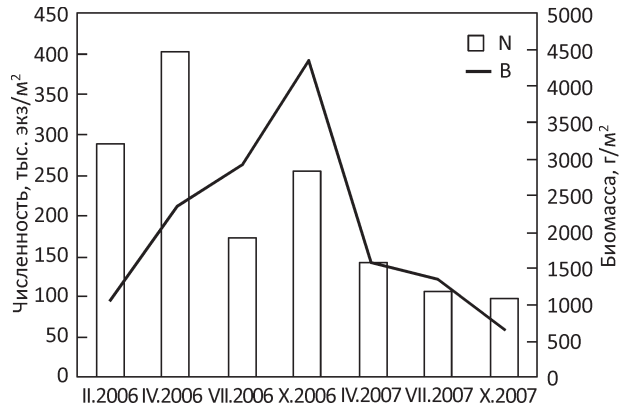
Заиленные пески южного района характеризовались достаточно высоким развитием зообентоса (19700 экз/м², 7,59 г/м²) при доминировании по показателям обилия личинок хирономид двух видов: *S. mancus* и *S. histrio*. На глубине до 1 м отмечены поселения перловиц с друзами дрейссены. Показатели обилия перловиц (*U. tumidus*) составляли 9 экз/м² и 538,42 г/м². Показатели обилия дрейссены составляли 293 экз/м², 275,88 г/м², основная ее часть (82,2 % общей биомассы) обитала на раковинах живых перловиц. В показателях обилия «мягкого» зообентоса (76500 экз/м², 15,32 г/м²) преобладали личинки хирономид *S. mancus* (42,5 % общей численности) и *S. histrio* (41,9 % общей биомассы). На локальных участках на глубине до 4 м биомасса достигала 1404,77 г/м².

На участке впадения р. Гнилой Рог в 2005—2009 гг. зообентос характеризовался стабильно высокими показателями обилия — в среднем до 19,84 кг/м² (в июне 2006 г.) при доминировании дрейссены (99,9 % общей). Однако, снижение уровня воды в водоеме на протяжении летне-осеннего периода 2007 г. стало, вероятно, причиной снижения биомассы дрейссены на этом участке — если октябре 2006 г. биомасса достигала 26,4 кг/м², то осенью в 2007 г. составляла всего 2,7 кг/м², к лету 2009 г. биомасса дрейссены возросла до 5,3 кг/м². Показатели обилия «мягкого» зообентоса на этом участке также были достаточно высокими — порядка тысяч экз/м² и десятков г/м² при доминировании тубифицид и личинок насекомых (хирономид, ручейников и поденок).

На участке входа в подводный канал в июне 2009 г. живой дрейссены обнаружено не было, хотя ранее биомасса этого моллюска здесь могла достигать 10 кг/м² (осень 2007 г.), однако здесь отмечена достаточно высокая численность зообентоса (34900 экз/м²), биомасса составила 15,66 г/м², преобладание тубифицид было значительным (90,0 % общей численности и 91,7 % биомассы). Значительных показателей обилия в 2006 г. зообентос (за счет дрейссены) достигал по всей длине подводного канала (на участке перед 1 БНС — до 9724,33 г/м² в июле, и до 7 кг/м² — по длине канала в октябре).

В 2005—2007 г. участок выхода отводящего канала характеризовался значительным развитием зообентоса: достигая численности 220700 экз/м² (за счет тубифицид) и биомассы порядка 7 кг/м². Значительное снижение общих показателей обилия летом 2008 г., вероятно связано с остановом энергоблоков и отсутствием сброса, т. е. дополнительной проточности, что могло вызвать снижение содержания кислорода и заморные явления на этом глубоководном участке. Некоторое восстановление поселений дрейссены отмечено к лету 2009 г., биомасса моллюска достигла 365,00 г/м².

Рис. 4.4.1.8. Изменения показателей обилия зообентоса в среднем по водоему-охладителю ХАЭС по сезонам 2006—2007 гг.



Полная остановка двух энергоблоков АЭС в июле 2008 г. и отсутствие течения дало возможность обследовать зообентос на щебеночном участке отводящего канала. Количественные показатели зообентоса составили 4700 экз/м² и 20,23 г/м², что значительно выше, чем ранее. При этом по численности доминировали олигохеты *Nais elinguis* (57,4 % общей), а по биомассе — вселившаяся в ВО губка *Eunapius carteri* (97,4 % общей), обитающая на гравии.

В сезонном аспекте для общей численности зообентоса выявлено ее увеличение в апреле 2006 г. (рис. 4.4.1.8), снижение — к июлю и возрастание — к октябрю. Однако эти колебания определялись различным вкладом отдельных групп: к лету отмечено возрастание доли олигохет и снижение — личинок хирономид, а осенью — увеличение роли дрейссены в общей численности. Биомасса же устойчиво возрастала от весны к осени и максимума достигала в октябре за счет дрейссены. В 2007 г. таких колебаний по сезонам не зарегистрировано, показатели обилия снижались от весны к осени.

Биомасса «мягкого» зообентоса на протяжении вегетационного сезона 2006 г. наибольшей была в апреле и июле, при этом весной определялась в основном вкладом личинок хирономид, биомасса которых снижалась к осени из-за вылета имаго (рис. 4.4.1.9).

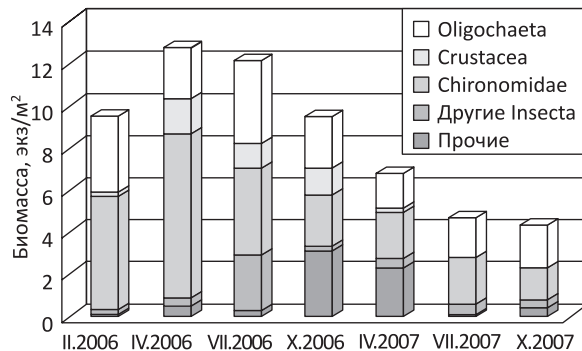


Рис. 4.4.1.9. Изменение биомассы «мягкого» зообентоса в среднем по водоему-охладителю по сезонам 2006—2007 гг.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.4.1.4. Функциональные характеристики донных группировок водоема-охладителя ХАЭС.

Районы	R, кДж/м ² -сут		P, кДж/м ² -сут	
	июнь 2006 г.	июнь 2009 г.	июнь 2006 г.	июнь 2009 г.
Северный	14,08	0,51	4,86	0,13
Западный	30,83	41,98	10,61	14,46
Центральный	12,69	0,45	4,31	0,11
Восточный	69,82	8,47	24,35	2,85
Подводящий канал	119,69	43,83	41,85	15,18
Выход отводящего канала	200,14	10,16	67,88	3,25
Южный	15,19	19,03	5,23	6,14
Мост Гнилой Рог	285,02	103,96	99,61	35,12

П р и м е ч а н и е. Для восточного района приведены данные без учета каналов, для южного — без учета участка впадения р. Гнилой Рог. Для расчета продукции двустворчатых моллюсков использовали коэффициент $K_2 = 0,26$, прочих беспозвоночных — 0,20.

Трофическая структура донных группировок охладителя была представлена тремя основными группами — фильтраторами, собирателями и хищниками. При этом в первый период исследований собиратели составляли более 50 % количества видов и численности, а наличие крупных двустворчатых моллюсков определило преобладание фильтраторов по биомассе и деструкции (от 60 до 80 %). Вселение дрейссены определило главенствующую роль фильтраторов не только в общей биомассе и деструкции, но и зачастую — в численности. При этом собиратели по-прежнему определяли видовой состав.

Продукционно-деструкционные характеристики зообентоса в целом по районам водоема были сходными (табл. 4.4.1.4), более высокий уровень этих показателей был характерен для подводящего канала и участка выхода отводящего канала, а максимальный — для участка впадения р. Гнилой Рог. К 2009 г. отмечено значительное снижение уровня продукции и деструкции во всех районах водоема-охладителя.

Данные, полученные при исследовании распределения и обилия дрейссены в летний период 2006 г., позволили сделать оценку запаса и фильтрационной активности этого моллюска в донных группировках (табл. 4.4.1.5). Наибольшие значения были характерны для восточного района, причем наибольший запас был на участке дна между глубинами 4 и 5 м, сходными показателями характеризовались западный и южный (глубина 3—4 м) и восточный (глубина 3—4 и 5—6 м) районы. Фильтрационная активность дрейссены очень существенна, потенциально за месяц донные группировки дрейссены могли дважды профильтровать объем, равный объему водоема.

При весьма значительных локальных показателях биомассы дрейссены, усредненные значения на всю занятую моллюском площадь дна районов были не столь велики: от 0,42 на мелководьях восточного района до 4669,10 г/м² — в восточном на глубине 4—5 м. Этот район отличался наибольшими значениями как запаса дрейссены, так и ее фильтрационной активности. Наибольшие

4.4. Донные группировки

Таблица 4.4.1.5. Оценка запаса и фильтрационной активности дрейссены в донных группировках, июль 2006 г.

Районы	Изобаты, м	Площадь между изобатами, м ²	Запас, т	Фильтрация, млн. м ³ /сут
Северный	6—7	297500	232,392	0,449
	7—8	221250	279,328	0,238
Всего по району	6—8		511,720	0,687
Центральный	5—6	155000	116,932	0,152
Западный	0—2	248750	322,380	0,338
	2—3	238750	270,967	0,361
	3—4	263750	995,200	1,229
	4—5	287500	235,414	0,286
	7—8	283750	1,237	0,002
	Всего по району	0—8		1825,198
Восточный	0—2	160000	0,067	0,048
	2—3	156250	107,469	0,205
	3—4	233750	845,686	1,07
	4—5	521250	2433,768	4,156
	Всего по району	0—6		4127,415
Южный*	0—2	455000	194,572	0,18
	2—3	541300	418,582	0,397
	3—4	626250	768,759	0,657
Всего по району	0—4		1381,913	1,234
Всего		5002550	7 963,178	10,350

П р и м е ч а н и е. Здесь и в табл. 4.4.1.6: * без учета участка впадения р. Гнилой Рог.

средние показатели фильтрации здесь достигали 4,380 м³/м²·сут, в других районах — 0,761 до 1,676 м³/м²·сут.

К 2009 г. отмечено значительное уменьшение площади, занимаемой дрейссеной в донных группировках (табл. 4.4.1.6), а в связи с этим — и снижение общего запаса дрейссены и уровня ее фильтрационной активности. При этом к 2009 г. запас дрейссены на глубине 3—4 м в западном и южном районах остался сходным.

Средние значения на занятую дрейссеной площадь дна районов составили от 0,475 до 1403,43 г/м² и только в западном она достигала почти 3 кг/м². Наибольшие средние показатели фильтрации достигали 3,526 м³/м²·сут в западном районе, в других районах — 0,002 до 1,881 м³/м²·сут.

В целом за два периода исследований показатели обилия снижались с увеличением глубины, в первый период снижение биомассы с глубиной было более выраженным (рис. 4.4.1.10). Во второй период наибольшей биомассой отличались глубины 2—5 м, на большой глубине высокая биомасса отмечена на участке выхода отводящего канала (на рис. обведено овалом).

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.4.1.6. Оценка запаса и фильтрационной активности дрейссены в донных группировках, июнь 2009 г.

Районы	Изобаты, м	Площадь между изобатами, м ²	Запас, т	F, млн. м ³
Северный	9—10	656250	0,312	0,001
Западный	0—2	248750	26,258	0,041
	3—4	263750	814,058	0,930
Всего по району	0—4		840,316	0,971
Восточный	0—2	160000	162,134	0,210
	3—4	233750	66,825	0,094
Всего по району	0—4		228,959	0,304
Южный *	0—2	455000	125,525	0,121
	3—4	626250	878,898	1,178
Всего по району	0—4		1004,423	1,299
В с е г о		2643750	2 074,009	2,575

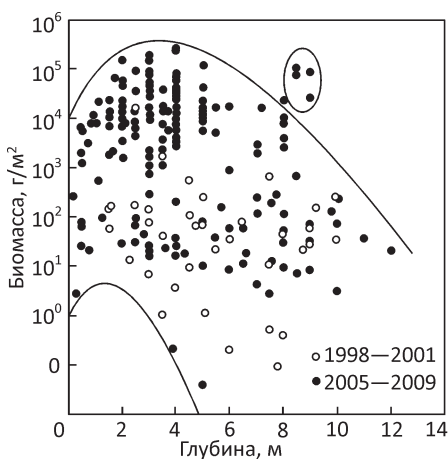


Рис. 4.4.1.10. Зависимость биомассы зообентоса водоема-охладителя ХАЭС от глубины за период исследований (2005—2009 гг.).

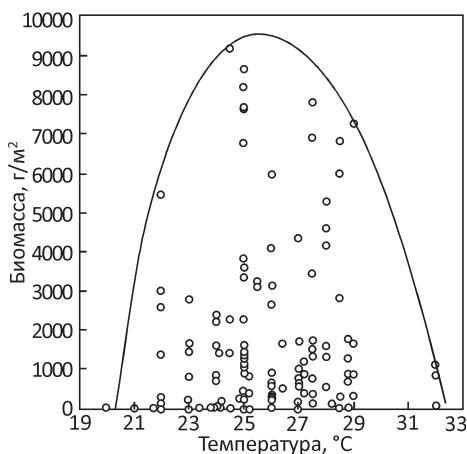


Рис. 4.4.1.11. Распределение биомассы зообентоса в градиенте температуры в водоеме-охладителе ХАЭС за период исследований

Распределение численности и биомассы зообентоса в градиенте температуры нельзя описать четкой зависимостью в связи со значительными колебаниями показателей обилия, но можно констатировать определенное увеличение биомассы при 25 °С (рис. 4.4.1.11). В рисунок не включены данные 2008 г., так как из-за останова блоков АЭС в ВО установилась гомотермия (20—21 °С) и такая ситуация не является типичной для охладителя.

На основании полученных данных можно сделать следующие заключения. Зообентос водоема-охладителя ХАЭС является одним из наиболее богатых в таксономическом отношении, общее количество таксонов (141 НОТ) достаточно значительно по сравнению с другими водоемами-охладителями. Так, зообентос ВО Южно-Украинской АЭС насчитывает 17 таксонов (Слепнев и др., 2007; Силаева, Протасов, 2010), ВО Запорожской АЭС — 11 (Калиниченко и др., 1998). Несколько большим богатством характеризовался зообентос ВО Чернобыльской АЭС как в период работы станции (29—32 таксона), а особенно после ее остановки (95 таксонов в 2002 г.) (Протасов и др., 2003, Протасов, Силаева, 2006).

В период 1998, 1999 и 2001 гг. распределение зообентоса по акватории водоема-охладителя ХАЭС было неравномерным и зависело главным образом от характера грунта, поскольку сброс подогретых вод (в летний период практически отсутствовавший) мало влиял на температурный режим придонных слоев воды. Качественный состав зообентоса был достаточно постоянным, его определяли обычные виды беспозвоночных. По встречаемости доминировали Ostracoda, Tubificidae и личинки *Ch. plumosus*. Минимальное количество НОТ зарегистрировано на сильно заиленных грунтах с большим количеством растительных остатков, максимальное — у впадения р. Гнилой Рог на щебне и на мелководьях юго-западной части на слабо заиленных песках.

Наименьшими показателями обилия характеризовались сильно заиленные пески, илы с растительными остатками, твердые пески и щебеночные участки отводящего канала. В южном и восточном районах на заиленных песках зообентос характеризовался наибольшими численностью и биомассой. На большей части дна охладителя по численности доминировали Tubificidae и Ostracoda, по биомассе — *Ch. plumosus*.

После вселения в водоем-охладитель ХАЭС дрейссена в донных группировках поселилась на случайных твердых субстратах (камни, древесина), на рыхлом грунте в виде друз и на раковинах живых и отмерших перловиц. Значительных изменений в видовом составе зообентоса не произошло, несколько увеличилось богатство представителей сем. Naididae, пиявок, личинок насекомых, среди поселений дрейссены отмечены виды-вселенцы — губка *Eunapius carteri*, брюхоногий моллюск *Ferrissia* sp., полипы *Craspedacusta sowerii*.

Средние показатели обилия относительно 1998—2001 гг. выросли: численность — в 2,9 раза, биомасса — 7,7 раза. Причем численность (без учета дрейссены и крупных перловиц) увеличилась за счет всех групп, но в большей степени — за счет олигохет и личинок насекомых (кроме хирономид). В летний период 2005 г. высокую численность в донных группировках определяли осевшие велигеры дрейссены (92,3 % общей численности дрейссены), которые в другие периоды отмечались в крайне незначительных количествах (рис. 4.4.1.12). Биомасса «мягкого» зообентоса осталась на сходном уровне — в среднем порядка 8 г/м² в оба периода исследований. Характер распределения биомассы беспозвоночных по группам в 2005 г. еще имел черты 1998—2001 гг.: по биомассе доминировали личинки хирономид (более чем 75 %), позже доля олигохет и личинок хирономид стала приблизительно одинаковой (около 38 %).

Численность моллюсков р. *Unio* в охладителе несколько снизилась от 11 (2005—2006 гг.) до 8 экз/м² (2007—2009 гг.), а биомасса возросла соответ-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

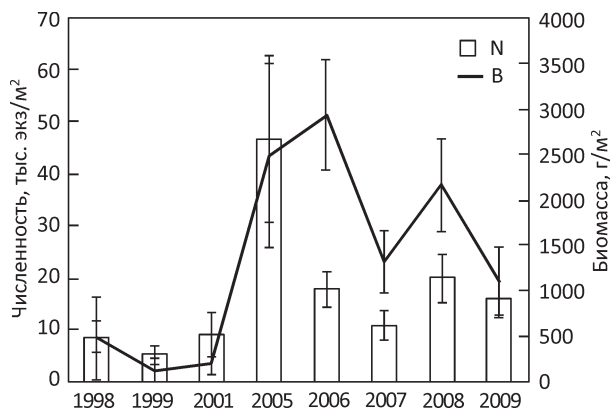


Рис. 4.4.1.12. Средние показатели численности и биомассы зообентоса водоема-охладителя ХАЭС за годы исследований

ственно от 304,10 до 367,82 г/м² (при колебаниях от 152,50 до 832,34 г/м²), что объясняется увеличением длины моллюсков, наибольшими показателями обилия характеризовался южный район.

Что касается пространственного распределения показателей обилия зообентоса, то они значительно отличались на разных участках водоема и определялись глубиной и типом грунта (рис. 4.4.1.13). В мелководных западном, восточном и южном районах охладителя на глубине 2—4 м были сосредоточены наиболее массовые поселения дрейссены донных группировок. В поясе, где обитают перловицы, дрейссена поселяется в основном на живых осочьях

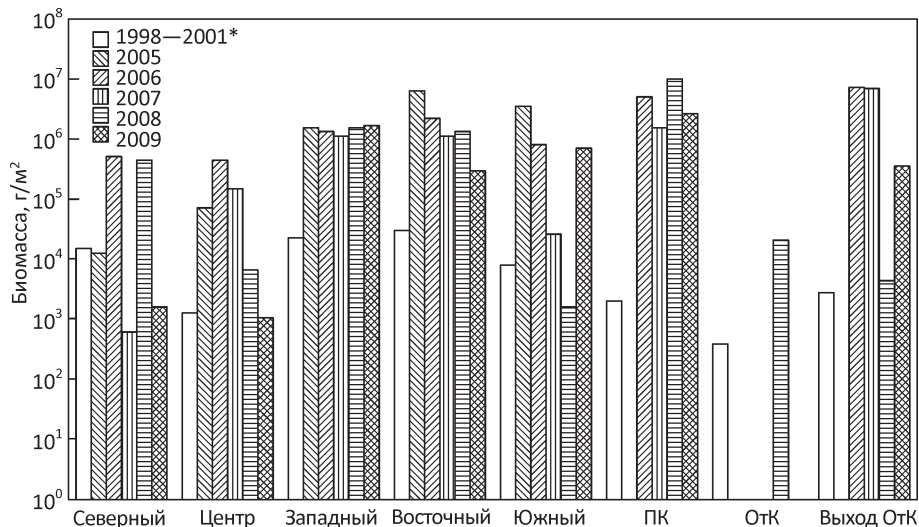


Рис. 4.4.1.13. Биомасса зообентоса в разных районах водоема-охладителя ХАЭС по годам исследований. * Представлены средние за период значения

и, в меньшей степени, в друзах, на более значительных глубинах, где живых перловиц не отмечено — в друзах и на раковинах перловиц. В западном районе наибольшая биомасса дрейссены зарегистрирована на глубинах 2 м и 4 м, резко снижаясь на 3 м. В восточном районе основная масса дрейссены обитала на глубине 2 м, а в некоторые годы и локально — на глубине 5 м. Уровень развития зообентоса в восточном (более подогреваемом) районе на начальных этапах вселения дрейссены в охладитель был выше, чем в западном и только начиная с 2007 к 2009 г. в восточном районе отмечено снижение биомассы зообентоса (в основном дрейссены).

Высокими показателями обилия на протяжении практически всего периода исследований характеризовались участки входа в подводный канал и участка выхода отводящего канала, где большая глубина нивелирует влияние температуры, а значительная скорость течения обеспечивает благоприятные условия для жизнедеятельности дрейссены.

Нахождение дрейссены на глубоководных илистых участках (8—10 м) северного и западного районов имело временный и периодический характер. В настоящее время можно констатировать общее снижение запаса дрейссены в донных группировках водоема-охладителя ХАЭС, при этом снижение обилия определяется комплексом факторов: температурой (т.к. подключение второго энергоблока в целом усилило термическую нагрузку), заилинием, развитием нитчатых водорослей в донных биотопах. В других водоемах также отмечалось снижение биомассы дрейссены после ее бурного развития. Например, в оз. Лукомском в период вспышки численности популяции после вселения, биомасса дрейссены составляла до 487 г/м², а в период стабилизации и до настоящего времени — 180 г/м² (Экосистема..., 2008). В водоеме-охладителе Южно-Украинской АЭС в середине 1980-х годов биомасса дрейссены достигала 350 г/м² (Гидробиология..., 1991), однако к концу 1990-х из-за значительно перегрева охладителя полностью исчезла (Силаева, 1998).

Существенна роль зообентоса, в первую очередь бентосной части популяции дрейссены, в водоеме ХАЭС в целом. Как показали ихтиологические исследования¹, дрейссена, наряду с так называемым «мягким» бентосом, играет важную роль в питании многих рыб, высока и роль моллюсков-фильтраторов бентоса.

4.4.2. Поселения дрейссены на раковинах перловиц в донных группировках водоема-охладителя ХАЭС

Явление поселения одних прикрепленных организмов на твердых покровах, раковинах других гидробионтов: животных (эпизоон) или растений (эпифитон), образование эпибионтных группировок, широко распространено в гидросфере (Раилкин, 2008), например, формирование эпибионтных группировок дрейссены на раковинах подвижных Unionidae (Lewandowski, 1976). Такие поселения можно рассматривать как консорцию,

¹ См. раздел 4.8 «Ихтиофауна и биомелиорация водоема-охладителя Хмельницкой АЭС» настоящей монографии.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

представляющую собой систему взаимосвязей между организмами, в которой определяющую роль играет доминирующий организм-эдификатор (Харченко, Протасов..., 1981). В водных объектах, где обитает два вида дрейссены, доминирующее положение в поселениях на перловицах занимает, как правило, *Dreissena polymorpha* (Харченко, Зорина-Сахарова, 2000, Силаева и др., 2005).

Анализ поселений дрейссены на перловицах (Unionidae) был сделан по данным исследований, проведенных на водоеме-охладителе ХАЭС в летний период 2005—2009 гг. Исследовали живых и отмерших моллюсков-перловиц с друзами дрейссены на их раковинах. Пробы отбирали с разных глубин с использованием водолазной техники. В западном районе ВО моллюсков отбирали на глубине 0,6 м, 2,0 м, 3,5—4,0 м, в восточном — на глубине 0,5 м, 0,8 м, 1,5 м, 2,0—5,0 м, в южном — на глубине 0,5—0,8 м, 1,0 м и 2,5 м.

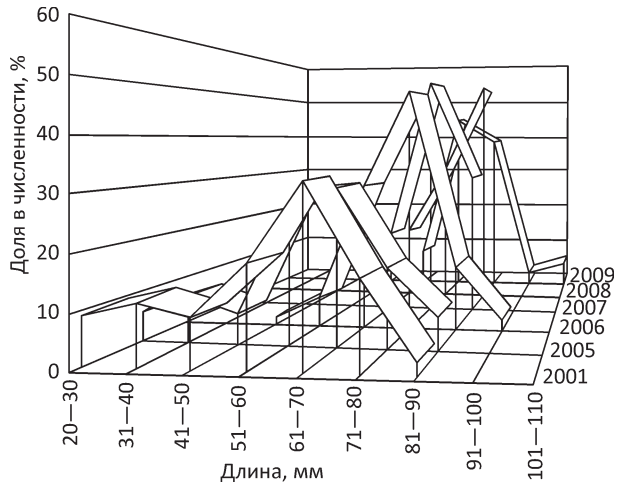
У перловиц определяли длину и массу моллюска, для дрейссены на каждой перловице — численность, биомассу и размерную структуру (по численности, размерные группы с шагом 5 мм). Для раковин перловиц рассчитывали коэффициент формы $K_v = ((L + h + d) / 3)^3 / Lhd$, где L — длина, h — высота, d — толщина (Протасов, 2004). Всего обработано 210 раковин перловиц с поселившейся на них дрейссеной, в том числе 143 экз. живых. На перловицах из западного, восточного и южного районов в 2006 и 2010 гг., определяли видовой состав беспозвоночных, обитающих в дрейссеновом поселении — видов-консортов.

После вселения дрейссены в водоем-охладитель видовое богатство перловиц было небольшим, доминирующее положение занимала *U. tumidus*, *U. pictorum* — встречалась крайне редко, анодонты в живом состоянии обнаружены не были (отмечены только раковины).

В 2005—2007 гг. перловицы, несущие поселения дрейссены, были отмечены до глубины 4 м, а в 2008—2009 гг. — только до глубины 2 м. Друзы дрейссены на живых перловицах занимали в среднем около 30 % общей площади раковины моллюска, раковины отмерших были покрыты дрейссеной почти полностью. Популяции перловиц были представлены относительно крупными моллюсками, максимальный размер живых в 2005—2007 гг. составлял 88,8 мм, а в 2008 и 2009 гг. — 116,1 мм, минимальный — соответственно 23,5 и 68,2 мм. Размеры раковин отмерших моллюсков были несколько выше: максимальный размер в 2005—2007 гг. составлял 92,5, минимальный — 25,6 мм, в 2008—2009 гг. — соответственно 75,1 и 48,5 мм. В 2005 г. размерная структура перловиц была близка к таковой, характерной для 2001 г. В дальнейшем размерный спектр сдвинулся в сторону увеличения длины (рис. 4.4.2.1). В целом разнообразие размерной структуры снижалось — с 2,53 (2001 г.) до 1,44 бит/разм. группу (2008 г.) — поскольку сократилось количество размерных групп и увеличилась степень доминирования.

Анализ морфометрических показателей раковин живых Unionidae позволил сделать вывод, что после вселения дрейссены увеличился коэффициент K_v , в основном за счет возрастания отношения L/h . То есть, после вселения дрейссены увеличилась длина особей при относительном снижении высоты раковины. Однако, это может быть и следствием аллометрического естественного роста моллюсков крупных размеров, поскольку средняя длина особи возросла.

Рис. 4.4.2.1. Размерная структура перловиц водоема-охладителя ХАЭС за годы исследований



В 2005 г. численность дрейссены эпизоона колебалась от 5 крупных особей до 1026 экз / особь *Unio* (при доминировании особей размерных групп 1—5 и 6—10), а масса — от 0,90 до 91,54 г / особь *Unio*. В этом году масса дрейссены превышала массу перловицы, на которой обитала (рис. 4.4.2.2). Максимальная масса поселений дрейссены отмечена на перловицах со средней длиной около 60 мм, а не на особях с наибольшей длиной около 80 мм (рис. 4.4.2.3).

С 2006 по 2009 г. масса дрейссены эпизоона снизилась и составляла в среднем от 38,9 % массы особи перловицы в 2009 г. до 70,2 % — в 2007 г.

Показатели обилия дрейссены на одной перловице колебались в значительной степени. Численность в среднем снижалась от 2005 к 2007 г., затем сильно увеличилась в 2008 г., вновь снизившись к 2009 г. При этом минимальная численность составляла 2—7 экз / особь, а максимальная — 93—1026 экз / особь *Unio*. Биомасса же максимальной была в 2007 г. и постепенно снижалась к 2009 г., а предельные значения составили 0,4—144,95 г / особь *Unio*.

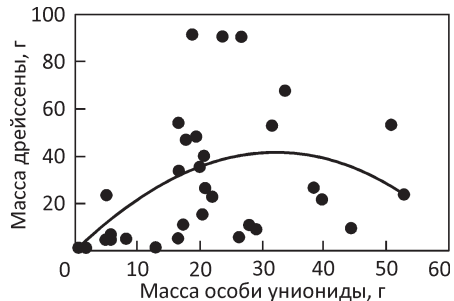
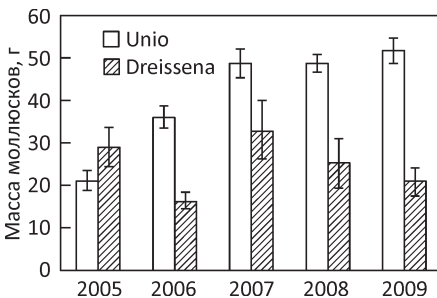


Рис. 4.4.2.2. Средняя масса дрейссены (г/особь *Unio*) и средняя масса перловиц по годам

Рис. 4.4.2.3. Зависимость массы дрейссены в эпизооне от массы особи моллюска-носителя (2005 г.)

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Количественные показатели дрейссены на раковинах отмерших унионид в 2005 г. были наибольшими и составляли в среднем 348 экз / раковину и 53,58 г / раковину (максимально до 1110 экз / раковину и 154,00 г / раковину). В дальнейшем (2006—2008) показатели обилия дрейссены снизились, численность составляла в среднем 32—110 экз / раковину и 10,17—36,40 г / раковину. Максимальные значения численности увеличились относительно 2006, 2007 гг. и в 2008, 2009 гг. составили соответственно 835 и 587 экз / раковину, а максимальная биомасса составила 296,07 г / раковину, это значение наибольшее за весь период исследований. Таким образом, динамика эпизона и перифитона на неживых субстратах (раковинах) различалась.

В эпибентных группировках дрейссены была зарегистрирована в шести размерных группах — от 1—5 мм до 26—30 мм. В 2005 г. по численности на живых перловицах доминировала размерная группа 6—10 мм, наибольшее количество особей этой группы зарегистрировано в восточном районе. В 2006 г. на живых перловицах западного района доминировала группа 11—15 мм, южного — 1—5 и 16—20 мм, а на раковинах — в западном — 11—15, в восточном — 11—15 и 16—20 мм. В 2008 г. как на живых перловицах, так и на раковинах, в западном районе доминировали моллюски размерной группы 1—5 мм и 6—10 мм. В 2009 г. на живых перловицах восточного района доминировала группа 11—15 и 16—20 мм, южного — 6—10, 11—15 и 16—20 мм, западного — 6—10 и 11—15 мм. На раковинах перловиц в восточном районе — 6—10 и 11—15 мм, в западном районе — 11—15 и 16—20 мм. В южном районе отмерших перловиц обнаружено не было.

Важно отметить, что в 2005 г. и в 2009 г. была отмечена дрейссена крупных размерных групп именно на живых перловицах. В 2005 г. отмечена размерная группа 26—30 мм, в 2009 г. — 31—35 (западный, восточный и южный районы) и 36—40 мм (южный район, $h = 1$ м). В целом размерный состав дрейссены на живых перловицах и на отмерших раковинах был сходным (рис. 4.4.2.4).

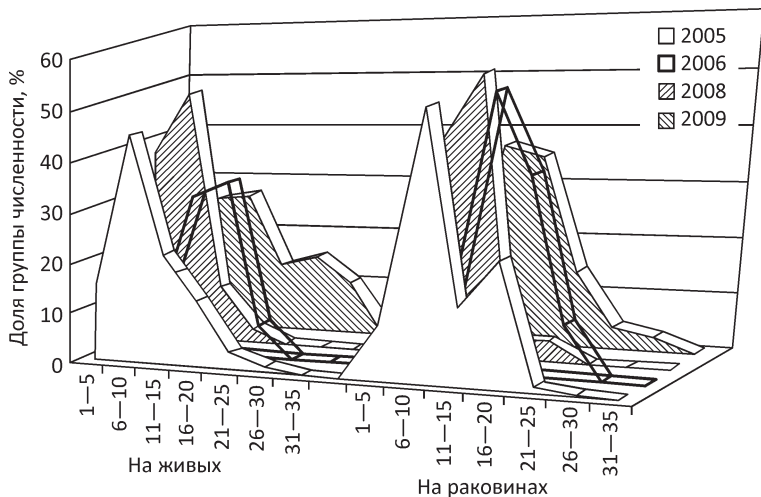


Рис. 4.4.2.4. Размерный состав дрейссены на живых перловицах и раковинах

Друзы дрейссены на перловицах, также как и на других субстратах, представляют собой пространственно сложный микробиотоп, населенный различными беспозвоночными. В южном районе (2006 г.) в друзах на *Unio* отмечено 11 видов беспозвоночных — пять видов наидид, три — личинок хирономид, личинки ручейников и Ceratopogonidae, и брюхоногий моллюск *Ferrissia* sp. Практически 100 % встречаемостью характеризовались *Limnochironomus nervosus* и *Ecnomus tenellus*. Количество НОТ беспозвоночных в отдельной дружес дрейссены на одной особи перловицы было невысоким — 2—5. Выявлена незначительная отрицательная зависимость численности беспозвоночных-консортов и численности дрейссены (коэффициент корреляции $-0,45$). При этом, при численности дрейссены 20—40 экз. численность беспозвоночных возрастала, затем — снижалась. По данным, полученным на оз. Лукомском (Каратаев и др., 1983) для дрейссенных поселений на перловицах была характерна несколько иная картина — количество беспозвоночных в друзах с численностью дрейссены до 80 экз. возрастало, а затем стабилизировалось.

Из-за отсутствия в водоеме-охладителе ХАЭС ракообразных отр. Amphipoda, которые преобладают в дрейссенных поселениях, например, водохранилищ днепровского каскада (Харченко, Зорина-Сахарова, 2000, Силаева и др., 2005), население друз на отдельных перловицах не имело высокого обилия.

В 2010 г. отмечено увеличение таксономического богатства видов-консортов в друзах на перловицах до 23 видов. Как и ранее 100 % встречаемостью характеризовались *L. nervosus* и *E. tenellus*. Значительно увеличилось показатели обилия консортов — до сотен экз / особь. По численности доминировали личинки хирономид и *E. tenellus* и олигохеты.

Как указывается в литературе (Каратаев и др., 1983), в друзах дрейссены обитают специфические виды беспозвоночных, отсутствующие в окружающем грунте. Однако по нашим данным (Силаева и др., 2006) в охладителе бентос, население дрейссенных друз на перловицах и на других субстратах характеризуются достаточно сходным видовым составом (по индексу Серенсена в 2008 г. 78 % значений матрицы сходства были выше 0,50).

Важным вопросом во взаимоотношениях видов-фильтраторов в одной консорции является оценка влияния поселения дрейссены на моллюска-носителя. Снижение размера, длины раковины Unionidae, можно принимать в качестве показателя негативного влияния. По нашим данным, вывод о снижении размеров перловиц в присутствии дрейссены сделать нельзя, так как за период исследований средняя длина Unionidae в популяциях возросла.

Оценить, влияет ли негативно поселение дрейссены на перловиц можно, в частности, по изменению размерно-весовых характеристик последних. Характер зависимости длина — масса Unionidae за весь период исследований близок к приведенным в литературе, полученным в естественных условиях (Алимов, 1981). Таким образом, по изменению морфометрических показателей нельзя сделать вывод о постоянном негативном влиянии поселений дрейссены на живых крупных бентосных моллюсков в охладителе ХАЭС.

По данным исследований дрейссенных поселений в Мазурских озерах (Польша), даже при биомассе дрейссены, во много раз превышающей такую перловиц, отрицательного влияния на рост последних отмечено не было (Lewandowski, 1976). В условиях каналов на юге Украины встречались перло-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

вицы с обрастанием дрейссены биомассой до 200—250 г (Ляшенко, Харченко, 1988). На основании исследований дрейссеновых поселений на перловицах Киевского водохранилища был сделан вывод, что стабильность комплекса Unionidae + *Dreissena* сохраняется, если масса эпизоона не превышает массу перловицы (Харченко, Зорина-Сахарова, 2000).

После подключения второго блока ХАЭС и вселения дрейссены в охладитель отмечено некоторое сокращение популяций перловиц, особенно анодонт, несколько сократились показатели обилия двух видов р. *Unio*. В первые годы после вселения дрейссены масса ее на живых перловицах была в 1,5 раза выше, чем масса носителя, в дальнейшем это соотношение снизилось до 0,5—0,7. Интенсивное заселение дрейссеной живых перловиц в начальный период инвазии привело, вероятно, к гибели моллюсков-носителей вследствие ограничения их подвижности и затруднения фильтрации, но снижение к 2009 г. массы дрейссены в поселениях может свидетельствовать об определенной стабилизации процессов при совместном обитании двух видов моллюсков-фильтраторов. Негативного влияния поселений дрейссены на перловиц ни по морфометрическим показателям, ни по соотношению «масса — длина» живых перловиц не выявлено. Анализ размерного состава дрейссены, поселившейся на перловицах, свидетельствует о многолетнем характере обрастания, что указывает на длительное существование консортивных сообществ.

4.5. ПЕРИФИТОН

В водоемах-охладителях сообщества перифитона играют особую роль. В них, как правило, существует значительное количество различных техногенных твердых субстратов, на которых развиваются организмы с достаточно высокими показателями обилия (Гидробиология..., 1991, Протасов, 1994; Протасов и др., 2000). В техно-экосистеме ХАЭС наиболее важными для развития перифитона являются следующие биотопы: бетонная облицовка плотины (площадь субстратов около 200000 м², каменная облицовка дамбы на участке впадения р. Гнилой Рог (площадь субстратов около 20000 м²), а также откосы подводящего канала (площадь субстратов более 90000 м²). Откосы отводящего канала облицованы заиленным щебнем и как элемент перифитали в системе на втором этапе исследования не рассматривался. Наиболее важным с точки зрения биопомех биотопом является подводящий канал, поскольку обрастание в нем оказывает непосредственное воздействие на их формирование.

4.5.1. Общая характеристика перифитона водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Исследования перифитона в рамках комплексных гидробиологических исследований проводили в период работы одного энергоблока в 1998, 1999, 2001 гг., в период работы двух энергоблоков — 2005—2010 гг. Визуальные подводные оценки распределения организмов перифитона, проведены в июне и августе 2005 г., в апреле, июле, октябре 2006 г., в июле и октябре 2007 г. и в июле и сентябре 2008 г., июле 2009 и сентябре 2010 г. Всего

проведено 14 водолазных обследований на плотине, 15 — в подводящем канале. На откосах плотины и подводящего канала от уреза прокладывали трансекты протяженностью около 30 м. Проведены (летом 2007 г.) исследования состава и обилия зооперифитона на воздушно-водных растениях (ВВР). Для исследования динамики формирования сообществ перифитона в подводящем канале на специальном стенде выставляли экспериментальные субстраты (ЭС) — пластины из нержавеющей стали размером 26 × 80 мм. Пластины экспонировали от нескольких недель до года на глубинах 2, 4 и 6 м.

Общий список таксонов зооперифитона по данным исследований в 1998—2001, 2005—2008 гг., а также на экспериментальных субстратах в 2007—2008 гг. насчитывал 125 НОТ (табл. 4.5.1.1). Наибольшим богатством характеризовались олигохеты и личинки хирономид (соответственно 29 и 40 НОТ, идентифицированные в основном до вида). Количество групп было достаточно большим — 19. В первый период в перифитоне отмечено 69 НОТ, во второй — 95, большее богатство определялось тем, что исследования проводили не только летом, но и в другие сезоны, а из 34 НОТ, отмеченных в эпифитоне, два были встречены только на высших растениях. Общими для первого и второго периодов исследований были 43 НОТ. На экспериментальных субстратах было отмечено 39 НОТ. В целом сходство списков было небольшим, всего 15 НОТ были отмечены во всех четырех.

Таблица 4.5.1.1. Таксономический состав беспозвоночных перифитона водоема-охладителя ХАЭС.

№	Таксоны	Водоем-охладитель		На ЭС	На ВВР
		1998—2001 гг.	2005—2008 гг.	2007—2008 гг.	2007 г.
Spongia					
1	<i>Spongilla lacustris</i> L.	+	+	+	
2	<i>Eunapius carteri</i> (Bowerbank)		+	+	+
Hydrozoa					
3	<i>Hydra</i> sp.	+	+	+	+
4	<i>Craspedacusta sowerbii</i> Lankester		+	+	
Turbellaria					
5	<i>Planaria torva</i> Schulz.		+		
6	Nematoda sp.	+	+	+	+
Oligochaeta					
7	<i>Aelosoma</i> sp.	+			
8	<i>Chaetogaster</i> sp.		+	+	+
9	<i>Pristina aequisetula</i> Bourne	+	+		
10	<i>P. longiseta</i> Ehrenberg		+		+
11	<i>Stylaria lacustris</i> (L.)	+	+	+	+
12	<i>Vejdovskiiella comata</i> (Vejdovsky)		+		
13	<i>Dero</i> sp.		+		+
14	<i>Nais</i> sp.	+	+	+	
15	<i>N. pseudobtusa</i> Piguet	+	+	+	+
16	<i>N. barbata</i> O.F.M.	+	+	+	+
17	<i>N. elinguis</i> O.F.M.		+	+	+

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Продолжение табл. 4.5.1.1.

№	Таксоны	Водоем-охладитель		На ЭС	На ВВП
		1998— 2001 гг.	2005— 2008 гг.	2007— 2008 гг.	2007 г.
Oligochaeta					
18	<i>N. variabilis</i> Piguet				+
19	<i>N. pardalis</i> Piguet		+	+	
20	<i>N. bretscheri</i> Michaelsen		+	+	
21	<i>N. communis</i> Piguet	+	+	+	+
22	<i>Uncinaiis uncinata</i> (Oersted)		+		
23	<i>Ophidonais serpentina</i> O.F.M.		+		
24	Tubificidae sp. juv.	+	+		
25	Tubificidae sp. juv. с волосными щетинками		+		+
26	<i>Aulodrilus limnobius</i> Bretscher		+		
27	<i>Limnodrilus</i> sp.		+		
28	<i>L. claparedeanus</i> Ratzel		+		
29	<i>L. hoffmeisteri</i> Claparede		+		
30	<i>Tubifex newaensis</i> (Michaelsen)		+		
31	<i>Potamotrix hammoniensis</i> (Michaelsen)		+		
32	Lumbriculidae sp.		+		
33	<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F.M.)		+		
34	<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparede		+		
35	<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny)	+			
Hirudinea					
36	<i>Glossiphonia</i> sp.		+		+
37	<i>G. heteroclita</i> (L.)		+		
38	<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)	+	+		
39	<i>Erpobdella</i> sp.	+	+		
40	<i>E. octoculata</i> (L.)	+			
41	<i>E. lineata</i> (O.F.M.)	+			
Crustacea					
Cladocera					
42	<i>Sida crystallina</i> O.F. Müller	+			
43	<i>Chydorus sphaericus</i> O.F. Müller	+			
44	<i>A. rectangula</i> Sars	+			
45	Harpacticoida gen. sp.	+			
46	Ostracoda gen. sp.	+	+	+	+
Isopoda					
47	<i>Asellus aquaticus</i> L.	+	+		
Insecta					
Odonata					
48	Odonata sp.	+			
49	<i>Ischnura elegans</i> (van der Linden)		+		
50	Lepidoptera sp.	+			
Neuroptera					
51	<i>Sisyra fuscata</i> Fabricius	+			
52	<i>Osmylus</i> sp.		+		

Продолжение табл. 4.5.1.1.

№	Таксоны	Водоем-охладитель		На ЭС	На ВВП
		1998— 2001 гг.	2005— 2008 гг.	2007— 2008 гг.	2007 г.
Ephemeroptera					
53	<i>Caenis</i> sp.	+	+		
54	<i>C. robusta</i> Eaton		+		+
55	<i>C. lactea</i> (Burmeister)		+	+	
56	<i>C. horaria</i> (L.)		+	+	+
57	<i>Baetis</i> sp.		+		
58	<i>B. rhodani</i> Pictet	+			
Coleoptera					
59	Dityscidae sp.	+			
60	Hemiptera juv.	+			
61	<i>Micronecta</i> sp.	+	+		
Trichoptera					
62	<i>Agraylea multipunctata</i> Curtis		+		+
63	<i>Orthotrichia tetensii</i> Kolbe		+	+	+
64	<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur)	+	+	+	+
65	<i>Cynurus flavidus</i> McLachlan		+		
66	<i>Leptocerus tineiformis</i> Curtis		+		
67	<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis)		+		
Chironomidae					
68	Tanipodinae sp.	+			
69	<i>Procladius ferrugineus</i> Kieff.	+	+	+	
70	<i>P. gr. choreus</i> Mg.	+	+	+	
71	<i>Ablabesmyia</i> sp.	+			
72	<i>A. gr. monilis</i> L.	+	+	+	
73	<i>Cricotopus gr. silvestris</i> Fabr.	+	+	+	+
74	<i>C. gr. algarum</i> Kieff.	+	+	+	
75	<i>C. latidentatus</i> Tshern.	+			
76	<i>Psectrocladius dilatatus</i> Wulp	+			
77	<i>Eukiefferiella</i> sp.			+	
78	<i>Corinoneura</i> sp.	+			
79	<i>C. celeripes</i> Winn				+
80	<i>Tanytarsus gregarius</i> Kieff.	+	+	+	+
81	<i>Cladotanytarsus mancus</i> Walker	+	+	+	
82	<i>Paratanytarsus lauterborni</i> Kieff.	+	+	+	+
83	<i>Rheotanytarsus exiguus</i> Johannsen	+	+	+	+
84	<i>Cryptochironomus</i> sp.		+		
85	<i>Cryptochironomus defectus</i> Kieff.	+	+		
86	<i>Leptochironomus tener</i> (Kieff.)	+	+		
87	<i>Parachironomus pararostratus</i> Harnisch	+	+	+	+
88	<i>P. vitiosus</i> Goetghebuer		+		
89	<i>Lipiniella arenicola</i> Schilova	+			

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Окончание табл. 4.5.1.1.

№	Таксоны	Водоем-охладитель		На ЭС	На BBP
		1998— 2001 гг.	2005— 2008 гг.	2007— 2008 гг.	2007 г.
Chironomidae					
90	<i>Psectrocladius psilopterus</i> Kieff.	+	+	+	
91	<i>Glyptotendipes gripecoveni</i> Kieff.	+	+	+	+
92	<i>G. glaucus</i> (Mg.)	+			
93	<i>Endochironomus</i> sp.	+	+		
94	<i>E. albipennis</i> Mg.	+	+		
95	<i>E. tendens</i> Fabricius	+			
96	<i>Limnochironomus nervosus</i> Staeg.	+	+	+	+
97	<i>L. tritonus</i> Kieff.	+	+	+	
98	<i>Chironomus plumosus</i> L.		+		+
99	<i>Ch. tentans</i> Fabr.		+		
100	<i>Polypedilum</i> sp.				+
101	<i>P. gr. nubeculosum</i> Mg.	+	+		
102	<i>P. gr. convictum</i> Walker	+	+	+	
103	<i>P. gr. bicrenatum</i> Kieff.		+		
104	<i>Pentapedilum gr. exectum</i> Kieff.	+			+
105	<i>Microtendipes chloris</i> Mg.	+	+		
106	Heleidae (Ceratopogonidae) sp.	+	+		
107	Palpomyiinae sp.		+		
108	Simuliidae sp.	+			
Mollusca					
109	<i>Bithynia tentaculata</i> (L.)	+	+		
110	<i>Physa fontinalis</i> (L.)	+	+		
111	<i>Theodoxus euxinus</i> Montfort		+		
112	<i>Ancylus fluviatilis</i> (O.F.M.)		+		
113	<i>Acroloxis lacustris</i> (L.)	+	+		
114	<i>Lymnaea</i> sp.	+	+		+
115	<i>L. ovata</i> (Draparnaud)		+		
116	<i>L. auricularia</i> (L.)		+		
117	<i>L. stagnalis</i> (L.)	+			
118	<i>L. intermedia</i> (Lamarck)		+		
119	<i>Planorbarius corneus</i> (L.)		+		
120	<i>Anisus spirorbis</i> (L.)		+		
121	<i>Planorbella</i> sp.		+		
122	<i>Ferrissia</i> sp.		+	+	+
123	<i>Dreissena polymorpha</i> Pall.		+	+	+
Bryozoa					
124	<i>Plumatella emarginata</i> Allman	+		+	
125	<i>Plumatella casmiana</i> Oka			+	
	Всего	69	95	39	34

Проведенные обследования гидросооружений (плотины, подводящего и отводящего каналов), а также мелководий юго-западного района в водоеме-охладителе ХАЭС в период работы одного энергоблока, в 1998 г. показали отсутствие значительного животного обрастания на твердых субстратах, практически полное отсутствие макроформ. Только на дамбе на участке впадения р. Гнилой Рог были отмечены брюхоногие моллюски, а в отводящем канале колонии губки. В некоторых биотопах было отмечено довольно значительное обилие нитчатых водорослей. На плотине пояс нитчатых водорослей *Cladophora* sp. достигал ширины 4,5 м по бетонному откосу, биомасса водорослей на глубине 0,1—0,3 м составляла $1189,0 \pm 439,8$ г/м². В подводящем канале ширина пояса *Cladophora* sp. была намного меньше (0,8 м), а биомасса — сходной $1228,4 \pm 302,5$ г/м². В отводящем канале на участке, облицованном бетоном, пояс другой нитчатой водоросли *Ulotrix* sp. также был нешироким — около 0,5 м от уреза воды с достаточно высокой биомассой водорослей — $1418 \pm 622,5$ г/м². На участке, облицованном щебнем, выраженный пояс нитчатых водорослей отсутствовал, а биомасса *Ulotrix* sp. была ниже — около 140 г/м². Довольно значительное водорослевое обрастание создавало разнообразные микробиотопы для развития подвижных животных перифитона.

Показатели численности зооперифитона по водоему колебались в пределах — от 93 (глубина 2—3 м) до 129000 экз/м² (глубина 0,4—0,5 м), а в отводящем канале (глубина 0,1 м) численность была чрезвычайно высокой за счет скопления здесь *Chydorus sphaericus* — 4,28 млн. экз/м². Практически на всех исследованных участках была хорошо выражена тенденция снижения численности беспозвоночных с глубиной. На основании расчетов мер сходства состава, оценки показателей обилия, были выделены сообщества перифитона (табл. 4.5.1.2).

По данным исследований в июне 1999 г. общая картина распределения группировок перифитона мало изменилась относительно предыдущего года. На каменном укреплении дамбы на участке впадения р. Гнилой Рог, на плотине, в подводящем и отводящем каналах биомасса нитчатых водорослей из-

Таблица 4.5.1.2. Сообщества зооперифитона в водоеме-охладителе ХАЭС и их структурно-функциональные показатели, 1998 г.

Сообщества		Локализация	N, тыс. экз/м ²	B, г/м ²	R, кДж/м ² ·ч
I	<i>Nais</i> sp. + Chironomidae	Пл, ПК	74,6 ± 49,2	25,12 ± 20,3	0,251 ± 0,18
II	<i>Cricotopus silvestris</i> , <i>Limnochironomus tritonus</i> , <i>Glyptotendipes gripecoveni</i>	Пл, ПК	5,7 ± 3,91	5,431 ± 3,96	0,043 ± 0,03
III	<i>Spongilla lacustris</i> + <i>G. gripecoveni</i>	ОтК,	1,2 ± 0,37	151,80 ± 106,26	0,453 ± 0,303
IV	<i>Chydorus sphaericus</i>	ОтК	4602,2	41,55	1,249
V	<i>Lymnaea stagnalis</i> + <i>C. silvestris</i>	Д	5,8	217,87	0,411
VI	Cladocera sp. + <i>G. gripecoveni</i>	ВВР	22,1	3,96	0,052

Примечание. Пл — плотина, ПК — подводящий канал, ОтК — отводящий канал, Д — дамба на участке впадения р. Гнилой Рог, ВВР — высшие водные растения, южный и западный районы.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

менялась от 820,0 до 2220,0 г/м². На участке впадения р. Гнилой Рог биомасса нитчатых водорослей составляла 1843,33 ± 378,90 г/м² при ширине пояса до 1,5 м. На плотине на глубине от 0,15 до 0,50 м средняя биомасса водорослей составляла 1593,33 ± 546,08 г/м². На глубине 1 м она была немного выше — 2220,0 ± 262,1 г/м². В конце пояса водорослей на глубине 2 м отмечалось снижение средней биомассы кладофоры до 820,00 ± 91,92 г/м².

В подводящем канале средняя биомасса нитчатых водорослей р. *Cladophora* при ширине полосы всего 0,10—0,25 м составляла 1893,33 ± 82,78 г/м².

На участке отводящего канала, облицованного щебнем, по обоим берегам отмечена полоса открепившихся от субстрата плавающих водорослей шириной 2 м, средняя биомасса которых составляла 401,93 ± 156,37 г/м². Плавающие маты были представлены зелеными нитчатыми водорослями родов *Cladophora* и *Oedogonium* и синезелеными водорослями р. *Oscillatoria*. Запас водорослей метафитона, рассчитанный с учетом средней биомассы и площади плавающих матов водорослей в канале, составил 894,0—2030,0 кг.

В подводящем канале на глубине 0,2 м в поясе зеленых нитчатых водорослей животные перифитона были представлены 21 НОТ, наибольшим богатством отличались хирономиды (6 видов), олигохеты (3 вида), брюхоногие моллюски (3 вида). Средняя численность зооперифитона составляла 46310 экз/м² при доминировании *C. silvestris* (28 % общей численности), биомасса — 27,76 г/м² при доминировании *Bithynia tentaculata*.

На глубине 2,0 м зооперифитон был представлен 11 видами. Средняя численность животных составляла 22400 экз/м², биомасса — 4,64 г/м². Основу численности составляли *Cricotopus silvestris* (25 %) и *Cyclopoida* sp. (27 %), по биомассе доминировали личинки клопов (76 %).

В отводящем канале на участке, облицованном бетоном, на глубине 0,5 м зооперифитон был представлен 11 видами. Наиболее разнообразно были представлены *Oligochaeta* и личинки *Chironomidae*. Суммарная численность организмов составляла 74933 экз/м², при доминировании *Cyclopoida* sp. — 87 %. Биомасса зооперифитона составляла 2,71 г/м², основную долю составляли *C. silvestris* (39 %), *Cyclopoida* sp. (24,6 %) и *Hirudinea* (17 %). На глубине 2 м зооперифитон был представлен 14 видами и характеризовался наибольшим разнообразием хирономид (35,7 % общего количества видов), олигохет и кладоцер (по 14,3 %). Суммарная численность организмов составляла 93143 экз/м². Суммарная биомасса составляла 4,98 г/м². По биомассе доминировали *Chironomidae* (67,7 %).

На участке отводящего канала, облицованного щебнем, на глубине 1,8—2,0 м было отмечено 14 НОТ организмов зооперифитона. Численность зооперифитона была 5797 экз/м², суммарная биомасса составляла 383,36 г/м² при высоко доминировании *Spongilla lacustris* — 99,6 %. На глубине 3,0 м видовое богатство зооперифитона было ниже — 7 видов, *Oligochaeta* и *Cladocera* составляли по 29 %. Показатели обилия были — численность 34118 экз/м², биомасса — 94,11 г/м² (доминант *Plumatella emarginata* — 96 % общей). Таким образом, на бетонном участке основу зооперифитона составляли мелкие подвижные формы, численность зооперифитона здесь была в 3,3 раза выше, чем на участке канала, облицованного щебнем. Однако, средняя биомасса (за счет макроформ) была на 2 порядка выше на щебневом участке.

Таблица 4.5.1.3. Биоценозы зооперифитона в водоеме-охладителе ХАЭС и их структурно-функциональные показатели (лето 1999 г.).

Сообщества		Локализация	N, тыс. экз/м ²	B, г/м ²	R, кДж/м ² ·ч
I	<i>Cricotopus silvestris</i> + <i>Bithynia tentaculata</i>	ПК	34,36	16,20	0,210
II	<i>Cyclopoida</i> sp. + <i>Cricotopus silvestris</i>	ОТК	84,04	3,84	0,123
III	<i>Cyclopoida</i> sp. + <i>Spongilla lacustris</i>	ОТК	20,00	238,74	1,34
IV	<i>Stylaria lacustris</i> + <i>Nais</i> sp. + <i>Cricotopus silvestris</i>	ПЛ	200,60	45,03	0,94
V	<i>Stylaria lacustris</i> + <i>Limnochironomus nervosus</i> + <i>Ecnomus tenellus</i>	Д	28,25	7,84	0,14

На западном участке плотины на глубине 0,5 м зооперифитон был представлен 19 НОТ (31,6 % — хирономид и 15,8 % — олигохет). Суммарная численность зооперифитона на этой станции составляла 223125 экз/м², суммарная биомасса — 60,83 г/м². На глубине 2,0 м зооперифитон был представлен 14 НОТ. Суммарная численность организмов зооперифитона составляла 178067 экз/м² (37 % — циклопов и 21 % — кладоцер), биомасса — 29,23 г/м² (доминант хирономиды — 64,5 %, в основном, представленные *C. silvestris*). На плотине с увеличением глубины отмечено снижение таксономического богатства зооперифитона, незначительное уменьшение суммарной численности и снижение суммарной биомассы почти в 2 раза.

На дамбе на участке впадения в водоем-охладитель р. Гнилой Рог на глубине 0,3 м зооперифитон был представлен 13 НОТ. Суммарная численность составляла 28246 экз/м² (по численности доминировали олигохеты — 39 % и хирономиды — 26 %, представленные, в основном *Limnochironomus nervosus*). Суммарная биомасса зооперифитона составляла 7,84 г/м² (по биомассе доминировали ручейники — 47 % и олигохеты — 31 %).

С учетом доминирования по показателям обилия и, учитывая особенности биотопов по летним данным 1999 г., в зооперифитоне водоема-охладителя ХАЭС были выделены 5 биоценозов (табл. 4.5.1.3). Как видно из табл. 4.5.1.3 только в одном сообществе в качестве доминанта выступала прикрепленная форма (губка).

Используя данные по биомассе макроводорослей и беспозвоночных в летний период 1999 г. и площадей, заселенных фито- и зооперифитоном в различных биотопах, был рассчитан запас водорослей и животных перифитона в водоеме-охладителе. На плотине запас водорослей составил 15 (по минимальным) и до 29 тонн (по максимальным оценкам). В целом по водоему запас макроводорослей перифитона составил около 60 тонн. В отводящем канале запас водорослей составлял около 22 т. Запас животных перифитона в автотрофно-гетеротрофной зоне (зона нитчаток) составлял 1,2 т и был выше, чем в гетеротрофной (нитчатые водоросли отсутствовали) — 0,6 т.

В августе 2001 г. были проведены исследования распределения и состава организмов перифитона на бетонной облицовке плотины. От уреза воды вглубь по бетону распространялся пояс зеленых нитчатых водорослей *Cladophora* sp.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

В приуездной части биомасса их составляла 1633 г/м², к глубине 1 м она снижалась до 845 г/м². При средней биомассе в этом поясе 239 г/м², общий запас нитчатых водорослей на плотине составлял около 8,4 т. Всего в этом биотопе отмечено 34 НОТ беспозвоночных. Наибольшим количеством видов представлены личинки хирономид — 13, малощетинковые черви были представлены 5 видами, остальные 10 групп гидробионтов — по одному НОТ.

В зооперифитоне в приуездной части было отмечено 16 НОТ беспозвоночных из 9 групп: личинок хирономид 5 видов и форм, олигохет — 3, пиявок — 2, ракообразных — 3, а также брюхоногие моллюски, клещи, клопы.

На глубине 4 м общее видовое богатство изменилось — отмечено 16 НОТ. Также как и на меньших глубинах преобладали по количеству видов и форм личинки хирономид — 8 НОТ. Преобладали личинки хирономид (*Limnochironomus nervosus*, *Glyptotendipes gripecoveni*, *Polypedilum convictum*) и по обилию. Общая численность беспозвоночных снизилась относительно меньших глубин в 12—29 раз, биомасса — в 19—100 раз. Безусловно, более высокое развитие перифитона на малых глубинах было связано с вегетированием здесь нитчатых водорослей. Выявленного доминирования среди организмов зооперифитона не было отмечено, показатели выравненности были от 0,62 до 0,75, при этом показатели таксономического разнообразия были относительно невысокими — 2,406—2,965 бит/экз. На глубине 6 м перифитон был крайне беден качественно: отмечены единичные личинки хирономид двух видов, ракушковые раки. Здесь обнаружены также крупные двустворчатые моллюски *Unio tumidus* и *U. pictorum*, типичные обитатели рыхлых грунтов, их перемещение на бетонный откос трудно объяснить. В подводном канале эти моллюски в значительном количестве отмечались на границе бетонной облицовки и дна.

Следует отметить находку массивных колоний мшанки *Plumatella fungosa* на затопленном понтоне вблизи причала на участке входа в подводный канал. Биомасса мшанки составляла более 1 кг/м². В других биотопах крупных колоний мшанки отмечено не было.

Таким образом, в период работы одного энергоблока ХАЭС сообщества перифитона включали нитчатые водоросли, на малой глубине (несколько более 1 м), а также подвижных мелких беспозвоночных, биомасса которых была порядка граммов — десятков граммов на м², локально были отмечены массивные колонии мшанки и губки.

Ввод в эксплуатацию 2 энергоблока в 2004 г., связанное с этим повышение температуры воды, постоянный подогрев в летний период, а также спонтанное вселение дрейссены в водоем, существенно изменили не только состав перифитона, показатели обилия, но и габитуальные характеристики сообществ. Очень существенные биологические помехи именно от формирования дрейссенного обрастания в системах циркуляционного и технического водоснабжения были отмечены на ХАЭС в 2004 году.

Визуальные обследования различных субстратов в водоеме-охладителе, проведенные в период эксплуатации двух блоков и вселения дрейссены, начиная с 2005 г. показали, что распределение и пространственная структура зооперифитона в этот период были достаточно сложными. По данным визуальной оценки на плотине и в подводном канале установлено распределение поясов нитчатых водорослей, отмершей дрейссены (со скоплениями раковин

живых моллюсков среди них) и пояса с разной плотностью покрытия субстрата поселениями дрейссены. Необходимо отметить, что визуальная оценка практически полного отсутствия дрейссены среди створок отмерших моллюсков не подтверждалась при разборке отобранных проб. В этой зоне могли встречаться одиночные друзы, особи дрейссены, достигая довольно большого обилия.

В июне 2005 г. в подводящем канале было выделено 6 поясов распределения перифитона (откос левого берега). До глубины около 4 м распространялся пояс нитчатых зеленых водорослей в виде плотного мата, прикрепленные непосредственно к субстрату водоросли отмечены до глубины около 1,3 м, живая дрейссена по визуальной оценке отсутствовала. Ширина этой зоны по откосу составляла около 2 м. Вторая, глубинная часть пояса имела более сложную структуру. Толстый мат зеленых нитчатых водорослей располагался на сплошном поселении дрейссены, большая ее часть (но не вся!) была погибшей. Протяженность этого «субпояса» составляла около 8 м до глубины 4 м. Глубже пояса нитчаток располагался пояс дрейссены с 80—100 % покрытием субстрата друзами. Такое покрытие сохранялось на протяжении 6—8 м по откосу до глубины около 6 м. Глубже, до самого дна покрытие дрейссеной в виде отдельных прикрепленных к бетону друз составляло около 60 %. На вертикальной бетонной поверхности опор моста в канале описанная выше зональность не отмечена. Здесь почти от самого дна до глубины 1,3—1,5 м от поверхности воды зафиксировано обрастание дрейссеной в виде агрегатов друз со 100 % покрытием субстрата. Это распределение было характерно для вертикальных поверхностей как освещенной, так и затененной сторон опоры.

Также были проведены наблюдения и оценка состава и распределения макроформ обрастания на плотине в средней ее части и участок дна, расположенный вблизи бетонного откоса. Протяженность трансекты по бетонному откосу плотины составляла 30 м до глубины около 8 м. Картина распределения поясов оказалась достаточно сложной. Пояс зеленых нитчатых водорослей (*Cladophora* sp.) со 100 % покрытием от уреза воды до глубины около 0,3 м сменялся поясом нитчаток с мелкой дрейссеной — шириной не более 2 м до глубины 0,6 м. Глубже, неширокий пояс со 100 % покрытием дрейссеной находился между глубиной 1,9—2,5 м, зеленые нитчатые водоросли здесь практически не встречались. На глубине около 3,0—3,5 м (от 9 до 12 м по длине трансекты) было отмечено скопление нитчатых водорослей (*Ulothrix* sp.), под которым находилась дрейссена, практически полностью покрывающая бетонный субстрат (около 80 %). Далее по трансекте нитчатые водоросли уже не встречались, покрытие субстрата дрейссеной постепенно снижалось от 80 % (глубина около 4 м), до 50 % — на 5—6 м и до 15 % — вблизи дна. На дне (слабо заиленный песок) покрытие дрейссеной в виде друз составляло около 10 %.

В августе 2005 г. было проведено подводное обследование подводящего канала. Зона отмершей дрейссены расширилась до глубины 4 м, здесь встречались лишь немногочисленные живые особи. От глубины 4 м доля покрытия субстрата поселениями дрейссены составляла около 90 % и только на 5—6 м — достигала 100 %.

В апреле 2006 г. на плотине в приурезной части была отмечена зона диатомовых водорослей до глубины 0,25 м, зона сплошного покрытия дрейссеной была широкой — от глубины 2 м и до 6 м.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

В июле 2006 г. для распределения перифитона на откосе плотины было характерно резкое снижение обилия дрейссены в зоне около глубины 3 м. В канале на левом откосе той же южной экспозиции (относительно солнечного освещения), что и на плотине также отмечено снижение доли покрытия на глубине около 2 м, но на противоположном откосе (правый берег) такого явления отмечено не было. Начиная с июля 2006 г. на плотине от глубины 1,5 м до 3—4 м во все периоды исследований отмечался пояс отмершей дрейссены — раковины с редким присутствием живых особей. Довольно резко за этим поясом начинался пояс поселений дрейссены со 100 % покрытием, который не распространялся, однако, глубже 6 м. Глубже 6 м доля покрытия субстрата дрейссеной от 2005 г. к 2007 г. снизилась от 70 до 15 %.

Существование такого постоянного пояса деградировавшего поселения дрейссены на глубине около 3 м на плотине, по нашему мнению, можно объяснить воздействием гидродинамического фактора. От уреза воды и до глубины около 1 м под действием волн (а в зимний период при сильных морозах и воздействии льда) происходит периодический срыв водорослей и прикрепившихся моллюсков и бетонный субстрат освобождается для поселений молодежи. Весь биогенный материал смещается на большую глубину, где образуется подушка ракуши, которая не только мало пригодна для новых поселений, но, кроме того, значительно нарушается при волновом воздействии, хотя уже и не транспортируется на большую глубину. Таким образом, формируется биотоп, практически непригодный для формирования устойчивых поселений дрейссены. В подводющем канале, где отсутствует волновое воздействие такого постоянного пояса отмечено не было.

В осенний период 2005 г. в подводющем канале была произведена механическая очистка откосов от поселений дрейссены. Но уже в июле 2006 г. поселения дрейссены отмечались от глубины 0,3 м (10 %) до глубины 1,5 м — при 80 % покрытии субстрата. Следует отметить, что на более освещенном левом откосе канала от глубины 1,5 до 2,3 м сохранялся пояс отмершей дрейссены. На правом, более затененном откосе такой зоны отмечено не было, поселения дрейссены распространялись от глубины 0,9 м до дна. Поселения со 100 % покрытием отмечались на глубине 6—8 м. Вертикальная поверхность быка, также как и год назад, была полностью покрыта друзами дрейссены. Следует отметить, что эти поселения имели определенную динамику, часть из них отрывалась от вертикальной поверхности и, очевидно, достаточно быстро заменялись новыми. Под вертикальной стенкой наблюдались скопления опавших друз высотой около полуметра.

В октябре 2007 г. на плотине от поверхности до глубины 1,5 м и на глубине 4—6 м отмечены 100 % поселения дрейссены, а от глубины 1,5 м до 4 м — сохранялся пояс раковин дрейссены. Уровень водоема был ниже обычного на 40—50 см, в этих условиях пояс дрейссены был отмечен и выше уровня воды, в зоне заплеска.

В июле 2008 г., при остановке обоих энергоблоков и отсутствии подогретых сбросов, для перифитона на плотине было характерно значительное распространение нитчатых водорослей, почти до глубины 5 м, а также сужение зоны отмершей дрейссены (глубина 1—2 м). Зона полного покрытия субстрата поселениями дрейссены была расположена на глубине от 2 до 5 м.

В подводющем канале распределение перифитона различалось на двух откосах. Зона полного покрытия субстрата дрейссеной на левом откосе началась от глубины 4 м, на правом — от 3 м и распространялась практически до дна канала. Существенные изменения в составе и структуре перифитона произошли на вертикальных поверхностях опоры моста в канале. Поселения дрейссены в виде друз сохранились только в нижней части, на расстоянии 1,0—1,5 м от дна канала, вернее — от поверхности скопления друз, обвалившихся с опор (около 1 м над дном). Выше, от глубины 5 м общий габитус поселений определяли колонии губки *Eunapius carteri*. Колонии этого очень редкого в водоемах Украины вида (Трылис и др., 2009) на 50—90 % покрывали субстрат, молодая дрейссена в виде небольших пятен покрывала бетон не более, чем на 40 %. Следует отметить, что на откосах канала и плотины губка практически не встречалась. По данным водолазов АЭС губки в первой половине лета развивались на гидросооружениях насосных станций на глубине до 12 м (судя по подводным фотографиям, это были колонии *Spongilla lacustris*). Также довольно большие их колонии были отмечены на камнях в южном районе. В июле 2008 г. покрытие губкой вертикального бетонного субстрата в канале достигало 90 %. Молодь дрейссены заполняла только отдельные участки свободного субстрата, на глубине около 3 м соотношение губки и молодежи дрейссены было почти равным.

В июле 2008 г. в подводющем канале было сделано наблюдение, связанное с отмиранием дрейссены. На глубине около 7 м в углублении между откосом и скоплением опавших с опоры моста друз была отмечена полоса шириной около 30 см и длиной в несколько метров. В этой полосе отмечена погибшая дрейссена, покрытая белым плотным сетчатообразным налетом (вероятно гифы грибов). Установить, произошло ли поселение грибов после отмирания моллюсков, либо дрейссена погибла под их влиянием, не удалось. Впоследствии при следующем водолазном обследовании в сентябре 2008 г. такого явления отмечено не было.

В **сентябре 2008 г.** обследования проводили только в подводющем канале. Существенных изменений структуры поселений отмечено не было. Зона 100 % покрытия субстрата дрейссеной распространялась от глубины 3 м до самого дна. Поселения дрейссены представляли собой довольно сильно заиленные друзы на рыхлой подложке из раковин. На вертикальной поверхности опоры моста колонии губок, которые покрывали до 60 % субстрата, уже находились на стадии отмирания. Поселения дрейссены в виде друз сохранились только на глубине более 5,5 м. На остальной поверхности дрейссена не играла существенной роли. На откосах, среди дрейссенных поселений губка встречалась очень редко — одна маленькая колония на несколько м².

В конце **июня — начале июля 2009 г.** исследования перифитона проводили на бетонных откосах плотины и подводющего канала. Обследованы также каменная отсыпка на участке впадения р. Гнилой Рог, бетонный и щебеночный участки отводящего канала. Подводное обследование откоса правого берега подводющего канала позволило выделить 6 поясов. От уреза и до глубины 0,3 м по откосу отмечен пояс водорослевого обрастания *Cladophora fracta* со 100 % покрытием субстрата. Водорослевый мат занимал толщу воды и образовывал скопления в виде подушек на поверхности. Нитчатки прикреплялись

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

непосредственно к бетону до глубины 0,3 м. Ширина водорослевого мата по зеркалу воды составила 0,4—0,5 м. В этом поясе биомасса нитчатых водорослей составила в среднем 291,26 г/м². Далее до глубины 2 м следовал пояс шириной 5,9 м, покрытие бетонного откоса водорослями составляло 10 %. Поселения имели вид отдельных кустиков, в поясе отмечены одиночные особи дрейссены. От глубины 2 м до 4 м роль эдификатора принадлежала зеленой водоросли из порядка *Cladophorales* — *Chaetomorpha henningsii*. Этот вид впервые обнаружен в водоеме-охладителе и ранее в регионе отмечен не был. На глубине 2—4 м биомасса дрейссены была очень низкой, не превышала 24,2 г/м². Невысокая биомасса связана с тем, что осенью 2008 г. откосы канала очищали от моллюсков. На глубине 5 м обрастание нитчатками снижалось до 20 %, отмечена дрейссена (покрытие субстрата моллюсками достигало 40 %).

В 2010 г. обследование канала и плотины было проведено в сентябре. В подводящем канале на откосе на глубине около 1 м впервые были отмечены колонии губки *Eunapius*. Они выглядели как островки размером до 10—15 см среди зарослей кладофоры. На двухметровой глубине зеленые нитчатки с покрытием около 40 % располагались на слое ракуши, с небольшим количеством живых особей дрейссены. Далее, на 3-метровой глубине общий габитус обрастания определяло 100 % покрытие субстрата кладофорой. Еще на метр глубже субстрат был покрыт друзами дрейссены (50 %) и ракушей. Глубже располагался пояс полного покрытия бетонного субстрата друзами дрейссены (слой до 5—6 см), все более заиленных при увеличении глубины. На вертикальной бетонной поверхности опоры моста были отмечены колонии губок с покрытием от 40 до 60 %. Дрейссена встречалась единично.

На плотине общая картина распределения перифитона оставалась достаточно стабильной относительно предыдущих периодов исследования. Пояс кладофоры на глубине 2 м становился более разреженным (20 % покрытия) по сравнению с таковым на глубине 1 м. Затем, на глубине 3 м, как и раньше, располагался пояс ракуши и, начиная с глубины 4 м отмечен пояс друз дрейссены (50—100 % покрытия), достаточно сильно заиленных, начиная с глубины 5 м.

Водолазные обследования основных биотопов перифитона показали особенности распределения и динамики обрастания. В отличие от периода работы одного энергоблока, существенную роль стали играть макроформы, в первую очередь дрейссена.

В отводящем канале подводные обследования не проводили. Здесь на малой глубине наблюдалась смена фонового водорослевого обрастания по сезонам: диатомовые — в холодное время года, зеленые — в начале лета, синезеленые нитчатые — при наибольших температурах. Последние образовывали широкий пояс (1,5 м) вдоль берега.

В южном районе, на участке впадения р. Гнилой Рог в водоем, где крупнокаменная отсыпка укрепляет дамбу до глубины 1,5—2 м, на камнях, почти от уреза воды, сразу за небольшим поясом зеленых нитчатых водорослей наблюдались поселения дрейссены, практически полностью покрывающие субстрат (90—100 %). Этот характер поселений сохранялся во все сезоны исследований. Таким образом, общий габитус и пространственная структура сообществ перифитона в разных биотопах были неоднородными.

Основными факторами, определяющими как состав, так и обилие организмов зооперифитона являются температура, глубина, а также гетерогенность биотопа, связанная с характером поселений макроформ — нитчатых водорослей и дрейссены. Термические условия обитания организмов зооперифитона изменялись как по сезонам, так в пространстве водоема. Общее количество НОТ минимальным было в зимний период. В феврале на всех станциях исследования отмечено до 17 видов, в июле — до 30. Изменения видового богатства по сезонам были связаны с температурой, зависимость эта не была прямолинейной. В апреле наибольшее количество видов отмечено при 17 °С, в июле — при 23, а в октябре — при 27 °С. При высоких температурах таксономическое богатство снижалось (4—6 НОТ при 37 °С). Наибольшее количество НОТ было отмечено в средней части диапазона температур (рис. 4.5.1.1). Глубина в целом не оказывала существенного влияния на изменение видового богатства, однако наибольшее количество видов было отмечено в приурезной зоне, здесь, очевидно, определяющим было присутствие высокогетерогенных, богатых пищей биотопов, связанных с поселениями нитчатых водорослей.

Таксономическое богатство связано не только с температурой и сезоном года, но и с развитием эдифицирующих форм, в частности с обилием дрейссены. Здесь также нет прямой зависимости — наибольшее количество НОТ было отмечено при биомассе дрейссены около 6—7 кг/м² (рис. 4.5.1.2). В приурезной зоне, на малой глубине, где биомасса дрейссены мала, на богатство состава и обилие прочих организмов оказывают влияние поселения нитчатых водорослей.

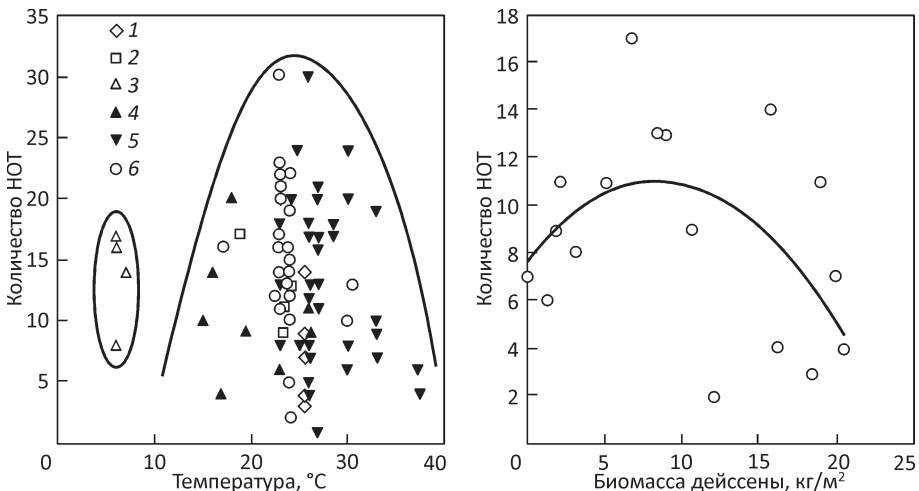


Рис. 4.5.1.1. Количество НОТ зооперифитона в различных зонах термического градиента в водоеме-охладителе ХАЭС: 1 — июнь 2005 г., 2 — август 2005 г., 3 — февраль 2006 г., 4 — апрель 2006 г., 5 — июль 2006 г., 6 — октябрь 2006 г.

Рис. 4.5.1.2. Зависимость количества НОТ от биомассы дрейссены в перифитоне (по данным 2005 г.)

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

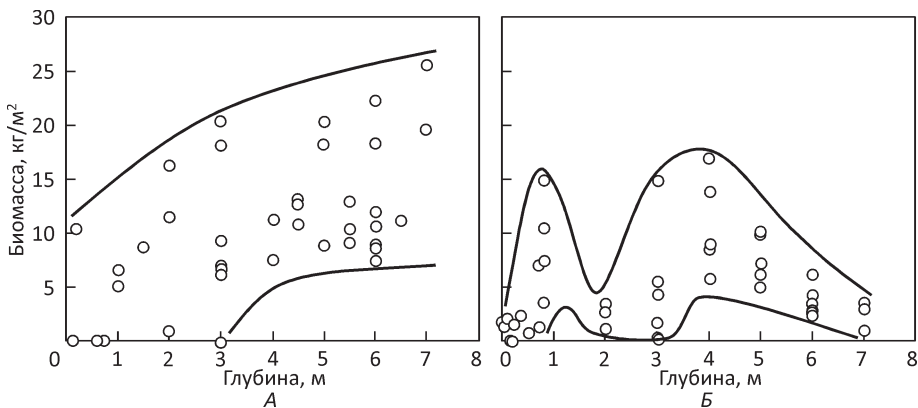


Рис. 4.5.1.3. Изменение биомассы дрейссены в подводящем канале (А) и на плотине (Б) в зависимости от глубины (по данным 2005—2006 гг.)

В силу особенностей условий обитания, обилие наиболее значимого вида в зооперифитоне — дрейссены в двух биотопах, распределение ее биомассы по глубине в подводящем канале и на плотине достаточно существенно различалось. В первом биомасса дрейссены возрастала до глубины 3 м достаточно быстро, затем несколько стабилизировалась, хотя и при значительном варьировании показателей (рис. 4.5.1.3, А). На плотине зависимость распределения биомассы дрейссены от глубины была более сложной. Биомасса возрастала до глубины 1 м, а затем снижалась к 2-метровой глубине. От 3 до 6 м глубины биомасса дрейссены в поселениях возрастала до 17 кг/м² и биомасса резко снижалась с глубины 4 м, а на глубине 7 м — не превышала 4 кг/м² (рис. 4.5.1.3, Б).

В южном районе, на камнях биомасса зооперифитона, также в основном за счет дрейссены достигала 10—15 кг/м². Доля других беспозвоночных в сообществах дрейссены была крайне малой: десятые и сотые доли процента от общей биомассы.

Таким образом, на плотине и в подводящем канале характер распределения биомассы дрейссены по глубине был различным. Оказалось, что по данным отобранных проб минимум биомассы был на несколько меньшей глубине, чем это наблюдали при подводном визуальном обследовании — около 2 м. Однако, как следует из полученных данных, и на глубине 3 м в некоторых случаях биомасса была практически равна нулю.

Из макроформ перифитона существенную роль играли зеленые нитчатые водоросли. В подводящем канале в июне 2005 г. они, как было отмечено выше, распространялись до глубины около 4 м, биомасса их на глубине 0,6—1,5 м колебалась от 2,3 до 3,0 кг/м², средняя биомасса составила $2644,0 \pm 288,7$ г/м². При минимальной оценке биомассы нитчаток 2355 г/м² и с учетом постепенного снижения их обилия с глубиной можно предположить что средняя биомасса нитчатых водорослей (в основном *Cladophora glomerata*) составляла в канале около 2 кг/м², а запас может быть оценен в 45 т на весь подводящий канал. Из

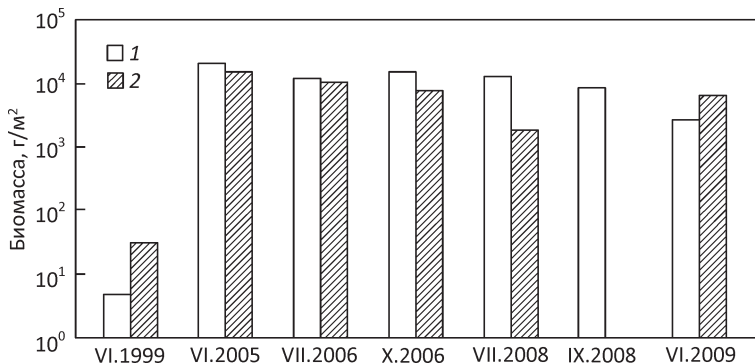


Рис. 4.5.1.4. Динамика биомассы зооперифитона в подводящем канале (1) и на плотине (2). Представлены средние показатели на глубине 4—6 м

этих наблюдений, можно сделать заключение, что обилие нитчатых водорослей, по сравнению с периодом работы одного энергоблока значительно возросло. Увеличение прозрачности за счет фильтрационной активности дрейссены привело не только к более глубокому проникновению водорослей, но и к более интенсивному их развитию. Кроме широко распространенных водорослей, в перифитоне были отмечены редкие виды, причем они также достигали значительного развития. Водорослевой мат *Chaetomorpha henningsii* на глубине 2—4 м в подводящем канале достигал толщины 20 см и имел вид темно-зеленых косм. На глубине 2 м биомасса этой водоросли составляла 1945 г/м², на глубине 3 м — 1728, снижаясь до 307 г/м² на глубине 4 м. Обилие эпифитов было очень незначительное, так, что практически всю биомассу создавала хетоморфа.

Если в период работы одного энергоблока биомасса беспозвоночных была порядка единиц и десятков г/м², то после вселения дрейссены она возросла на 3 порядка (рис. 4.5.1.4) и была более 10 кг/м². Однако следует отметить вполне выраженную тенденцию снижения биомассы зооперифитона (95—98 % составляла дрейссена) от 2005 к 2009 г. Если на глубине 4—5 м в 2005 г. биомасса была 14,1 кг/м² (плотина), и почти 20 кг/м² (19,7 кг/м², подводящий канал), то в 2009 г. биомасса снизилась до 2—6 кг/м².

Таблица 4.5.1.4. Показатели обилия зооперифитона, деструкция и фильтрационная активность дрейссены в разных биотопах, июнь 2005 г.

Биотоп, глубина	N	B	R	P	F
Подводящий канал, h = 3 м	64550	46,91	13,81	1,04	0,243
Подводящий канал, h = 5 м	96200	19751,39	1324,81	158,40	23,361
Плотина, h = 3 м	41000	10476,38	668,23	79,90	11,783
Плотина, h = 6 м	79333	17838,74	1196,5	129,80	21,099

П р и м е ч а н и е. N — численность экз/м², B — биомасса, г/м², R — потребление кислорода мг O₂/м²·ч, P — продукция, кДж/м²·сут (для расчета продукции использовали коэффициент K₂ = 0,26); F — фильтрация, м³/м²·сут.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

В соответствии с увеличением обилия существенно возросли по сравнению с периодом работы одного энергоблока и функциональные показатели зооперифитона, основу которого составляла дрейссена (табл. 4.5.1.4).

Дрейссена стала мощным биологическим фактором формирования среды обитания для других организмов. Что касается показателей численности, то дрейссена не всегда доминировала в сообществах (табл. 4.5.1.5).

Бетонная облицовка как плотины, так и подводющего канала, представляет собой достаточно однородный биотоп. Поэтому можно провести некоторую оценку запаса и общей фильтрационной активности дрейссены в этих биотопах на основании подробного исследования на отдельных трансектах (табл. 4.5.1.6, 4.5.1.7). При проведении расчетов использованы данные по

Таблица 4.5.1.5. Показатели обилия и состав доминантов в перифитоне (июль 2006 г.).

Биотоп	Глубина, м	N, экз/м ²	Доминант по численности *	V, г/м ²	Доминант по биомассе *
ПК	0,15—0,6	84317	<i>Nais barbata</i> (34,6) <i>D. polymorpha</i> (30,6)	622,3	<i>D. polymorpha</i> (98,3)
ПК	4,5—6,0	117890	<i>D. polymorpha</i> (50,8) велигеры <i>D. polymorpha</i> (38,7)	11396,1	<i>D. polymorpha</i> (98,3)
Пл	0,2—0,6	424836	<i>D. polymorpha</i> (27,2) <i>C. silvestris</i> (15,2)	4697,6	<i>D. polymorpha</i> (98,4)
Пл	3,0—6,0	49946	<i>D. polymorpha</i> (96,0)	10187,9	<i>D. polymorpha</i> (99,9)

П р и м е ч а н и е: ПК — подводящий канал, Пл — плотина. * В скобках указан процент доминирования; V — биомасса зооперифитона; N — численность зооперифитона.

Таблица 4.5.1.6. Запас и фильтрация дрейссены в перифитоне в подводющем канале, июль 2006 г.

№ пояса	Средняя глубина пояса, м	Ширина пояса, м	V _н , г/м ²	Запас, кг	F, м ³ /м ² ·ч	F _с , м ³ /сут
1	0,12	0,8	—	—	—	—
2	0,57	2,2	2423,7	5,33	0,14	6,23
3	1,20	2,0	5595,2	11,19	0,34	13,74
4	1,87	2,7	8246,2	22,26	0,51	27,67
5	2,27	0,3	9474,1	2,84	0,59	3,54
6	2,60	2,0	10287,6	20,58	0,64	25,69
7	3,10	5,0	11176,0	55,88	0,69	69,90
8	5,15	6,0	10486,1	62,92	0,66	78,60
9	6,00	2,0	8156,9	16,31	0,51	20,27
Сумма на площадь всей трансекты шириной 1 м				197,32		245,7

П р и м е ч а н и е. Здесь и в табл. 4.5.1.7: показатели указаны с учетом процента покрытия дрейссеной субстрата. V_н — биомасса дрейссены на средней глубине пояса. Запас — масса дрейссены в поясе на трансекте шириной 1 м. F — фильтрация дрейссены для средней глубины пояса. F_с — фильтрация на площадь участка пояса при ширине трансекты 1 метр.

Таблица 4.5.1.7. Запас и фильтрация дрейссены в перифитоне на плотине, июль 2006 г.

№ пояса	Средняя глубина пояса, м	Ширина пояса, м	V_n , г/м ²	Запас, кг	F, м ³ /м ² ·час	F_c , м ³ /сут
1	0,05	0,3	—	—	—	—
2	0,75	3,7	2888,4	10,69	0,17	12,66
3	1,35	2,0	4830,3	9,66	0,29	11,79
4	2,60	9,0	7615,7	68,54	0,47	85,00
5	5,00	7,5	8189,4	61,42	0,51	76,32
6	6,25	2,0	6001,5	12,00	0,37	14,78
7	6,75	1,5	4649,5	6,97	0,28	8,50
8	7,50	4,0	2110,6	8,44	0,12	9,73
Сумма на площадь всей трансекты шириной 1 м				177,73		218,78

структуре поясного распределения перифитона и усредненные значения показателей обилия для каждого выделенного пояса.

Запас дрейссены рассчитывали, исходя из биомассы моллюска на средней глубине пояса с учетом процента покрытия субстрата и ширины пояса. В основу расчетов средней биомассы на каждой глубине (средней глубине каждого пояса) были положены данные по определению биомассы дрейссены в отобранных пробах.

В подводющем канале было выделено 9 поясов, ширина которых варьировала от 0,3 до 6,0 м. Начиная со второго пояса (средняя глубина 0,57 м) на откосе канала была отмечена дрейссена. В то же время на плотине выделено 8 поясов с минимальной шириной пояса 0,3 м, а максимальной — 7,5 м. Как на плотине, так и в подводющем канале широкие пояса начинаются на относительно больших глубинах.

Суммарный запас дрейссены на трансекте шириной 1 м в канале составил 197,32 кг, на плотине — 177,73 кг, то есть на 19,6 кг меньше, хотя протяженность трансекты в канале была 23 м, а на плотине 26 м. Средняя биомасса дрейссены на плотине была ниже, чем в канале. Таким образом, общий запас дрейссены в подводющем канале на 1 км его протяженности по одному откосу составил 197,3 т, а запас на обоих откосах несколько превышал 630 т. На 1 км плотины запас дрейссены, при условии сохранения длины трансекты и характера покрытия составил — 177,7 т, а на всей плотине — составил около 1240 т.

Как видно из табл. 4.5.1.6 и 4.5.1.7 фильтрация для средней части пояса в канале наибольшей была 0,7 м³/м²·ч для 7 пояса, на плотине 0,5 м³/м²·ч — в поясе 5. Максимальные значения фильтрации на пояс при ширине трансекты 1 м были близки на плотине и в канале: 3,93 и 4,25 м³/пояс. В расчете на 1 час вся дрейссена на трансекте шириной 1 м профильтровывала в канале 12,3 м³, на плотине — 10,9 м³. Таким образом, в подводющем канале на 1 км его протяженности по одному откосу фильтрация дрейссеной составила 246000 м³/сутки, а на плотине — 218000 м³/сутки. При длине плотины около 7 км, общая фильтрация дрейссены составит 1,5 млн. м³/сут, а в канале — около 0,8 млн. м³/сут.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Эти расчеты не учитывают определенной гетерогенности поселений дрейссены, особенностей конструкции канала и плотины, однако порядок величин можно считать верным. Для оценки роли фильтрационной деятельности дрейссены можно отметить, что объем прилегающего к плотине 3-метрового слоя воды составляет около 0,7 млн. м³, а расход воды в подводящем канале в течение года может варьировать от 4 до 9 млн. м³/сут.

В водоеме-охладителе достаточно хорошо развита высшая водная растительность, которая служит субстратом для формирования сообществ **эпифитона**.

В зарослях тростника и рогоза присутствовали стебли двух типов — молодые этого года и стебли прошлых вегетационных сезонов («старые»). За период исследования на воздушно-водных высших растениях отмечено 34 НОТ беспозвоночных. В видовом составе доминировали личинки хирономид — 11 видов и форм, малощетинковые черви — 10, отмечено по 3 НОТ личинок ручейников и поденок и брюхоногих моллюсков, а так же губки, круглые черви, кишечнополостные, пиявки, ракушковые раки, дрейссена. Количество НОТ беспозвоночных на ВВР колебалось от 3 на молодых стеблях до 26 — в осенний период в другах дрейссены, образовавшихся на стеблях тростника. Трофическая структура сообществ была представлена тремя трофическими группами — фильтраторы, собиратели, хищники.

Видовой состав беспозвоночных на тростниках и на рогозе был более богат, чем на стеблях камыша, отобранных в южном районе, где отмечено лишь 2 вида беспозвоночных — *Agraylea multipunctata* и *C. silvestris*.

Анализ сходства видового состава зооперифитона на тростнике по методу Смирнова показал наличие сильных отрицательных связей между группировками на молодых и на старых стеблях. Многие станции отличались высокой оригинальностью. На молодых стеблях биомасса была относительно невысокой, достигая только на стеблях тростника порядка граммов на м² (рис. 4.5.1.5),

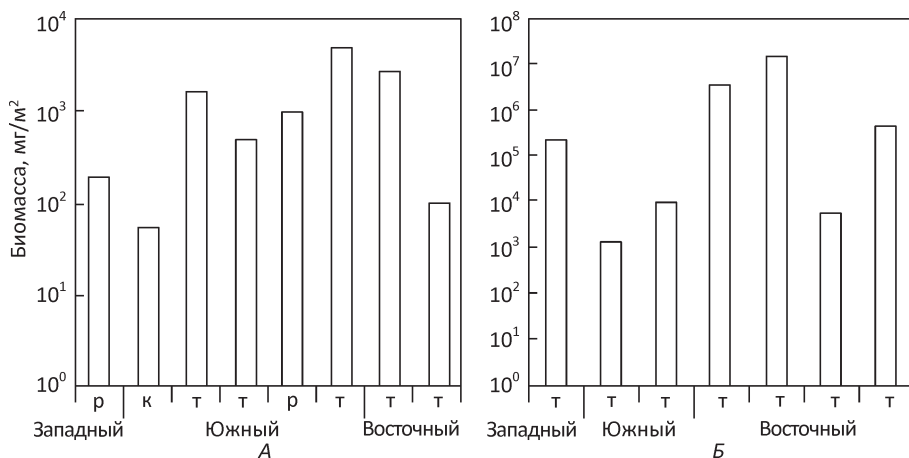


Рис. 4.5.1.5. Биомасса организмов зооперифитона на молодых (А) и старых (Б) стеблях (т — тростник, р — рогоз, к — камыш)

в то время как на старых стеблях в поселениях дрейссены биомасса достигала значений порядка $\text{кг}/\text{м}^2$.

На молодых стеблях тростника количество НОТ колебалось от 2 до 16. Количественные показатели варьировали от 245 экз/ м^2 до 23673 экз/ м^2 . На старых стеблях тростника количество НОТ было значительно выше — до 30. В видовом составе доминировали личинки хирономид и ручейников. Как на молодых, так и на старых стеблях тростника была отмечена дрейссена и осевшие велигеры. На молодых стеблях она была представлена одиночными особями с максимальной длиной раковины 2 мм, а преобладали по численности осевшие велигеры. На старых стеблях дрейссена образовывала друзы. Были отмечены моллюски с длиной раковины до 17 мм. На некоторых старых стеблях отмечены значительные колонии губки. В осенний период в восточном районе были отмечены стебли тростника с крупными друзами дрейссены, диаметр которых в сечении составил около 5 см. Дрейссена формировала друзы в несколько ярусов. Моллюски были достаточно крупные, преобладали особи размерных групп — 11—15, 16—20 мм. На дрейссене были отмечены полипы *C. sowerbii*, колония губки и домики личинок ручейника *A. multipunctata*. Полипы *C. sowerbii* и домики личинок ручейников были отмечены и на стеблях тростника. Показатели численности в друзе дрейссены были достаточно высоки: 72474 экз/ м^2 , а биомасса — более 15000 г/ м^2 (в среднем по нескольким друзам — 9549,2 г/ м^2). По численности доминировали: дрейссена — 18,2 %, *Nais elinguis* — 14,6 % *C. silvestris* — 12,9 %.

Средняя биомасса эпифитона на 1 м^2 дна была невелика — около 4 г/ м^2 без учета не так часто встречававшихся друз дрейссены, и около 9 г/ м^2 — при учете друз. Если принять среднюю ширину зарослей около 10 м, а протяженность береговой линии, где произрастают высшие растения — около 16 км, то общий запас эпифитона может быть ценен всего в 1,4 тонны. В целом показатели обилия эпифитона на стеблях высших растений невелики, однако, учитывая значительную поверхность высших водных растений во всем водоеме, которая, вероятно, будет в дальнейшем увеличиваться, изучению роли перифитона на высших растениях следует уделять большое внимание.

Исследования перифитона в водоеме-охладителе ХАЭС в течение периодов функционирования одного и двух энергоблоков показали, что вселение дрейссены в водоем, произошедшее на фоне увеличения техногенной нагрузки привело к существенным изменениям во всей экосистеме. Аналогичные процессы наблюдались и в других водоемах (Экосистема..., 2008; Дрейссена..., 1994; Karatayev et al., 2002). Дрейссена создала пространственно сложные поселения, что способствовало увеличению обилия ассоциированных с ней организмов. Однако такое увеличение не имело характера прямой связи во всем диапазоне биомассы моллюсков, обилие консортов возросло до значений биомассы дрейссены около 6—9 $\text{кг}/\text{м}^2$. Вселение дрейссены коренным образом изменило структуру сообществ перифитона в водоеме-охладителе. Так, увеличение прозрачности воды до 3 м, а в некоторые периоды — и до 4 м по диску Секки, за счет фильтрационной деятельности моллюсков привело к тому, что пояс нитчатых водорослей перифитона распространился до значительных глубин (около 4 м), массовое развитие их в летнее время угнетало поселения дрейссены. Вся популяция дрейссены в водоеме-охладителе, включая ее перифитонную и бентосную части, значительно

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

повлияла на снижение содержания в воде взвешенных веществ. Это привело к возрастанию роли донных группировок автотрофных организмов, в частности, нитчатых водорослей. Такое явление было отмечено в других водоемах и получило название «бентификации» (Жукова, Остапеня, 2003; Остапеня, 2007). Однако, на наш взгляд, используя концепцию контурных и внутренних зон (подсистем) в водоеме (Зайцев, 1985; 2006; 2008) более правильно называть это явление «контуризацией», то есть переходом значительной части продукционно-деструкционных процессов в подсистемы бентоса и перифитона.

После вселения дрейссены не только возросли показатели обилия перифитона (биомассы), но произошло пространственное смещение максимума обилия от малых глубин, от практически, приурезной зоны в глубину. Это было связано с биотическими факторами, а именно — с обитанием эдифицирующих видов — прикрепленных форм, поселения которых создавали пространственно сложный биотоп. С другой стороны, сами эдифицирующие организмы имели значительную биомассу.

В подводящем канале, начиная с 2005 г., персоналом гидроцеха ХАЭС проводилась механическая очистка откосов от поселений дрейссены с помощью экскаваторного скребка оригинальной конструкции. Очистка оказалась весьма эффективной, количество извлеченной дрейссены (около 700 т за один цикл очистки) близко к нашим расчетным величинам. Водозащитное обследование показало, что после такой очистки до глубины 5—6 м бетон откосов канала свободен от поселений дрейссены. Однако, уже в следующий за уборкой вегетационный период начали формироваться новые поселения дрейссены и через год картина обрастания практически восстановилась.

С появлением в водоеме дрейссены, начали формироваться сообщества консортивного типа, то есть сообщества с хорошо выраженным средообразующим доминантом. Однако обращает на себя внимание довольно бедный в целом для сообществ дрейссены состав сопутствующих гидробионтов — консортов и их небольшое обилие. К существенному увеличению численности и биомассы последних может привести спонтанное вселение ракообразных, таких как Gammaridae, Corophiidae. Эти организмы существенно увеличат кормовую базу рыб, при этом, маловероятно, что они будут оказывать биологические помехи в работе оборудования АЭС.

Достаточно важным представляется отмеченное явление негативного влияния нитчатых водорослей на дрейссену в подводящем канале, которое не наблюдалось на плотине. Взаимодействие этих эдифицирующих перифитонных форм (прикрепленные моллюски и перифитонные нитчатые водоросли) заслуживают самого пристального внимания. Исследования показали важную роль гидродинамических факторов в формировании сообществ в перифитона, в частности на плотине.

Вселение дрейссены и ее массовое развитие в первый период инвазии привело к существенным биологическим помехам в работе оборудования АЭС. Было отмечено значительное обрастание на сороулавливающих решетках БНС, а также в системах технического водоснабжения. Существует вполне реальная опасность вселения в водоем второго вида дрейссены — *D. bugensis*, последствия которого спрогнозировать сложно, однако необходимо принять меры по предупреждению массового развития этого нового вида-вселенца.

4.5.2. Зооперифитон на экспериментальных субстратах

Метод экспериментальных субстратов (ЭС) широко распространен в исследованиях перифитона (Дуплаков, 1933; Протасов, 1994; Шарапова, 2007; Sladeckova, 1962; Artificial substrates, 1982). Одним из важных преимуществ исследований с помощью ЭС является то, что могут быть прослежены различные аспекты сукцессионного процесса, исследованы процессы формирования сообществ на разных субстратах.

Целью использования экспериментальных субстратов в подводющем канале ХАЭС было выяснить особенности формирования сообществ перифитона, в первую очередь в период оседания личинок дрейссены. Экспериментальные субстраты рассматривались как модель поверхностей различных систем технического водоснабжения АЭС.

Исследования перифитона на ЭС проводили на протяжении 2007—2008 гг. Экспериментальные субстраты представляли собой прямоугольные пластины из нержавеющей стали размером 8,0 × 2,6 см. Пластины были закреплены на специальной установке в подводющем канале на глубине 2, 4 и 6 м. Было проведено две серии исследований: экспериментальные субстраты экспонировали с 21.03.07 г. по 05.03.2008 г. (I серия) и с 11.04.08 г. по 06.11.2008 г. (II серия). Пластины отбирали под водой в отдельные емкости, максимально сохраняя пространственную структуру уже образовавшегося обрастания. Промежуточные отборы пластин в I серии проводили на 35, 111, 179, 350 сутки, во II серии — на 40, 61, 95, 131, 178 сутки.

Состав организмов перифитона на ЭС был гораздо беднее, чем перифитона на крупномасштабных субстратах, всего отмечено 39 НОТ беспозвоночных (см. табл. 4.5.1.1), список беспозвоночных первой серии насчитывал 36 НОТ, второй — 22 НОТ. Наибольшим количеством НОТ были представлены личинки хирономид — 16, олигохеты — 9; кишечнополостные, губки, личинки ручейников и поденок, моллюски, мшанки — двумя. Какой-либо тенденции в динамике изменения количества НОТ не установлено. Из всех НОТ только *Hydra* sp., *Ecnomus tenellus* и *Limnochironomus nervosus* имели 100 % встречаемость во всех промежуточных экспозициях. Дрейссена не была отмечена только при экспозиции 35 сут в первой серии.

Анализ сходства таксономического состава показал, что на ЭС в двух сериях формировались достаточно разнородные группировки организмов зооперифитона. При построении кластеров сходства (Bray-Curtis Cluster Analysis по Pielou, 1984) образовались два кластера, объединяющих каждую экспозицию, за исключением самой первой короткой экспозиции второй серии, которая вошла в кластер первой. Наименьшие показатели сходства внутри кластеров были 62,5 и 64,4 %, между кластерами — 61,2 %. Большое сходство состава перифитона на ЭС в каждой серии очевидно, однако следует отметить внутренне сходство состава группировок при последовательном отборе проб.

На пластинах при первой съемке в **апреле** 2007 г. присутствовали личинки хирономид, малощетинковые черви и личинки ручейников. Было отмечено небольшое количество нитчатых водорослей (до 50 мг на пластину), среди которых обитали беспозвоночные. Большую площадь пластины занимали поселения гидр. Велигеры или взрослые особи дрейссены отмечены не были.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

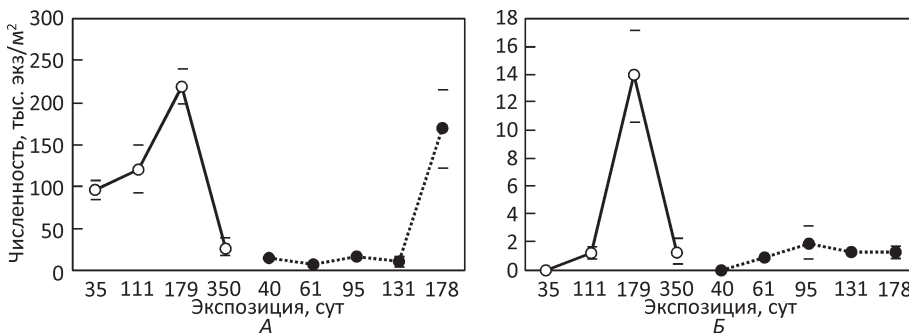


Рис. 4.5.2.1. Динамика численности (А) организмов зооперифитона ($M \pm m$) и биомассы (Б) на экспериментальных субстратах в первой (21.03.07—11.04.2008) и во второй (11.04.08—6.11.2008) сериях

Всего на пластинах, отобранных с глубины 2 и 4 м, отмечено 10 и 15 НОТ беспозвоночных, численность на меньшей глубине составила в среднем 93333 экз/м², а биомасса 16,26 г/м². По численности преобладали гидры — 86,5—96,5 % общей, 6,0 % составляли олигохеты, 4,3 % — хирономиды. На глубине 4 м отмечена максимальная биомасса — 24,62 г/м². На пластинах, отобранных с глубины 6 м, численность зооперифитона в среднем составила 78255 экз/м², доля гидр достигала 91,0 %, 5,7 % составляли хирономиды, 2,3 % — олигохеты. Биомасса в среднем была 17,32 г/м². Показатели обилия в среднем для всей экспозиции составили $94,19 \pm 12,38$ тыс. экз/м² и $19,20 \pm 3,30$ г/м² (рис. 4.5.2.1).

В летний период (экспозиция 111 суток, пластины отбирали 11.07.2007 г.) на пластинах отмечена дрейссена, с появлением которой пространственная структура поселений усложняется. Кроме дрейссены, появились колонии мшанок и губки, покрытие субстрата которыми в отдельных случаях достигало 90 %. На всех глубинах отмечены нитчатые водоросли. Значительно снизилась численность гидр. В поселениях дрейссены и непосредственно на самой пластине, как и в апреле, были отмечены личинки хирономид, малощетинковые черви (по 3 вида), поденки. На всех глубинах отмечены осевшие велигеры.

На глубине 2 м численность зооперифитона составляла — 97222 экз/м², численность дрейссены — до 32937 экз/м². По численности доминировали гидры, доля их составила 52,0 %. Биомасса перифитона была 512,94 г/м², при этом биомасса дрейссены — 500,64 г/м². На пластинах, отобранных с глубины 4 м, численность перифитона в среднем составила 177302 экз/м² при биомассе — 1751,65 г/м². По численности и биомассе доминировала дрейссена, составляя до 57,4 % численности и 99,0 % биомассы. На глубине 6 м показатели численности и биомассы снизились. Численность перифитона в среднем составила 88333 экз/м², при этом численность дрейссены — 52857 экз/м². Биомасса была равна 1136,51, а дрейссены — 1124,26 г/м². В среднем для всех субстратов в этой экспозиции средняя численность возросла и составила $120,95 \pm 21,56$ тыс. экз/м², биомасса — $1133,70 \pm 247,31$ г/м².

В осенний период (экспозиция **179 суток**) состав перифитона изменился. Олигохеты практически отсутствовали, отмечено большое количество крупных личинок ручейников *Enomus tenellus*. Друзы дрейссены состояли из особей старших размерных групп, на которых отмечено достаточно много мелких моллюсков (1—2 мм) и осевших велигеров. Друзы дрейссены были достаточно крупные (в среднем 24800 мг) и свисали с пластин. Наряду с друзами дрейссены, пластины были покрыты губкой.

На пластинах, снятых с прежней отметки 2 м глубины (при учете снижения уровня воды почти на 1 м, реально глубина была меньше) отмечено 14 НОТ беспозвоночных перифитона из 8 таксономических групп. Численность перифитона составила 250714 экз/м², при этом численность гидр — 166429 экз/м² (66,4 % общей), дрейссены — 68016 экз/м² (27,1 % общей). Численность прочих не превышала 6,5 % общей. Показатели биомассы составили 14495,99 г/м², при доминировании дрейссены (99,2 % общей), что составило — 14377,13 г/м². Численность велигеров составила — 11746 экз/м².

На пластинах, отобранных с глубины 4 м, отмечено 10 НОТ, из них 4 вида личинок хирономид, ручейники, олигохеты. Доминировали гидры, численность которых составила (120952 экз/м²) — 66,9 % общей, 26,8 % — дрейссена (48413 экз/м²). Биомасса составила 7867,26 г/м².

На глубине 6 м количество НОТ достигло 13; отмечено 2 вида олигохет, 5 — личинок хирономид, ручейник, гидры и дрейссена. По численности по-прежнему доминировали гидры — 139246 экз/м² (61,7 % общей), численность дрейссены достигала 73778 экз/м² (32,6 %). Общая численность организмов зооперифитона на этой глубине составила — 225500 экз/м², а биомасса — 19219,43 г/м². В среднем для всех субстратов в этой экспозиции средняя численность составила 219,0 ± 40,04 тыс. экз/м², биомасса — 13860,89 ± 3214,83 г/м²).

Через год (**350 суток** экспозиции) численность определялась в основном за счет появившихся на пластинах в октябре 2007 г. полипов пресноводной медузы *Craspedacusta sowerbii* — 36,2 % и дрейссеной — 27,1 % общей численности. По биомассе доминировала дрейссена — 97,1 %. В среднем для всех субстратов в этой экспозиции численность составила 28,13 ± 6,90 тыс. экз/м², биомасса — 1249,38 ± 478,07 г/м², то есть значительно снизилась, что можно объяснить отрывом друз дрейссены от субстрата.

Во второй серии, для пластин, выставленных 11.04.2008 г., экспозиция составила 40, 61, 95, 131 и 178 суток. Зооперифитон на пластинах отличался невысоким видовым богатством, всего во второй серии отмечено 22 НОТ беспозвоночных. На всех глубинах присутствовали кишечнополостные — гидры и *Craspedacusta sowerbii*, личинки хирономид и ручейников, дрейссена (как взрослые моллюски, так и велигеры).

Зооперифитон на пластинах (экспозиция **40 сут** (отбор 20.05.08 г.) отличался невысоким видовым богатством, всего в серии отмечено 12 НОТ беспозвоночных из 6 групп. В видовом составе доминировали личинки хирономид — 5 НОТ, личинки ручейников — 2, олигохеты отсутствовали, на пластинах отмечена губка. На всех глубинах присутствовали кишечнополостные — гидры и *Craspedacusta sowerbii*, личинки хирономид, ручейников и дрейссена, как взрослые моллюски, так и велигеры. На пластинах, отобранных с глубины 2 и

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

4 м отмечено 10 НОТ беспозвоночных, на глубине 6 м их число было ниже — 8 НОТ. Показатели обилия зооперифитона на пластинах значительно колебались. Численность изменялась от 3571 экз/м² (на глубине 4 м) до 40000 экз/м² (на 2 м). На всех глубинах по численности преобладали кишечнополостные: от 69 % до 75 % общей, по биомассе губка (83,7—91,4 % общей). Показатели обилия относительно предыдущей съемки существенно не изменились. В среднем для всех субстратов в этой экспозиции численность составила 13,5 ± 3,96 тыс. экз/м², биомасса — 29,97 ± 13,40 г/м².

На **61 сутки** экспозиции (отбор 10.06.08 г.) на пластинах отмечено значительное обрастание губкой, в некоторых случаях она покрывала субстрат полностью, при этом толщина колонии могла достигать 2,0 см. На пластинах, покрытых губкой, дрейссена практически отсутствовала. По численности доминировали дрейссена и личинки *L. nervosus* (40,0—61,3 %), по биомассе — губка (90,9—97,1 %). В среднем для всех субстратов в этой экспозиции средняя численность составила 7,80 ± 3,1 тыс. экз/м², биомасса — 844,38 ± 419,58 г/м².

На **95 сутки** экспозиции (отбор 15.07.08 г.) также было отмечено значительное обрастание губкой. Общий список беспозвоночных зооперифитона на пластинах этой серии насчитывал 16 НОТ из 8 таксономических групп. В таксономическом составе преобладали личинки хирономид и ручейников — по 4 НОТ. На пластинах появились личинки поденок. Наряду с колониями мшанки *Plumatella emarginata*, отмечены стаблосты *P. cosmisa*.

Распределение таксонов на разных глубинах было различным. Все пластины можно разделить на пластины с преобладанием по биомассе губки и дрейссены. По глубинам эти доминанты распределялись следующим образом: на глубине 2 м — губка составляла 60,9 %, дрейссена — 38,8 % общей биомассы; на 4 м — 98,0 % и 1,9 % соответственно и на глубине 6 м — 34,8 % и 57,2 %. По численности на всех глубинах преобладали личинки хирономид, дрейссена и кишечнополостные в приблизительно равных долях.

В поселениях дрейссены на пластинах преобладали моллюски размерной группы 3—5 мм. Отмечены единичные особи с длинной раковины 15—16 мм. Показатели обилия дрейссены снижались с увеличением глубины. Так, на глубине 2 м численность составила 11904 экз/м², а на 6 м — 5952 экз/м², биомасса соответственно 504,81 г/м² и 132,71 г/м². В среднем для всех субстратов этой экспозиции средняя численность составила 17,6 ± 6,54 тыс. экз/м², биомасса — 1900,58 ± 1198,67 г/м². Таким образом, при экспозиции около трех месяцев в двух сериях биомасса достигала около 1 кг/м². Однако во второй серии варибельность биомассы на отдельных пластинах была гораздо выше.

На **131 сутки** экспозиции (отбор 20.08.08 г.) на экспериментальных субстратах отмечена довольно крупная дрейссена (18—20 мм) и колонии губки (толщина колонии в некоторых случаях достигала 2,0—2,5 см); отмечено 22 НОТ беспозвоночных зооперифитона из 10 таксономических групп: губки, нематоды, олигохеты, кишечнополостные, ракушковые раки, личинки поденок, ручейников и хирономид, мшанки и дрейссена. В видовом составе преобладали личинки хирономид — 7 НОТ. На всех глубинах отмечены губка — *Eunapius carteri*, полип пресноводной медузы — *Craspedacusta sowerbii*, личинки хирономид — *Limnochironomus nervosus*, *Cricotopus silvestris* и личинки ручейников *Ecnomus tenellus*. Показатели обилия относительно предыдущей экспозиции

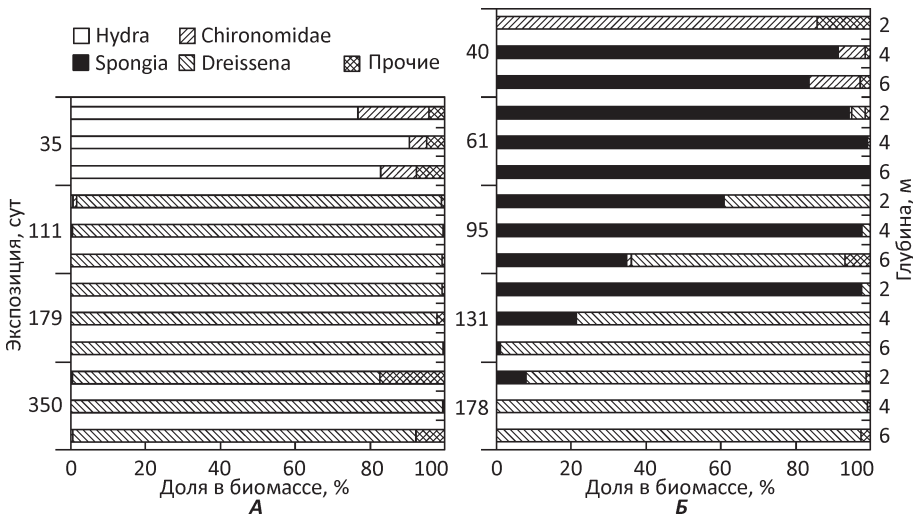


Рис. 4.5.2.2. Соотношение групп беспозвоночных по биомассе в перифитоне на экспериментальных субстратах в первой (А) и второй (Б) сериях

существенно не изменились. В среднем для всех субстратов в этой экспозиции численность составила $11,5 \pm 4,74$ тыс. экз/м², биомасса — $1217,92 \pm 296,01$ г/м² (см. рис. 4.5.2.1).

На экспериментальных субстратах, отобранных в осенний период (06.11.08 г., экспозиция — **178 суток**) губка практически отсутствовала. Пластину были покрыты дрейссеной всего на 50—70 %. По численности доминировали гидры (62,6—87,6 %), по биомассе — дрейссена (до 99,1 %). В среднем для всех субстратов в этой экспозиции средняя численность составила $169,2 \pm 27,86$ тыс. экз/м², биомасса — $1206,70 \pm 280,10$ г/м².

Таким образом, характер динамики обилия, особенно биомассы, в двух сериях экспозиций был различным (рис. 4.5.2.2). Вероятнее всего, довольно значительное угнетение развития дрейссены во второй серии было связано с развитием колоний губки. Формально к концу экспозиции дрейссена доминировала, потому что к осени колонии губки уже почти отмерли, однако обилие дрейссены было гораздо ниже, чем при такой же экспозиции в предыдущий год в связи со значительным развитием колоний губки в летний период. Как уже отмечалось при описании развития зооперифитона на гидросооружениях, агрессивная стратегия заселения субстрата колониями губки-вселенца *Eunapius carteri* привела к почти полной элиминации дрейссены на вертикальных бетонных поверхностях в подводном канале.

На основании результатов исследований динамики обрастания экспериментальных пластин, как и предполагалось при планировании эксперимента, мы можем судить о процессах, которые происходят и в системах водоснабжения АЭС. Если представить полностью очищенные системы водоснабжения в марте, то можно предположить, что формирование обрастаний начнется уже

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

в апреле. В мае можно ожидать появление дрейссены, а биомасса перифитона вероятнее всего достигнет к лету многих сотен г/м², к октябрю количественные показатели возрастут до килограммов на м². Так как в системы водоснабжения вода поступает из придонных слоев, то, скорее всего, биомасса перифитона в них может быть близкой к таковой на пластинах, снятых с глубины 6 м — до 1 кг/м². Следует также указать на опасность появления в системах водоснабжения губки, однако, учитывая особенности ее биологии, можно отметить, что биологические помехи, вызываемые ею, будут носить временный характер, поскольку колонии в конце летнего периода отмирают.

В целом можно сделать заключение, что метод экспериментальных субстратов, вполне эффективен в общем комплексе гидробиологического мониторинга.

4.6. НЕКОТОРЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОПУЛЯЦИИ ДРЕЙССЕНЫ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС

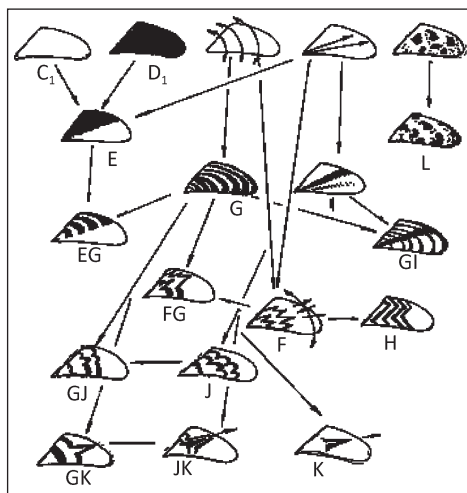
Дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pall.), спонтанно вселившаяся в водоем-охладитель ХАЭС оказала значительное влияние на экосистему водоема. В связи с этим исследования популяции этого моллюска имеет особое значение. В качестве популяционных характеристик были исследованы размерная структура, изменчивость морфометрических показателей раковин, рисуночного фенотипа раковины.

Исследования фенотипической изменчивости в популяции *D. polymorpha* проводили в 2006, 2007 и 2009 годах. Исследовали различные части популяции в основных биотопах, где обитает этот моллюск: в перифитонной части — на плотине и в подводющем канале, в бентосной — в западном, южном и восточном районах. На каждой станции было отобрано по 100 особей размером от 6 мм в природном соотношении размерных групп с шагом 5 мм. Всего обработано более 5000 раковин моллюсков.

Степень меланизации (преобладание более светлых (С) или более темных (D) участков в рисунке раковин) определяли по 7 градациям с помощью коэффициента меланизации (Км), при описании фенотипов рисунка раковины использовали буквенные обозначения: Е — разделение по радиусу; F — зигзагообразные полосы; G — дугообразные полосы; H — крупные одиночные зигзаги, направленные вперед; I — радиальные полосы; J — волнообразные полосы; K — «лучевой» рисунок; L — пятнистый рисунок; M — скульптура раковины, определяемая кольцами роста; N — неровная структура раковины. Среди морфометрических признаков выделяли следующие фенотипы: низкая раковина — h1; высокая раковина — h2; левая створка толще — d1; правая створка толще — d2; наличие роstrума (клюва) — r; извилистость абдоминального смыкания створок — s; загибание заднего конца раковины вверх — y; абдоминальная сторона раковины в форме «бабочки» с удлинением заднего конца раковины — z; абдоминальная сторона раковины в форме «бабочки» без удлинения заднего конца раковины — z1 (Протасов, Горпинчук, 1997; Протасов, 1998; 2008а) (рис. 4.6.1).

4.6. Некоторые характеристики популяции дрейссены в водоеме-охладителе

Рис. 4.6.1. Схема взаимосвязи элементов рисунка раковины дрейссены и формирования рисуночных фенотипов



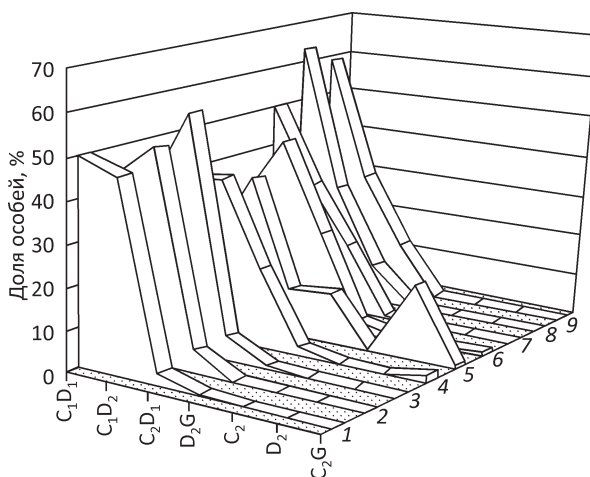
Анализ данных проводили по методикам, предложенным Л.А. Животовским — рассчитывали показатели внутривидового разнообразия, долю редких признаков в популяции (Животовский, 1982).

Характер и степень меланизации раковин, преобладания темного рисунка или светлого фона были различными в бентосной и перифитонной частях популяции (рис. 4.6.2). В перифитоне значительно преобладали особи со средним (C_1D_1) и более темным

(C_1D_2) рисунком. В 2006 г. в бентосе наблюдалось смещение частот более темноокрашенных особей. В восточном районе было отмечено до 20 % темноокрашенных особей без рисунка. В бентосе в 2009 г. в западном, южном и восточном районах было отмечено преобладание моллюсков с одинаковым сочетанием светлого и темного цвета раковины (частота градации C_1D_1 от 50 % в западном до 63 % — в южном районах). Коэффициент меланизации был наибольшим (0,658) в южном районе в 2006 г., в остальных местообитаниях — от 0,503 до 0,581, то есть в целом для всей популяции наблюдалось смещение в сторону более темного рисунка.

Сравнение фенотипа рисунка раковины также показало, что части популяции дрейссены, обитающей в перифитоне и бентосе определенным образом

Рис. 4.6.2. Изменчивость степени меланизации (%) *Dreissena polymorpha* в бентосе, июль 2006 и 2009 гг.: 1 — перифитон, плотина; 2 — перифитон, ПК; 3 — перифитон дамба р. Гнилой Рог; 4 — бентос, западный район, 2006 г.; 5 — бентос, южный район, 2006 г.; 6 — бентос, восточный район, 2006 г.; 7 — бентос, западный район, 2009 г.; 8 — бентос, южный район, 2009 г.; 9 — бентос, восточный район, 2009 г.



4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

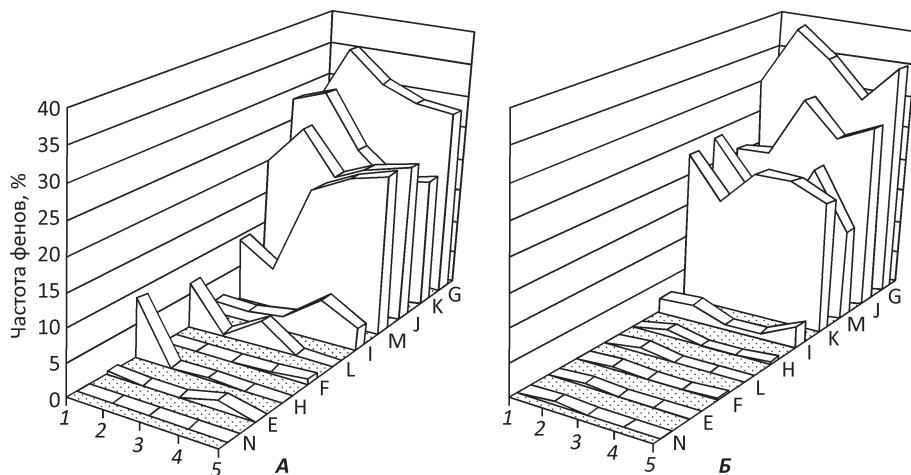


Рис. 4.6.3. Распределение частот фенов рисунка раковины в бентосной (А) и перифитонной (Б) частях популяции дрейссены в водоеме-охладителе ХАЭС. А: 1 — западный р-н, 2006 г.; 2 — восточный р-н, 2006 г.; 3 — южный р-н, 2006 г.; 4 — западный р-н, 2009 г.; 5 — восточный р-н, 2009 г.; Б: 1 — плотина, 2006, 2 — плотина 2007, 3, 4 — дамба, Гнилой Пор, 2007 г.; 5 — ПК, 2007 г.

различались. Эти различия были выражены не столько в частотах встреченных фенотипов, сколько в распределении последовательности наиболее часто встречающихся фенов рисунка (рис. 4.6.3). Дуговидный элемент рисунка (G) преобладал везде, дальнейшая последовательность различалась. На втором месте в бентосе был лучевой элемент рисунка (K), в перифитоне — он был на четвертом месте. В целом большей частотой отличался в бентосе, чем в перифитоне фен зигзагообразного рисунка (F).

Моллюски с ростовой скульптурой раковины (M) в 2009 г. были относительно многочисленны в южном, западном и восточном районах. Встречаемость этого признака колебалась от 22 % в южном районе до 24 % в восточном. В 2006 г. в восточном и западном районах этот показатель колебался соответственно от 6 до 9 %. В южном районе он был сходным с таковым в 2009 г. и составлял 20 %. Кроме этого, для 2006 г. отмечены раковины с пятнистым рисунком в южном и западном районах с частотами 4 и 7 %.

Внутрипопуляционное разнообразие и доля редких признаков раковин в бентосе и перифитоне было сходным (табл. 4.6.1, 4.6.2), однако в бентосе показатель внутрипопуляционного разнообразия (μ) был несколько ниже, чем в перифитоне (соответственно $4,95 \pm 0,15$ и $5,11 \pm 0,11$).

Что касается признаков формы раковины, то здесь в перифитонной части популяции наиболее часто встречаемыми были моллюски с приподнятым задним краем раковины (фен γ). Доля таких особей достигала 60 % (рис. 4.6.4, А). В перифитоне количество хорошо выраженных признаков морфологической изменчивости раковины было гораздо меньше, чем в бентосе.

Имеются данные, что некоторые морфологические признаки раковин могут быть связаны с условиями среды и рассматриваться как индикаторы

4.6. Некоторые характеристики популяции дрейссены в водоеме-охладителе

Таблица 4.6.1. Внутрипопуляционное разнообразие (μ) и доля редких признаков (h') раковин дрейссены в бентосе, июль 2006 и 2009 гг.

Районы	Глубина, м	μ	h'
Июль, 2006 г.			
Западный	4,3	4,79	0,47
Южный	4,8	5,36	0,41
Восточный	2,5	4,31	0,52
Июль, 2009 г.			
Западный	1,0	5,27	0,41
Южный	2,0	5,03	0,42
Восточный	1,0	4,95	0,45

Таблица 4.6.2. Внутрипопуляционное разнообразие (μ) и доля редких признаков (h') раковин дрейссены в перифитоне, 2006 и 2007 гг.

Районы	Глубина, м	μ	h'
Июль, 2006 г.			
Плотина	5,2	4,68	0,48
Южный	3,0	4,72	0,48
Подводящий канал	5,3	4,89	0,46
Апрель, 2007 г.			
Плотина	3,6	5,51	0,39
Южный	1,8	5,62	0,38
Подводящий канал	4,0	5,27	0,41

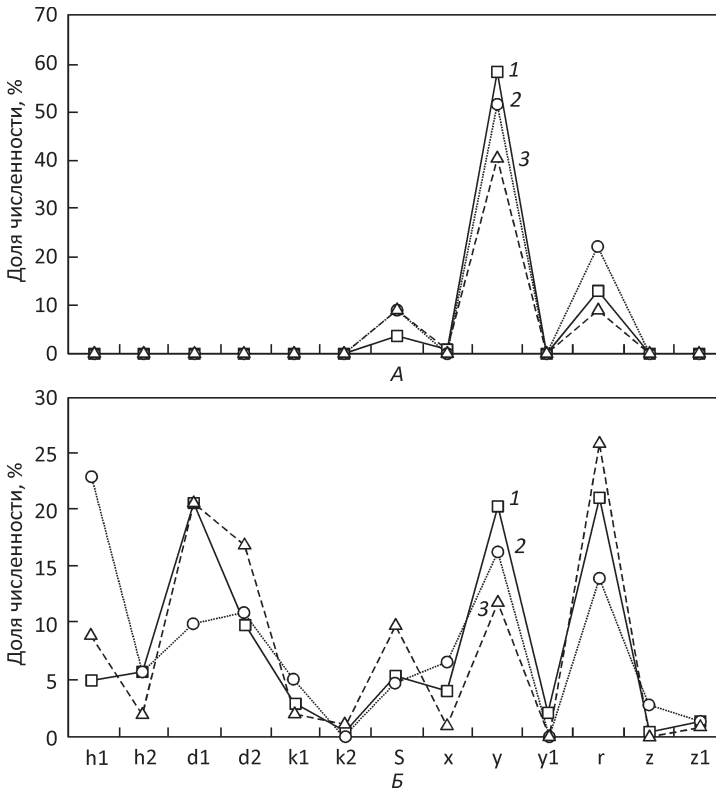


Рис. 4.6.4. Морфометрические признаки дрейссены (%) в перифитоне (А, апрель 2007 г.) и бентосе (Б, июнь, 2009 г.). А: 1 — южный район водоема-охладителя; 2 — плотина; 3 — подводящий канал. Б: 1 — западный; 2 — восточный; 3 — южный районы водоема-охладителя

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

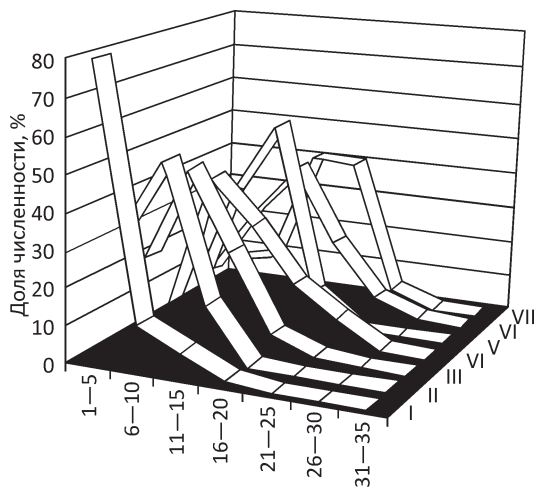


Рис. 4.6.5. Типы размерных групп дрейссены (%) в бентосе и перифитоне

тех или иных условий. Так, по данным Д.В. Лукашева в охладителе Чернобыльской АЭС были отмечены различия в частоте встречаемости признака высокой раковины для двух районов, различающихся по температуре. Отмечено, что в более «холодной» части водоема преобладали моллюски с морфометрическим признаком h2 (высокая раковина), в то время как в

более «теплой» части водоема были отмечены моллюски с низкой раковиной (h1) (Балан и др., 2002). В водоеме Хмельницкой АЭС не выявлены четкие различия в изменении высоты раковины моллюсков в зависимости от условий обитания.

Размерную структуру популяции дрейссены изучали в бентосе и перифитоне в летний период с 2005 по 2009 гг. В бентосе пробы отбирали в восточном, западном и южном районах, в перифитоне — на плотине и в подводящем канале.

Размерная структура была достаточно разнообразной, однако можно выделить 7 типов, различающихся доминированием разных размерных групп (рис. 4.6.5). Распределения размерных групп в выделенных типах изменялись в целом таким образом, что от I типа к VII возрастала доля более крупных особей.

Размерная структура популяции в тот или иной период времени является следствием многих процессов: интенсивности и продолжительности оседания личинок из планктона, их смертности на субстрате, скорости роста в каждой размерной группе, выеданием хищниками, естественной смертности, зависит от абиотических и биотических факторов. Различия размерной структуры в разных участках водоема указывает как на различия условий обитания, так и на особенности процессов размножения и роста моллюсков. В течение всего периода исследования характер размерной структуры в отдельных районах ВО не был однородным (табл. 4.6.3). Такая структура в целом могла формироваться только при различиях в периодах оседания личинок, в скорости роста моллюсков в различных районах ВО.

Необходимо обратить внимание на некоторые более или менее выраженные в разные годы тенденции. В 2005 г. не был отмечен тип структуры больше III, то есть преобладали достаточно мелкие, молодые особи. С 2006 г. присутствовали все типы размерной структуры, причем, в бентосе в южном районе, относительно западного и восточного, всегда преобладали более крупные размерные группы, а в восточном — чаще встречались более крупные особи, чем в западном. Соотношение типов размерных групп дрейссены в перифитоне

4.6. Некоторые характеристики популяции дрейссены в водоеме-охладителе

Таблица 4.6.3. Встречаемость типов размерной структуры популяции дрейссены в разных районах водоема-охладителя Хмельницкой АЭС в летний сезон.

Год	Бентос			Перифитон	
	Западный	Южный	Восточный	Плотина	Подводящий канал
2005	III	II	III	I	III
2006	V	VI	V	V	II
2007	V	×	VII	VI	IV
2008	II	VII	III	IV	IV
2009	IV	VII	VI	IV	VII

Примечание. Здесь и в табл. 4.6.4: «×» — нет данных.

Таблица 4.6.4. Максимальный размер дрейссены в бентосе и перифитоне в разных районах ВО ХАЭС (летние периоды); $M_{cp} \pm m$.

Год	Бентос			Перифитон	
	Западный	Восточный	Южный	Плотина	Подводящий канал
2005	26,6 ± 0,26	27,5 ± 0,55	30,1 ± 1,60	28,0 ± 0,22	26,8 ± 0,06
2006	27,1 ± 0,37	25,0 ± 1,04	28,3 ± 1,73	26,3 ± 1,01	25,1 ± 1,92
2007	20,3 ± 0,8	×	×	22,4 ± 1,28	25,1 ± 0,76
2008	25,0 ± 2,26	28,1 ± 1,31	×	23,4 ± 1,59	23,4 ± 1,25
2009	30,2 ± 1,70	30,4 ± 1,17	30,6 ± 3,06	22,6 ± 3,23	×

было различным, в трех из пяти лет исследований более крупные размерные группы преобладали в подводящем канале, и в двух — наблюдалась обратная картина.

Одним из важных показателей размерной структуры является максимальный размер особи, который указывает на скорость роста и продолжительность жизни. Имеются данные, что в водоемах-охладителях в зонах повышенной температуры и в водоеме в целом происходит значительное снижение средних и максимальных размеров моллюсков (Гидробиология..., 1991). Исследования размерной структуры популяции дрейссены в ВО ХАЭС показали, что в течение ряда лет происходили довольно различные процессы в разных частях популяции дрейссены (табл. 4.6.4).

В бентосе вполне хорошо выражена тенденция снижения максимальных размеров моллюсков от 2005 к 2007 г., а затем возрастания их. Следует отметить, что в 2009 г. эти размеры были больше таковых в 2005 г. В перифитоне наблюдалась совершенно иная динамика, а именно постепенное снижение максимального размера моллюсков, как на плотине, так и в подводящем канале. Таким образом, еще раз подтверждаются достаточно большие отличия перифитонной и бентосной части популяции дрейссены в ВО ХАЭС.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Имеются работы, указывающие, что степень меланизации, преобладание в популяциях более или менее темных особей связаны с характером среды обитания, в частности с освещенностью (Шлехтин, Сидорова, 1990). Имеются также данные о сложной генетической обусловленности рисунка раковины двустворчатых моллюсков и ее цвета (Столбова и др., 1996). Из этого следует, что рисуночный фенотип может быть основой для сравнения различных популяционных групп, их взаимосвязей, поскольку является не случайным набором элементов, а обусловлен генетически и связан с факторами среды. При исследовании фенотипической структуры популяции дрейссены полиморфной в Конинских озерах (Польша), которые используются как охладительная система двух тепловых электростанций, было установлено несколько фенотипически различающихся субпопуляционных групп, две из которых были приурочены к условиям каналов, а три — к условиям озер и были связаны с термическим режимом (Протасов, 2002).

Таким образом, в популяции дрейссены в водоеме-охладителе ХАЭС вполне определенно протекают процессы дифференциации внутривидовых групп, повышение популяционного разнообразия, неоднородности, что может служить предпосылкой повышения устойчивости популяции к различным, в том числе и техногенным воздействиям.

4.7.

ВЫСШАЯ ВОДНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ

При исследованиях водоемов-охладителей ТЭС и АЭС высшей водной растительности уделяется недостаточно внимания, в литературе имеются лишь фрагментарные данные (Гринь, 1971; Чаплина, Мазанина, 1971; Шиманский, 1963; 1965; 1970; 1971). Наиболее полно представлены данные в монографической сводке В.М. Катанской (1979).

Флора водоемов-охладителей близка к флоре естественных водоемов. Ее формирование во вновь созданных водоемах осуществляется за счет видов исходных водных объектов, растительных зачатков затопленных территорий и заносных видов. В ВО Украины преобладают растения, имеющие космополитный, голарктический и евразийский ареалы. В растительном покрове доминируют воздушно-водная и погруженная растительность. Проективное покрытие, густота травостоя и фитомасса растительных ценозов определяются условиями биотопа, важное значение имеют зональные факторы, степень и характер антропогенной нагрузки.

На ВО ХАЭС основные площади мелководий (участки акватории с глубиной до 3 м) сосредоточены в южном, западном и восточном районах.

Восточный район. Часть береговой линии укреплена каменной отсыпкой, покрыта древесно-кустарниковой растительностью, чередующейся с тростниковыми зарослями (*Phragmitetum communis* Gams, 1926 Schmale, 1939). Полоса мелководий составляет примерно 300 м (не считая заливов), зарастает около 5 % их площади. Тростник (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud) распространен до 0,6—0,8 м глубины, ширина пояса колеблется от 2—5 до 60 м. Рогоз узколистный (*Typha angustifolia* L.) встречается очень редко, его ценозы (*Typhetum angustifoliae* Pignatti 1953) отмечены лишь в районе ЛЭП, на урезе

встречаются отдельные растения рогоза широколистного (*Typha latifolia* L.) и сусака зонтичного (*Butomus umbellatus* L.). Тростниковые сообщества также часто окаймляют мелководные заливы, зарастающие, как правило, разреженными группировками урути колосистой (*Myriophyllum spicatum* L.). В некоторых заливах вдоль кромки тростника развиваются сообщества роголистника темно-зеленого (асс. *Ceratophyllo-Hydrocharitetum* Pop 1962), заполняющие всю толщу воды. Участки с глубинами 0,8—1,0 м заняты, как правило, ценозами ассоциации *Myriophyllo-Potametum perfoliati* Pass. 1996 с проективным покрытием (ПП) 20—40 %, на глубинах 1,5—2,0 м преобладают сообщества рдеста пронзеннолистного (асс. *Potametum perfoliati* W. Koch 1926 em Pass. 1964) с редкими включениями элодеи канадской (*Elodea canadensis* Michx.), глуже (до 2,5 м) — рдеста блестящего (асс. *Potametum lucentis* Hueck 1931). В придонных горизонтах рассеяно встречаются роголистник темно-зеленый (*Ceratophyllum demersum* L.) и рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.) с нитчатыми водорослями.

Западный район. Вдоль коренного берега заболоченные осоково-разнотравные участки чередуются с песчаными пляжами, древесно-кустарниковой растительностью и тростниковыми зарослями. Мелководья тянутся полосой от 100 до 400 м шириной. Участки с глубинами до 0,8 (изредка до 2,0) м занимают сообщества воздушно-водной растительности, состоящие из крупных куртин рогозов узколистного (асс. *Typhetum angustifoliae*), широколистного (асс. *Typhetum latifoliae* Soo 1927 (Soo ex G.Lang. 1973)) и схеноплекта озерного (асс. *Scirpetum lacustris* Chouard 1924) с синузией свободноплавающих видов (*Spirodela polyrrhiza* (L.) Shleid и *Lemna minor* L.). От 20 до 60 % площади дна между куртинами гелофитов занято зелеными нитчатыми водорослями с незначительной (до 5—15 %) примесью рдеста гребенчатого (*Potamogeton pectinatus* L.), реже роголистника темно-зеленого, и урути колосистой. Глубже, до 2-х метровых отметок, развиваются сообщества ассоциации *Myriophyllo-Potametum perfoliati*, в которых встречаются также рдест блестящий (*Potamogeton lucens* L.) и роголистник темно-зеленый. На глубинах до 1,5 м ПП в зарослях может достигать 90 %, глубже отмечены лишь отдельные растения или разреженные группировки. Между берегом и насыпанным островом, на глубине 0,8 м и илистых донных отложениях, найдена ассоциация харовых водорослей (*Chara* sp.).

Южный район. Южный берег в его восточной части одамбирован и отсыпан гравием. Песчаные пляжи с кустарниковой растительностью чередуются с «пятнами» тростника. В воде на глубине до 1,5—1,6 м распространены одиночные растения или разреженные сообщества урути колосистой (асс. *Myriophylletum spicati* Soo 1927), глубже встречается, в основном, рдест пронзеннолистный. Растения занимают не более 3 % площади мелководий. Вдоль берега у дамбы, отделяющей ВО от затопленного устья р. Гнилой Пор, со стороны реки до глубины 2,2 м развиваются ценозы ассоциации *Potamogetono-Ceratophylletum demersi* (Hild et Renhelt 1965) Pass. 1995. ПП в зарослях 30—40, иногда 100 %. Вдоль самой дамбы растительность встречается до глубины 1,6—1,8 м, это сообщества ассоциации *Myriophyllo-Potametum perfoliati* с ПП до 50 %.

Воздушно-водная растительность вдоль южного берега ВО, образованно-го коренными породами, имеет пятнистое сложение. Представлена она цено-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

зами ассоциаций *Phragmitetum communis*, *Typhetum angustifoliae* и *Typhetum latifoliae*, часто выдвигающимися на плес водоема до глубины 0,6 м. Встречаются здесь и отдельные куртины *Scirpetum lacustris*, в нижнем ярусе которых единично отмечены каулиния малая (*Caulinia minor* (All.) Coss. et Germ.) и рдест гребенчатый. Погруженная растительность встречается в прибрежной полосе 300—350 м шириной. На глубине до 0,6 м преобладают разреженные (ПП 15—20 %) сообщества *Myriophyllo-Potametum perfoliati*. Глубже, примерно до 1,6—1,8 м глубины, развиваются заросли *Potamogetono-Ceratophylletum demersi*, ПП в которых достигает 30%. Глубины до 2,0—2,2 м занимают ценозы *Potametum lucentis* с единичными включениями *Potamogeton perfoliatus*.

У дамбы, отделяющей ВО от р. Гнилой Рог, растительность распространена в полосе 5—6 м шириной. Заросли пятнистого сложения, на глубине 0,8—1,8 м преобладают ценозы ассоциации *Potamogetono-Ceratophylletum demersi*, в сложении которых помимо рдеста пронзеннолистного значительной участие принимает рдест сплюснутый (*Potamogeton compressus* L.), встречаются также уруть колосистая и подводная форма стрелолиста. На глубинах до 0,8 м, на илисто-песчаных с примесью гравия, донных отложениях около 50 % площади занимает рдест маленький (*Potamogeton pusillus* L.) с нитчатыми водорослями и свободноплавающими видами (*Spirodela polyrrhiza*, ряски малая (*Lemna minor* L.) и тройчатая (*L. trisulca* L.)). Такая совокупность видов может быть описана как сообщество *Potametum pusilli*.

Таким образом, в 2007 г. в ВО отмечено 19 видов высших водных растений из 11 семейств (стрелолист, рдесты сплюснутый и маленький встречались только в устье р. Гнилой Рог), а также харовые и зеленые нитчатые водоросли (табл. 4.7.1), представлены виды всех экологических групп: 10 видов погруженных растений (2 неукорененных и 8 укорененных), 6 — воздушно-водных (*Sagittaria sagittifolia* в зависимости от глубины, образует 2 экологические формы — *f. tipica*, *f. vallisnerifolia*) и 3 — свободноплавающих. Один из видов рдеста (*Potamogeton compressus*) внесен в Красный список Украины, как вид, находящийся под угрозой исчезновения (Макрофиты..., 1993).

В географической структуре флоры (Дубына, Шеляг-Сосонко, 1984) относительно зонального положения ареалов преобладают виды пльоризональной группы (14 видов), исходя из регионального распространения — виды, имеющие космополитный (7), циркумполярный (7), и евразийский (4) типы ареалов.

Ценотический состав высшей водной растительности представлен 11 ассоциациями, относящимися к 3 классам (*Phragmiti-Magnocaricetea* Klika in Klika et Novak 1941, *Potametea* Klika in Klika et Novak 1941, *Lemneteа* R.Tx. 1955), 3 порядкам (*Phragmitetalia* W.Koch 1926, *Potametalia* W.Koch 1926, *Hydrocharietalia* Rubel 1933) и 4 союзам (*Phragmition communis* W. Koch 1926, *Magnopotamion* (Volmar 1947) Den Hartog et Segal 1964, *Parvipotamion* (Volmar 1947) Den Hartog et Segal 1964, *Hydrocharition* Rubel 1933) растительности. Еще два сообщества (*Potameto-Sagittarietum sagittifolii* и *Potametum pusilli*) описаны в устье р. Гнилой Рог, впадающей в ВО.

Ценозы класса *Phragmiti-Magnocaricetea* как правило, одноярусные. лучшего развития достигают на глубине около 1 м. Более-менее выраженный пояс образуют лишь вдоль западного, неодамбированного, берега. В восточной

4.7. Высшая водная растительность

Таблица 4.7.1. Высшие водные растения водоема-охладителя Хмельницкой АЭС (2007 г.).

Экологическая группа, вид		Семейство
Воздушно-водные		
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud	Тростник обыкновенный	Poaceae
<i>Typha angustifolia</i> L.	Рогоз узколистный	Typhaceae
<i>T. latifolia</i> L.	Рогоз широколистный	Typhaceae
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Схеноплект озерный	Cyperaceae
<i>Butomus umbellatus</i> L.	Сусак зонтичный	Butomaceae
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	Стрелолист стрелолистный	Alismataceae
Свободноплавающие		
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Shleid	Многокоренник обыкновенный	Lemnaceae
<i>Lemna minor</i> L.	Ряска малая	Lemnaceae
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	Водокрас обыкновенный	Hydrocharitaceae
Погруженные		
<i>Lemna trisulca</i> L.	Ряска трехбороздчатая	Lemnaceae
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Роголистник погруженный	Ceratophyllaceae
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Элодея канадская	Hydrocharitaceae
<i>Caulinia minor</i> (All.) Coss. et Germ.	Каулиния малая	Najadaceae
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Рдест пронзеннолистный	Potamogetonaceae
<i>P. lucens</i> L.	Рдест блестящий	Potamogetonaceae
<i>P. pectinatus</i> L.	Рдест гребенчатый	Potamogetonaceae
<i>P. compressus</i> L.	Рдест сплюснутый	Potamogetonaceae
<i>P. berchtoldii</i> Fieb.	Рдест Берхтольда	Potamogetonaceae
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Уруть колосистая	Halorogaceae

части ВО преобладает асс. Phragmitetum communis, в западной — Typhetum angustifoliae и Typhetum latifoliae.

Погруженная растительность занимает в среднем около 5 % площади мелководий, лучше она развита в западном районе. Сообщества чаще всего разреженные, просто устроенные, маловидовые (1—3 вида), в них массово развиваются нитчатые водоросли, что свидетельствует о достаточном количестве биогенных элементов в воде. Преобладают в ВО ассоциации Myriophyllo-Potametum perfoliati, Potametum lucentis, Potamogetono-Ceratophylletum demersi.

В осенний период 2010 г. в ВО ХАЭС был обнаружен новый, ранее не встречавшийся здесь вид высших водных растений из сем. Najadaceae Juss. — наяда морская (*Najas marina* L.). Отдельные фрагменты растения сначала были отмечены в подводющем канале. Затем на мелководьях западного (глубина 0,4 м) и восточного (глубина 0,7—1,0 м) районов ВО были обнаружены отдельные куртины размером 40 × 60 см. В южном районе на мелководьях наяда не встречалась.

Наяда морская — погруженное укореняющееся растение с покрытыми шипами листьями и стеблями (как правило, ломкими), достигающими 100 см

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

в длину. Встречается в солоноватоводных, реже в пресных водоемах, на участках глубиной 0,5—1,0 м с илесто-песчаными донными отложениями с высоким содержанием гумуса. В Украине имеет спорадическое распространение: в Полесской зоне и Лесостепи встречается редко, что связано с температурными условиями. Будучи однолетником, в условиях более низких температур вид не развивается. Ранее наяда морская отмечалась в Кучурганском лимане и Бурштынском водохранилище (Катанская, 1979). В 2003 г. ее разреженные группировки были встречены в «холодной» части водоема-охладителя Чернобыльской АЭС (Дьяченко, Насвит, 2005).

В ВО ХАЭС фитомасса наяды морской достаточно высока — 3,0 кг/м² в сыром весе (западный район). Для водоемов Лесостепной зоны Украины ее средние показатели составляют 1,0—1,5 кг/м², для Степной — 1,5—2,8 кг/м² (Макрофиты..., 1993). в заливах Килийской дельты Дуная фитомасса этого вида достигает 2,3 кг/м², а в Днепродзержинском водохранилище 1,5—2,2 кг/м².

Наяда морская, вероятно, может оказывать определенные биологические помехи в водоснабжении ХАЭС, поскольку ее ломкие стебли легко переносятся течением к подводному каналу и БНС. В одном из озер Польши, используемом как охладитель ТЭС, были отмечены довольно значительные поселения этого растения (Protasov et al., 1997). Поэтому, наяда морская должна быть включена в список видов для дальнейшего мониторинга, поскольку может быть опасна как источник биологических помех.

Второй флористической находкой 2010 г. был рогоз Лаксмана (*Typha laxmannii* Leresch.), отдельные куртины которого с плотностью до 10 стеблей / м² встречались на урзе воды в восточном районе ВО.

Рогоз Лаксмана — воздушно-водное растение с цилиндрическим стеблем высотой 0,5—1,5 м. Широко распространен в водных объектах степных районов Украины, спорадически встречается в Лесостепи и на юге Полесья (Макрофиты..., 1993). Вид принадлежит к факультативным галофитам, распространен по берегам, в местах с поверхностным и грунтовым подтоплением (Балашов, 1977), и на прибрежных мелководьях эвтрофных слабосоленатоводных водоемов с илесто-песчаными донными отложениями на глубине 0,1—0,4 м. Участие этого вида в увеличении площадей зарастания мелководий водоема-охладителя также может рассматриваться как возможная биологическая помеха.

На основании проведенных исследований, можно сделать заключение, что ВО Хмельницкой АЭС зарастает незначительно. Объясняется это одамбированием некоторой части береговой линии и бедными на биогенные элементы донными отложениями, сложенными, главным образом, песками. Высшая водная растительность в настоящее время находится в стадии формирования, и существенных биологических помех в эксплуатации не создает, за исключением скоплений на сетках БНС остатков макрофитов (в основном рдестов), влекомых в подводный канал после штормов. Укореняющиеся в подводном канале рдесты (чему способствует распространяющаяся здесь дрейссена) и отдельные куртины тростника, поселяющиеся в промежутках между плитами облицовки каналов и плотины, в целом, влияния на гидросооружения не оказывают, однако развитие высших водных растений требует постоянного контроля.

4.8. ИХТИОФАУНА И БИОМЕЛИОРАЦИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС

Особенностью водоемов-охладителей является то, что в них существует как аборигенная ихтиофауна, представители которой в большей или меньшей степени адаптируются к специфическим условиям технических водоемов, так и интродуцированные рыбы, вселение которых осуществляется для биомелиорации, а также для получения товарной продукции (Никаноров и др., 1985).

Приоритетными направлениями рыбохозяйственной эксплуатации ВО ХАЭС является мелиоративное зарыбление рыбами-моллюскофагами для борьбы с дрейссеной, зарыбление белым амуром для борьбы с зарастанием водоема, зарыбление белым толстолобиком для борьбы с «цветением» воды и уменьшения содержания взвешенных органических веществ в воде. Гидроцех ХАЭС имеет специализированный участок биомелиорации, который работает на собственном рыбоводном хозяйстве (Ковба, 2010).

Мероприятия по биологической мелиорации проводятся на основе общих положений, которые могут быть сведены к следующему. Мелиорация за счет рыб с определенной пищевой направленностью позволяет селективно подходить к угнетению популяций нежелательных видов гидробионтов. Для этих целей могут быть использованы как аборигенные рыбы, так и специально вселяемые. При этом необходимо учитывать особенности пищевых потребностей рыб. Так, установлено, что белый толстолобик при низком уровне развития фитопланктона переходит на питание детритом, то есть потребляет seston практически безвыборочно. Таким образом, он вступает в конкурентные отношения с беспозвоночными-фильтраторами, в частности, с двустворчатыми моллюсками. Пестрый толстолобик отдает предпочтение крупным организмам зоопланктона, которые, в свою очередь сами активно участвуют в осветлении воды. Исходя из этого, этот вид рыб не всегда целесообразно использовать для биомелиорации. Белый амур в основном потребляет мягкую высшую водную растительность (рдесты, роголистник и др.), его роль в снижении уровня зарастания водоема воздушно-водной растительностью становится ощутимой, однако только тогда, когда в популяции преобладают крупные особи — четырехлетки и больше. Это следует учитывать при разработке планов лова и зарыбления в водоемах-охладителях.

Ихтиологический материал отбирали из контрольных ловов, которые проводили на протяжении вегетационного сезона 1999, 2000—2003 гг., в осенний период 2005 и 2008 гг. набором ставных сетей с размером ячеи 30—110 мм, а также мальковой тканкой (1999 г.) Кроме того, использованы отчетные данные инспекции рыбоохраны Хмельницкой области. Сбор и обработку ихтиологических материалов осуществляли согласно методик (Правдин, 1966; Методические указания..., 1990; Методика збору..., 1998). Расчеты численности и ихтиомассы проводили на основании эмпирических зависимостей «численность — вылов на усилие», установленных для водоемов-аналогов. Обработку пищевых комков проводили в лаборатории, для каждой рыбы отдельно, по методикам, изложенным в литературе (Методическое руководство..., 1974). Индексы наполнения кишечника определяли по фактической массе.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Интенсивность накопления икhtiомассы по возрастным группам определяли путем построения кривой удельной массы с использованием расчетных коэффициентов естественной смертности (при условии отсутствия промысла) и фактических весовых показателей, по методике, предложенной Л.О. Кудерским (1984).

Коэффициенты естественной смертности по возрастным группам устанавливались по параболическому уравнению (Зыков, 1986), с определением его параметров по фактическим данным контрольных уловов. Предельная длина (L) рассчитывалась по методу Форда-Уолфорда (Ford, 1963).

Использование различных видов рыб для целей биомелиорации широко распространено в технических водоемах. Так, 1983—1985 гг. было осуществлено массовое зарыбление водоема-охладителя Змиевской ТЭС двухлетками белого, пестрого толстолобиков и белого амура. Через 2 года биомасса фитопланктона уменьшилась почти в 3 раза (Васенко, 2000). В последующем колебания биомассы фитопланктона в известной мере отвечало динамике зарыбления водоема.

На других водоемах-охладителях наблюдается аналогичная картина — ощутимый мелиоративный эффект может быть обеспечен лишь при регулярном зарыблении в достаточных объемах. Вселение белого амура и белого толстолобика в водоем-охладитель Криворожской ТЭС привело к уменьшению содержания органических веществ и существенному снижению «цветения», резкому снижению биомассы погруженной высшей водной растительности (Протасов и др., 1988). Позитивный мелиоративный эффект от вселения растительноядных рыб отмечен для ВО Приморской ГРЭС (РФ) (Бортник и др., 1981).

Имеющиеся данные показывают, что в период работы одного энергоблока ХАЭС показатели качества воды вполне соответствовали условиям рыборазведения. Мелководья западного, юго-западного, восточного районов ВО представляли собой благоприятные места для нерестилища и воспроизводства, наличие здесь высших водных растений и остатков затопленной древесной растительности создавали необходимые для этого условия. Отмечено также, что морфометрические параметры водоема-охладителя в целом благоприятны для рыбоводства.

Анализ кормовой базы рыб в указанный период показал, что: 1) состав и продукционные характеристики фитопланктона могут обеспечить развитие зоопланктона и зообентоса, которые служат собственно кормовой базой для рыб; 2) при довольно бедном видовом составе зоопланктон соответствует требованиям рыборазведения; 3) по уровню развития донной фауны водоем-охладитель можно отнести к потенциально достаточно рыбопродуктивным водоемам.

Аборигенная икhtiофауна ВО ХАЭС сформировалась за счет рыбного населения рек Гнилой Рог и Горынь. К середине прошлого столетия в составе икhtiофауны этих рек насчитывалось 30—35 видов, ее основу составляли реофильные и лимно-реофильные представители бореально-равнинного и понто-каспийского фаунистических комплексов — плотва, язь, лещ, жерех, судак, сом, щука, окунь, марена днепровская, голавль, подуст. В пойменных озерах, кроме того, широко была представлена группа лимнофильных видов — карась золотой, линь, густера, красноперка (Пенязь, 1957).

По результатам наших исследований в составе икhtiофауны водоема-охладителя было отмечено 19 видов рыб при отловах, 5 видов — буффало большеротый, амур белый, жерех, голавль — согласно данным рыбхоза (табл. 4.8.1).

4.8. Ихтиофауна и биомелиорация водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.8.1. Видовой состав ихтиофауны водоема-охладителя ХАЭС.

№	Вид рыбы	ВО ХАЭС 1999— 2008 гг.	Пойменные озе- ра р. Горынь (по: Полтавчук, 1976)
Сем. Esocidae			
1	Щука — <i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	+	+++
Сем. Cyprinidae			
2	Елец обыкновенный — <i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	—	++
3	Язь — <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+++
4	Жерех — <i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
5	Голавль — <i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
6	Верховка — <i>Leucaspicus delineatus</i> (Heckel, 1843)	—	+++
7	Густера — <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	++	+++
8	Карась золотой — <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	+	++
9	Карась серебряный — <i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	+++	—
10	Лещ — <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	++	++
11	Плотва — <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	+++	+++
12	Линь — <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	+	++
13	Толстолобик амурский — <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	+++	—
14	Пестрый толстолобик китайский — <i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846)	++	—
15	Амур белый — <i>Stenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	+++	—
16	Амур черный — <i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846)	++	—
17	Карп (сазан) — <i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	+++	—
18	Уклейка — <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	+++	+++
19	Горчак — <i>Rhodeus sireceus</i> (Pallas, 1776)	—	+++
20	Пескарь обыкновенный — <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	—	+
21	Красноперка — <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	++	+++
Сем. Catostomidae			
22	Буффало большеротый — <i>Ictiobus cyprinellus</i> (Valenciennes, 1844)	+	—
Сем. Siluridae			
23	Сом обыкновенный — <i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
Сем. Lotidae			
24	Налим речной — <i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	+	+
Сем. Gobiidae			
25	Щиповка обыкновенная — <i>Cobitis taenia</i> (Linnaeus, 1758)	—	++
26	Вьюн — <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	—	+
Сем. Percidae			
27	Окунь речной — <i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	+++	+++
28	Судак обыкновенный — <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	+	++
29	Ерш обыкновенный — <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	+	++
Сем. Gobiidae			
30	Бычок песочник — <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	++	—

П р и м е ч а н и е. «+++» — массовый вид; «++» — среднечисленный; «+» — единичные экземпляры; «—» — вид отсутствовал.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Состав по семействам был следующим: щуковые (Esocidae) — 1 вид, чукучановые (Catastomidae) — 1 вид; карповые (Cyprinidae) — 16 видов, сомовые (Siluridae) — 1 вид, налимовые (Lotidae) — 1 вид; окуневые (Petracidae) — 3 вида, бычковые (Gobiidae) — 1 вид. Таким образом, основу видового состава рыбного населения водоема-охладителя ХАЭС составляли туводные рыбы (82,6 % всех видов), акклиматизированные — 17,4 %. При сравнении с пойменными озерами р. Горынь, состав ихтиофауны ВО был несколько богаче, в основном, за счет интродуцентов.

Основу уловов мальковых орудий лова в указанный период формировали уклейка (45,9 % общей численности молоди в уловах), окунь и плотва. В уловах мелкоячеистых сетей (шаг ячеи 30—36 мм) в летне-осенний период доминировали плотва и густера, достаточно высокой была численность окуня, красноперки и судака.

В период работы одного энергоблока АЭС промысел базировался на таких видах, как лещ, плотва, густера, окунь, карась серебряный. Кроме того, в уловах были отмечены вселенцы, преимущественно белый и пестрый толстолобики. Улов крупнейшей сетью (шаг ячеи 70 мм) на 62,1—94,1 % состоял из леща, который является наиболее ценным в промысловом отношении представителем ихтиофауны водоема. Таким образом, в рассматриваемый период, как это характерно для таких водоемов, в составе рыбного населения преобладали виды, которые питаются зоопланктоном и «мягким» бентосом, то есть ихтиофауна была представлена в основном малоценными в мелиоративном отношении видами.

Оценка эффективности нереста (в весенний период 1999 г.) показала, что он в большой степени зависит не только от погодных условий, но и от стабильности работы АЭС. Нерест основных видов рыб прошел успешно, но с интервалами. Выявлена взаимосвязь размеров молоди рыб с общим термическим режимом местообитаний. В зонах с более низкой температурой воды молодь леща имела размеры 22—26 мм, а в зонах влияния сброса подогретых вод — 25—43 мм, плотвы, соответственно — 23—35 и 25—39 мм.

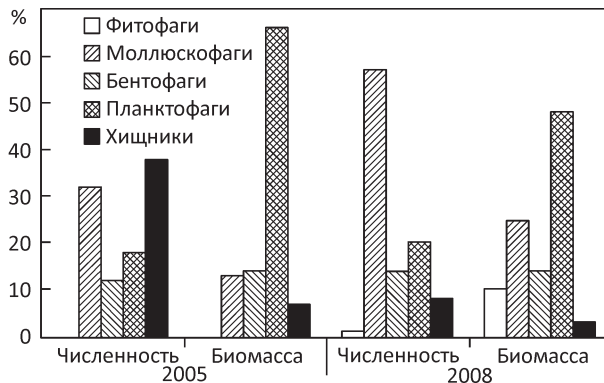
С биомелиоративными целями в водоем ХАЭС были вселены толстолобик белый и пестрый, белый амур, черный амур. В 1998 г. было проведено зарыбление ВО двухлетками толстолобиков — 1920 экз., и белого амура — 4254 экз. В 1999 г. (август — сентябрь) было проведено зарыбление ВО двухлетками толстолобиков и белого амура, соответственно 95000 и 100000 экз. В дальнейшем водоем достаточно интенсивно зарыблялся толстолобиком, белым амуром, карпом, черным амуром (табл. 4.8.2).

Таблица 4.8.2. Динамика зарыбления ВО ХАЭС в период с 2001 по 2010 гг. (тыс. экз.)

Виды рыб	Годы									
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Белый толстолобик (двухлетки)	36,7	88,2	94,6	121,8	109,1	15,2	1,3	—	—	—
Белый амур (сеголетки)	—	—	—	—	—	106,9	109,7	137,7	39,5	166,6
Черный амур (двухлетки)	—	—	—	—	—	—	7,8	—	—	—
Прочие		16,0	36,5	10,6	93,5	352,7	230,4	328,6	396,7	210,0
Всего	36,7	104,2	131,1	132,4	203,0	474,8	361,0	466,3	436,2	376,6

4.8. Ихтиофауна и биомелиорация водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Рис. 4.8.1. Структура трофических групп рыб ВО ХАЭС в 2005 и 2008 гг.



Вселение толстолобиков осуществляли в основном с целью борьбы с «цветением» воды. Всего, за период 1998—2004 гг. было вселено 474,3 тыс. экз. средней массой 215 г. Кроме того, в отмеченный период осуществляли зарыбление белым амуром (34,9 тыс. экз.) и карпом (55,5 тыс. экз.). Регулярное зарыбление растительноядными рыбами позволило создать их плотное стадо, которое по состоянию на 2005 г. формировало до 60,1 % всего контрольного улова. Среди аборигенных видов в этот период доминировал лещ (11,6 % ихтиомассы). Наиболее многочисленным (36,3 %) видом в уловах был окунь, доля плотвы также была достаточно высокой (27,7 % численности и 8,1 % ихтиомассы).

По данным контрольных уловов 2008 г., доминирующим представителем ихтиофауны водоема по численности (54,8 % общей, в 2005 г. — 27,7 %) была плотва, по ихтиомассе (40,5 %, в 2005 г. — 60,1 %) — белый и пестрый толстолобики. Достаточно многочисленным в водоеме является карась (16,1 % общей), окунь и густера (по 6,6 %). На долю леща приходилось 5,4 % по численности и 5,8 % — по ихтиомассе (в 2005 г. соответственно 6,3 % и 11,6 %). Значительно увеличилась относительная ихтиомасса карпа — до 14,2 % (против 4,8 % в 2005 г.). В уловах 2008 г. зафиксирован также существенный рост ихтиомассы белого амура (до 10,4 % общей). Также в уловах были отмечены судак (0,7 % по численности) и щука (0,3 %). В целом, динамика видовой структуры ихтиофауны ВО ХАЭС является типичной для водоемов-охладителей, которые интенсивно зарыбляются растительноядными рыбами, однако обращает на себя внимание рост как численности, так и биомассы рыб-моллюскофагов (рис. 4.8.1).

Динамику количественных показателей репродуктивного и промыслового ядра основных представителей ихтиофауны водоема в межгодовом аспекте можно достаточно корректно оценить по величине улова на усилие контрольного порядка сетей. С этой целью мы сравнили суммарный удельный (на 1 сетесутки) вылов сетей с шагом ячеи 30—100 мм в осенний период. Результаты сведены в табл. 4.8.3.

Представленные данные свидетельствуют об относительной стабильности структуры промыслового ихтиокомплекса, при существенном колебании

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.8.3. Вылов основных промысловых видов на 1 сетесутки (осенний период).

Виды рыб	1999 г.		2005 г.		2008 г.	
	экз.	кг	экз.	кг	экз.	кг
Лещ	7,6	4,7	3,7	2,9	5,8	4,7
Плотва	25,9	2,9	8,0	1,0	43,0	11,7
Толстолобик	—	—	1,0	5,0	3,3	50,2
Карп	0,2	0,1	1,4	0,8	2,2	12,0
Судак	1,4	1,8	0,3	0,2	0,2	0,1
Окунь	3,5	0,3	10,5	0,5	8,0	2,8
Карась серебристый	10,4	5,4	3,1	0,6	10,2	3,7
Густера	34,1	3,2	0,4	0,1	4,5	1,1
Белый амур	—	—	—	—	0,5	3,2
Прочие *	5,0	0,5	0,1	0,1	0,1	0,2
Всего	88,1	18,8	34,4	11,2	77,8	89,7

* Щука, красноперка, линь.

его количественных показателей. Снижение численности и ихтиомассы основных аборигенных видов в 1999—2005 гг. прежде всего, может быть связано с возрастанием интенсивности промысла (в частности, общий допустимый вылов за этот период увеличился с 11 до 27,5 т). С 2006 г. промысел на водоеме был запрещен, что, наряду с увеличением объемов зарыбления, положительно сказалось на структурно-функциональных показателях промысловой ихтиофауны. В целом данные табл. 4.8.3 подтверждают вывод о постепенном накоплении в последние годы ихтиомассы промысловых видов, в том числе и мелиораторов.

Исследования питания рыб показали, что для качественного состава пищевого комка рыб следует отметить преобладание водорослей и дрейссены (табл. 4.8.4).

При изучении питания карпа в водоеме были выделены две группы рыб: I группа рыб с длиной тела 22—33 см и массой 250—910 г; II группа — 47—60 см и 3300—5400 г соответственно. Индексы наполнения желудочно-кишечного тракта в группах составляли соответственно 59,3—143,9 ‰ и 43,5—79,3 ‰. Состав пищевого комка у всех рыб из выделенных групп был представлен измельченными створками дрейссены (ориентировочные размеры дрейссены в них от 5,0 до 8,0 мм) — 100 %, но у рыб с I группы иногда были встречены зоопланктонные организмы — *Alona* sp.

Изучение питания растительноядных рыб проводили на двух видах рыб (белый амур и гибрид толстолобика). У белого амура с длиной тела 64,0—65,0 см и массой 5000—6200 г индекс наполнения кишечника составлял 200,2—322,6 ‰. В составе пищевого комка белого амура отмечены, главным образом, макрофиты, среди которых нитчатые водоросли (улотриксковые) занимали 75 %, рдесты — 19 %, а также створки дрейссены — 2 % и песок — 4 %. Последние скорее всего были захвачены рыбой вместе с макрофитами.

4.8. Ихтиофауна и биомелиорация водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.8.4. Трофические показатели разных видов рыб водоема-охладителя ХАЭС в осенний период, 2008 г.

Длина, м (L)	Масса, г (M)	Индекс наполнения желудочно-кишечного тракта, ‰	Состав пищевого комка, %
Плотва			
17—20	110—230	35,5—163,6	Водоросли — 92,5; дрейссена — 5,5; песок — 0,5; детрит — 1,5
23—26	400—470	90,0—158,0	Остатки дрейссены — 100
27—29	560—610	67,2—184,7	Остатки дрейссены — 100
Карп			
22—33	250—910	59,3—143,9	Створки дрейссены измельчены — 100
47—60	3300—5400	43,5—79,3	Створки дрейссены с бисусами — 100
Белый амур			
60,0—65,0	5000—6200	200,2—322,6	Нитчатые водоросли — 75; макрофиты — 19; створки дрейссены — 2; песок — 4
Гибрид толстолобика			
65,0	5000	574	Фитопланктон — 21,4; зоопланктон — 11,8; детрит — 66,8
Лещ			
18,0	120	150,0	Фитопланктон — 1,0; зоопланктон — 2,0; зообентос — 25,0; детрит — 15,0; песок — 57,0
Карась серебряный			
27,0	800	75,0	Зоопланктон — 36; макрофиты — 30; детрит — 30; песок — 4
Окунь			
28—31	570—750	26,7—64,9	Рыбы (окунь, бычки) — 100
Щука			
57,0	1700		Остатки дрейссены

Несколько другой спектр питания у леща. Беспозвоночные бентоса, в основном, личинки хирономид составляли 58 %. Среди организмов фитопланктона встречены *Volvox* sp. (1,0 %), зоопланктона — *Cyclops* sp., *Alona* sp. (2,0 %), детрит занимал — 39 % пищевого комка. У леща длиной 18,0 см, массой 120 г в составе пищевого комка выявлено значительное количество песка (до 57 % содержимого желудочно-кишечного тракта). Индекс наполнения желудочно-кишечного тракта леща равнялся — 150 ‰ (без учета песка).

Пищевой комок карася серебряного длиной 27 см, массой 800 г, был представлен в большей мере зоопланктонными организмами, главным образом, *Alona* sp., *Bosmina longirostris*, и ефипиумами ракообразных (36 %), макрофитами (30 %) и детритом (30 %), а также незначительным количеством песка (4 %). Индекс наполнения желудочно-кишечного тракта при этом составил — 75 ‰.

Изучение питания хищных рыб проводили на окуне. Окунь при длине тела 28—31 см, массой 570—750 г питался на 100 % рыбой (бычки и окуни). Индекс наполнения желудочного тракта составлял 26,7—64,9 ‰.

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.8.5. Расчетное потребление дрейссены плотвой в ВО ХАЭС за год, т.

Годы	Возрастные группы, годы			Всего
	4—5	5—6	6—7	
2007	82	35	3	120
2008	165	81	24	270
2009	146	99	68	247

Таблица 4.8.6. Расчетное потребление дрейссены карпом (без учета зарыбления 2007—2008 гг.), т.

Годы	Возрастные группы, годы							Всего
	2—3	3—4	4—5	5—6	6—7	7—8	8—9	
2007	20	11	43	32	21	11	—	138
2008		13	7	27	20	13	7	107
2009	4	20	8	4	17	13	9	67

На основании полученных данных относительно структурно-функциональных показателей ихтиофауны и спектров питания рыб-мелиораторов, можно количественно оценить объемы утилизации ими кормовых объектов, которые создают биопомехи в эксплуатации оборудования Хмельницкой АЭС.

Исследования питания плотвы показали, что в пищевом комке рыб размером 17—20 см преобладали зеленые нитчатые водоросли и дрейссена. У более крупных особей пищевой рацион полностью состоял из дрейссены. Подобные исследования карпа показали также, что крупные особи (более 20 см) также в основном питаются дрейссеной. Проведенные расчеты показали, что как плотва, так и карп могут потреблять значительное количество дрейссены (табл. 4.8.5.).

Следует отметить, что плотва потребляла в основном относительно мелкую дрейссену (5—10 мм длиной), то есть препятствовала нормальному пополнению молодью популяции моллюсков. В целом в водоеме сложился благоприятный режим для нагула рыб этого вида. Это один из важных видов биомелиораторов, к тому же, как аборигенный, не требует дополнительных затрат для воспроизводства.

Основу уловов карпа (47 %) составляли семи-восьмилетние особи массой 4,1—7,3 кг. Предельный возраст карпа в 2008 г. составил 9 лет. Мелиоративная роль этого вида рыб также достаточно велика (табл. 4.8.6).

Изучение питания леща показало, что этот вид не может рассматриваться как эффективный потребитель дрейссены, то есть он малоэффективный мелиоратор.

Мелиорация за счет рыб с определенной пищевой направленностью позволяет селективно подходить к угнетению популяций нежелательных видов.

4.8. Ихтиофауна и биомелиорация водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Таблица 4.8.7. Теоретическая годовая смертность толстолобиков ВО ХАЭС по возрастным группам.

Возрастные группы	1	2	3	4	5	6	7	8	9
ϕ_m	0,32	0,23	0,23	0,23	0,25	0,27	0,32	0,39	0,48
Выживание, S	0,68	0,77	0,77	0,88	0,75	0,73	0,68	0,61	0,52

Для этих целей могут быть использованы как аборигенные рыбы, так и специально вселяемые. Необходимо учитывать особенности пищевых потребностей рыб. Смысл биологической мелиорации заключается не только в изъятии за счет рыб-мелиораторов излишней продукции водорослей, высших растений или дрейссены, но и в исключении из популяции рыб, эффективность которых как биомелиораторов начинает снижаться. На основании фактических данных линейного и весового роста толстолобиков нами был рассчитан минимальный коэффициент годовой естественной смертности ϕ_m . Используя полученные значения ϕ_m можно определить зависимость «длина — смертность», которая имеет общий вид:

$$\phi_m = d_0 + d_1 + d_2 \cdot L^2$$

где: d_0, d_1, d_2 — коэффициенты параболического уравнения.

На основе эмпирической зависимости «длина — возраст» из уравнения получаем значения ϕ_m для каждой возрастной группы. Результаты приведены в табл. 4.8.7.

Максимальная ихтиомасса белого толстолобика приходится на пятилетних особей, то есть максимальное потребление кормовых ресурсов будет наблюдаться у четырех—шестилеток. В последующем ихтиомасса данной генерации будет постепенно уменьшаться, в связи с естественной смертностью, то есть в водоеме будут возвращаться аккумулированные органические вещества. Соответственно, именно на эти возрастные группы и следует ориентировать начало промыслового изъятия.

О необходимости внедрения промысла вселенных растительноядных рыб свидетельствует и анализ теоретических и фактических коэффициентов естественной смертности. На основании данных по зарыблению и расчетной численности соответствующей генерации через несколько лет пребывания в водоеме можно определить средние коэффициенты общей смертности (которые, в результате отсутствия промысла, будут отвечать показателям естественной смертности). Расчеты проводились по уравнению Баранова:

$$N_t = N_0 \cdot e^{-Zt},$$

где: N_t — численность генерации в данном году, N_0 — численность посадочного материала, который сформировал данную генерацию; Z — мгновенная общая смертность; t — количество лет, которые прошли с момента зарыбления.

Теоретически ожидаемая естественная смертность четырех—шестилеток толстолобиков должна составлять 0,23—0,25, тогда как в реальной популяции составляет 0,32—0,42, то есть в водоеме наблюдается повышенная элимина-

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

ция данных видов рыб. Одной из причин этого может быть перенаселение, возрастание внутривидовой конкуренции, поэтому при снижении мелиоративного эффекта в результате уменьшения ихтиомассы генерации, следует регулировать численность малоэффективных возрастных групп.

Другим важным видом-мелиоратором является плотва, ее популяция в уловах 2008 г. была представлена трех—восьмилетками, ее основу (66,7 %) составляли особи пяти—шестилетнего возраста длиной 20—26 см и массой 190—390 г. Относительно небольшое количество возрастных групп в стаде может быть объяснено высоким темпом линейного и весового роста, и, соответственно, повышенной естественной смертностью. Расчеты проводили для двух генераций — трех- и четырехлеток в 2005 г., они показали, что наблюдается повышенная естественная смертность старших возрастных групп плотвы, что и обуславливает сокращение возрастного ряда этого вида. В специфических условиях ВО ХАЭС плотва должна рассматриваться в первую очередь как потребитель моллюсков, поэтому особенный интерес представляет фактический спектр питания всех видов, которые являются потенциальными моллюскофагами.

Поддержка высокой численности и ихтиомассы плотвы в условиях ВО ХАЭС является достаточно эффективным мероприятием осуществления биологической мелиорации. Значение плотвы как мелиоратора усиливается тем, что она потребляет в основном молодь дрейссены малых размеров 5—10 мм, то есть нарушает нормальное пополнение популяции этого моллюска. В связи с этим промысел данного вида в водоеме является нерациональным. Соответственно, учитывая видовой состав уловов ставных сетей (при размере ячеи 30—50 мм доля плотвы составляет 77,2 % общей численности и 72,4 % ихтиомассы), необходимо ограничение промыслового использования мелкоячеистых сетей. Темп линейного и весового роста плотвы в ВО ХАЭС является высоким с четко выраженной тенденцией к увеличению. В 2008 г. коэффициент упитанности по Фультону колебался в пределах от 2,07 до 2,80 (в среднем 2,46 против 2,31 в 2005 г.), что также свидетельствует об очень благоприятных условиях нагула данного вида.

Другим потенциальным потребителем моллюсков в ВО ХАЭС является карп (сазан). По данным уловов 2008 г., его ихтиомасса по сравнению с 2005 г. существенно выросла, однако численность осталась на прежнем уровне. Это связано с ростом средней массы с 0,6 кг до 6,1 кг. Основу его уловов (46,7 %) составляли семи — восьмилетки длиной 54—63 см и массой 4,1—7,3 кг — остаток от численных генераций, которые составляли основу уловов в 2005 г. Предельный возраст карпа в 2008 г. составил 9 лет, то есть возрастной ряд существенно расширился. Темп линейного и весового роста карпа в ВО ХАЭС является высоким, тенденция к его снижению не наблюдается. В 2008 г. коэффициенты упитанности по Фультону колебались в пределах от 2,13 до 3,08 (в среднем 2,53), что также свидетельствует об удовлетворительных условиях нагула данного вида.

Исходя из спектра питания леща, его нельзя рассматривать как эффективного биомелиоратора, однако увеличение его численности и ихтиомассы будет обеспечивать усиление трофического пресса на «мягкий» бентос, что, в свою очередь, будет способствовать более полному переходу плотвы и карпа

4.8. Ихтиофауна и биомелиорация водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

на питание моллюсками. В соответствии с этим, исключение наиболее производительных возрастных групп леща следует ограничить, а использование сетей с шагом ячеи 90 мм и выше позволит облавливать его старшие возрастные группы, которые имеют второстепенное значение и как репродуктивная часть популяции.

Таким образом, ихтиофауна ВО ХАЭС достаточно богата, например, для водоемов-охладителей России приводится количество от 15 до 23 видов (Никаноров и др., 1985). В охладителе присутствуют как аборигенные, так и интродуцированные виды. В биомелиорации велика роль как туводных, так и вселенных рыб. Исследования показали, что необходима активная регуляция численности рыб мелиораторов для достижения максимального эффекта.

Водоем-охладитель не является замкнутой системой, поэтому в него могут попадать и натурализоваться виды гидробионтов, в том числе и рыбы, как из ближайших, так и из водоемов весьма отдаленных регионов. По данным П.Г. Шевченко с соавторами (2001) в верховьях р. Припять (р. Горынь относится к бассейну этой реки) отмечено 18 видов рыб. Из них 12 видов карповых, 2 вида окуневых, 1 вид щуковых, 1 вид тресковых, 1 вид вьюновых, 1 вид колюшковых, большая часть их встречается в ВО. Ихтиофауна среднего течения р. Горынь в настоящее время насчитывает 17 видов, основу ее составляют окунь, плотва, лещ, щука, популяции которых представлены в основном младшими возрастными группами (Сондак, 2010). По данным исследований 2007 г., относительная численность молоди рыб в среднем течении р. Горынь характеризуется низкими показателями — 73,5 экз / 100 м², 72,4 % из которых приходится на окуня и плотву (Сондак, 2008). Таким образом, существенного пополнения ихтиофауны за счет аборигенных видов региона произойти не может. Не исключено попадание в водоем бычков нескольких видов. По данным Т.М. Шевцовой с соавторами (2004) в настоящее время в р. Припяти отмечено 3 вида бычков — песочник, гонец, кругляк. Отмечается, что причиной распространения бычков является общее повышение температуры в условиях климатических изменений. Определенная их термофильность может быть предпосылкой развития их популяций в ВО. В то же время, как отмечено С.П. Озенковской с соавторами (2000), высокие температуры (выше 29 °С) угнетают популяции аборигенных видов рыб, что также может быть предпосылкой изменений в составе ихтиофауны.

4.9.

ГИДРОПАЗИТОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС

Основываясь на точке зрения, что «симбиоз» является общим биологическим и экологическим понятием, которое включает в себя такие формы взаимодействий как паразитизм, мутуализм, комменсализм, протокооперацию, аменсализм и пр., все виды, сосуществующие с популяцией хозяина, рассматриваются нами в качестве симбионтов. Соответственно, сообщество, которое образует популяции симбионтов, и организм (популяция) хозяина мы рассматриваем как симбиоценоз. В зависимости от локализации симбиотических организмов (в частности, симбионтов моллюсков), их можно подразделить

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

на эндобионтов (обитающих во внутренних органах), экзобионтов (на поверхности тела, раковине), мезобионтов (обитатели мантийной полости). В зависимости от характера и напряженности трофической связи между симбионтами и хозяевами их можно достаточно условно дифференцировать на паразитов и комменсалов. Паразиты всегда связаны прямой трофической связью с хозяином. Комменсалы — имеют прямую или косвенную трофическую связь, которая не приводит к существенным перестройкам метаболизма. В зависимости от того, насколько обязательной для реализации жизненного цикла симбионта является связь с хозяином, их разделяют на облигатных (связь обязательна) и факультативных (связь необязательна и/или случайна).

Роль симбиотических организмов в техно-экосистеме можно рассматривать в двух аспектах:

1) поддержание или нарушение стабильного функционирования тех или иных элементов техно-экосистемы;

2) возникновение угроз и рисков при воздействии техно-экосистемы на внешние экосистемы, а также на здоровье водопользователей и возможных потребителей биологической продукции.

Одной из основных особенностей абиотических условий в техно-экосистемах водоемов-охладителей энергетических объектов является его своеобразный температурный режим. Температура, как один из основных экологических факторов водной среды, во многих случаях определяет формирование структурно-функциональных характеристик водных экосистем, включая симбиоценозы разного уровня.

Исследователями отмечается неоднозначность действия антропогенного повышения температуры как на организмы в целом, так и на их паразитарные составляющие (Юнчис, 1969; Weisse, 2001). Существуют данные, свидетельствующие о том, что под влиянием теплых вод представители родов *Bothriocephalus*, *Ligula* и, в меньшей степени, *Triaenophorus* могут интенсивно размножаться и вызывать вспышки цестодозов рыб в водоемах-охладителях. Причиной такого воздействия считается ускорение развития планктонных и бентических беспозвоночных, которые являются промежуточными хозяевами этих паразитов (Стражник, 1981). Водоемы-охладители энергетических объектов являются удобными модельными экосистемами для исследования влияния температурного фактора на биоценозы гидробионтов, включая симбиоценозы разного уровня. Подобные исследования особенно актуальны в условиях глобальных климатических изменений и необходимости прогнозирования течения сукцессионных процессов в водных и наземных экосистемах.

После спонтанной инвазии моллюска *D. polymorpha* в водоем-охладитель Хмельницкой АЭС стало необходимым проведение исследования симбиофауны моллюсков этого водного объекта с целью выяснения закономерностей изменения симбиоценозов дрейссены и аборигенных моллюсков в современных условиях. Важной проблемой является поиск эффективных методов регулирования численности дрейссены, поскольку она является чрезвычайно мощным агентом возникновения биологических помех в водоснабжении. В связи с необходимостью разработки эффективных методов борьбы с биопомехами, вызываемыми моллюсками р. *Dreissena*, перспективными для разработки рассматриваются биологические методы, которые основаны на су-

4.9. Гидропаразитологическая ситуация в водоеме-охладителе

существующих типах биотических взаимодействий: хищничество, паразитизм (Шевцова, Харченко, 1986; Харченко, 1995; Molloy et al., 1997).

В связи с большим интересом к этим беспозвоночным, паразитофауну дрейссены в водоемах мира можно считать одной из наиболее изученных среди двустворчатых моллюсков (кроме видов-объектов марикультуры). В мантийной полости и внутренних органах дрейссены в настоящее время зарегистрировано 44 вида и 10 таксонов ранга рода и выше, относящихся к 8 классам из 5 типов эукариотических организмов — инфузории, плоские черви, трематоды, круглые черви, кольчатые черви — олигохеты и пиявки, личинки хирономид и клещи. Кроме этого обнаружены бактерии и внутриклеточные прокариотические патогенные организмы — риккетсии и, возможно, хламидии (Molloy et al., 1997; Мостицкий, 2004; Юришинец та ін., 2003). Наиболее богатые в таксономическом отношении группы организмов — нематоды и личинки хирономид являются непатогенными факультативными симбионтами, которые обитают в мантийной полости моллюсков.

В составе симбиофауны моллюсков р. *Dreissena* в водоемах Украины выявлено 14 видов симбионтов различных систематических групп (риккетсии, инфузории, трематоды, нематоды, олигохеты, клещи). Находка еще 11 видов, отмеченных ранее другими исследователями, требует дальнейшей проверки и уточнения (Юришинец та ін., 2003).

Патогенными организмами, которые, несомненно, способны влиять на организм и показатели развития популяций дрейссены, являются трематоды (Platyhelminthes: Trematoda), которые паразитируют в моллюсках на стадии партенит, продуцирующие последующие партеногенетические поколения и церкарии. Паразитирование в гонаде трематод *Vucephalus polymorphus* Baer ведет к полной, либо частичной стерилизации моллюска-хозяина (Шевцова, Харченко, 1986; Харченко, 1995). Существенное патогенное влияние наблюдается также при паразитировании трематоды *Phyllodistomum* sp. (локализация в жабрах и в гонаде моллюсков) (Здун и др., 1994). Однако, применение этих организмов в качестве агентов биологических методов борьбы весьма проблематично, так как им присущ сложный жизненный цикл, а взрослые особи трематод обитают в позвоночных хозяевах (рыбы, земноводные) и способны вызывать вспышки эпизоотий.

Паразитологические исследования дрейссены в водоеме-охладителе ХАЭС позволили определить структуру симбиотического сообщества этого моллюска, которая практически не изменялась на протяжении периода исследований (июнь 2005 — октябрь 2007 гг.). В охладителе нами не был обнаружен целый ряд видов симбионтов, характерных для симбиотического сообщества моллюска *D. polymorpha*: инфузории р. *Conchophthirus*, *Ophryoglena*, *Hypocotagalma*, *Sphenophrya*, партениты и церкарии трематод *B. polymorphus*, метцеркарии трематод сем. Echinostomatidae и др. Постоянно, но с низкими показателями инвазии (ЭИ — до 4 %, ИИ — 1 экз / особь) в составе симбиофауны дрейссены регистрировали трематод (аспидогастрей), *Aspidogaster limacoides* Deising. Мы предполагаем, что этот вид паразитов уже присутствовал в составе паразитофауны рыб водоема до вселения и развития в нем дрейссены, так как он является обычным паразитом различных карповых, которые, вероятно, и являются его основными хозяевами в водоемах Украины (Титар, 1989; Юришинец та ін., 2004). В мантийной полости моллюсков регистрировали факультативных

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

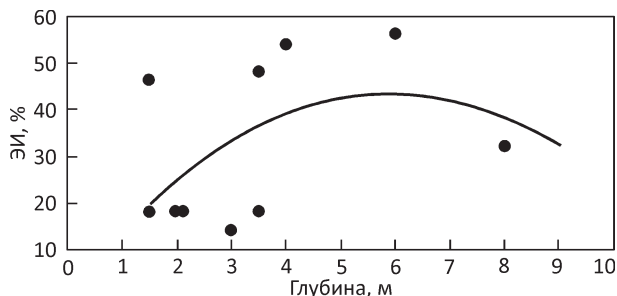


Рис. 4.9.1. Экстенсивность инвазии дрейссены, обитающей на различных глубинах ВО ХАЭС (лето 2006 г.)

симбионтов — нематод, олигохет, водяных клещей, личинок хирономид. Также в мантийной полости моллюсков обнаруживали велигеров дрейссены (как живых, так и погибших).

Показатели экстенсивности инвазии факультативными симбионтами претерпевали закономерные сезонные изменения. В зимний период была отмечена зараженность около 20 % особей моллюсков, в летний — более 30 %.

Изучение показателей инвазии такими организмами как инфузории, колумратки, нематоды, хирономиды, в зависимости от глубины обитания дрейссены показало, что наибольшими показателями экстенсивности инвазии в условиях ВО ХАЭС характеризуются глубины 4—6 м (рис. 4.9.1).

В целом, в период исследований таксономический состав и количество видов-симбионтов были достаточно бедными. Экспериментальные исследования показали восприимчивость дрейссены из популяции водоема-охладителя ХАЭС к инвазии специфическим видом инфузорий (обычным и обильным в других популяциях *D. polymorpha*) — *Conchophthirus acuminatus* Clap. Lachm.

Моллюски из ВО ХАЭС помещались в хорошо аэрируемые аквариумы совместно с дрейссенами из других местообитаний (Киевское и Каневское водохранилища), у которых наблюдались высокие показатели инвазии инфузориями *S. acuminatus* (экстенсивность инвазии — до 100 %, интенсивность инвазии — 26—42 экз / особь). Первые инфузории в дрейссенах из ВО ХАЭС были обнаружены на седьмой день эксперимента. Наиболее благоприятными для распространения инфузорий *S. acuminatus* оказались условия с оптимальными показателями температурного режима (22—24 °С) и проточности. К концу эксперимента экстенсивность инвазии дрейссены из ВО ХАЭС составляла 40—56 %, интенсивность инвазии хотя и увеличивалась, но оставалась сравнительно низкой (3 экз / особь). Самцы дрейссены оказались более привлекательными реципиентами для инвазии инфузориями *S. acuminatus*, чем самки. Таким образом, можно высказать предположение, что отсутствие некоторых обычных в других популяциях дрейссены симбионтов или низкая экстенсивность инвазии в охладителе ХАЭС связана с непродолжительным сроком существования здесь популяции дрейссены. Так как на протяжении нескольких лет (2005—2006 гг.) при паразитологических исследованиях дрейссены данной популяции не обнаружили *S. acuminatus*, то вероятным путем попадания дрейссены в водоем-охладитель ХАЭС можно считать занос планктонной личиночной стадии, свободной от инвазии данным видом инфузорий.

4.9. Гидропаразитологическая ситуация в водоеме-охладителе

Таблица 4.9.1. Трематоды, обнаруженные у моллюсков из ВО ХАЭС (2005—2006 гг.).

Вид моллюска-хозяина	Вид трематод	Дефинитивный хозяин
<i>Lymnaea stagnalis</i> (L.)	<i>Echinoparyphium aconiatum</i> Dietz <i>Opisthioglyphe ranae</i> Froelich	Моллюсковоядные птицы (утиные) Безхвостые амфибии
<i>Radix auricularia</i> (L.)	<i>Echinoparyphium recurvatum</i> Linstow <i>Hypoderaeum conoideum</i> Bloch <i>Diplostomum</i> sp.	Моллюсковоядные птицы (утиные) Рыбоядные птицы (метацеркарии в глазном хрусталике рыб)
<i>Bithynia tentaculata</i> (L.)	<i>Psilotrema spiculigerum</i> Muhling <i>Xiphidiocercara</i> sp. III	
<i>Unio tumidus</i> (Philipsson)	<i>Aspidogaster conchicola</i>	Моллюски
<i>Unio pictorum</i> (L.)	<i>A. conchicola</i>	Моллюски
<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>A. limacoides</i>	Моллюски, моллюсковоядные рыбы

Изучение симбиофауны других видов двусторчатых и брюхоногих моллюсков из ВО ХАЭС показало присутствие обычных для Украины видов паразитических организмов — трематод, окончательными хозяевами которых являются рыбы, земноводные, птицы (табл. 4.9.1). И хотя некоторые из этих видов симбионтов (сем. Echinostomatidae) способны использовать в своих жизненных циклах дрейссену, однако, за период наших исследований это явление не наблюдалось.

Проведенные паразитологические исследования свидетельствуют о восприимчивости популяции дрейссены из ВО к специфическим одноклеточным (*C. acuminatus*) и многоклеточным организмам (*A. limacoides*). Таким образом, при попадании специфических симбионтов в данный водоем, их дальнейшее успешное развитие весьма вероятно. Однако, такое попадание наиболее возможно со взрослыми экземплярами дрейссены из других мест обитания.

Комплексное использование ВО (рыборазведение для биомелиорации и пр.) связано с вероятным использованием некоторыми видами трематод многочисленной популяции дрейссены в качестве дополнительных хозяев, повышающих вероятность завершения жизненного цикла паразитов. Если это произойдет, то в будущем показатели инвазии рыб (особенно моллюсковоядных) и водоплавающих (питающихся дрейссеной) птиц неизбежно будет возрастать.

Одним из прикладных аспектов паразитологических исследований водоемов является определение паразитологической ситуации водного объекта.

Устойчивое развитие общества и рациональное природопользование требует исследования паразитологической ситуации в водоемах и за их пределами с целью контроля состояния среды и разработки и применения своевременных мер по предупреждению вспышек опасных болезней животных и человека. В техно-экосистеме ХАЭС необходимо проведение постоянного контроля паразитологической ситуации в рамках гидробиологического и паразитологического (симбиоценотического) мониторинга. Контроль должен включать качественный состав, количественное соотношение и размещение

4. Гидробиологический режим водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

в конкретный период паразитических организмов, которые поражают человека, домашних и диких животных, сезонную и возрастную динамику паразитофауны и динамику численности популяций отдельных видов паразитов, пути циркуляции возбудителей инвазионных болезней и механизмы их передачи на определенной акватории (территории), благоприятные факторы, степень вызываемой паразитами вреда (Методы изучения..., 1961).

В настоящее время в водоемах-охладителях энергетических объектов (техно-экосистемах) мониторинг паразитологической ситуации не выполняется. Влияние повышения техногенной, в том числе термической, нагрузки на паразитологическую ситуацию в техно-экосистеме связано с двумя следствиями: изменением условий обитания гидробионтов-хозяев и изменением условий обитания возбудителей инвазионных болезней. Повышение температуры приводит к изменению количественных и качественных характеристик основных подсистем техно-экосистемы: планктона, бентоса, перифитона. Это и является предпосылкой изменения паразитологической ситуации. Кроме того, изменения условий формирования паразитологической ситуации будут связаны с комплексом проводимых биомелиоративных мероприятий.

Использование в качестве агентов биологической мелиорации моллюскоядных и растительноядных рыб предполагает также осуществление мероприятий, препятствующих возникновению эпизоотий, массовых заболеваний рыб, способных привести к гибели существенной части популяции и быстрого вторичного эвтрофирования водоема. Для этого необходим паразитологический (ветеринарный) контроль посадочного материала, ихтиопаразитологический мониторинг. Следует принимать во внимание, что именно представители аборигенной ихтиофауны являются потенциальным резервуаром для возникновения эпизоотий у видов-интродуцентов. В случае возникновения эпизоотии, которая может привести к гибели существенного количества популяций рыб в водоеме-охладителе, следует принимать незамедлительные меры по вылову из водоема погибших и больных особей с целью предотвращения вторичного эвтрофирования водоема и перезаражения особей.

Опасными для человека и животных могут быть не только симбиоценоцические, но и свободноживущие или условно свободноживущие виды. Так, повышение температуры водной среды способствует развитию в водоемах патогенных бактерий и простейших. Установлено, что, вероятность обнаружения в водоемах-охладителях амёб *Naegleria fowleri* — возбудителей менингоэнцефалита человека — прямо пропорциональна возрастанию температуры водной среды (Huizinga, McLaughlin, 1990). Кроме того, гидробионты способны содержать в своих организмах некоторых возбудителей заболеваний человека. Так, большинство моллюсков-фильтраторов способны накапливать в мантийной полости цисты лямблий и другие расселительные стадии паразитов, и даже вирусы человека (Sellwood, 1993).

Данные, полученные при исследовании симбиоценозов гидробионтов, в первую очередь вида-вселенца дрейссены, в ВО ХАЭС показали, что в настоящее время паразитологическая ситуация достаточно благоприятна, однако в условиях интенсивного техногенного влияния условия обитания гидробионтов существенно изменяются, в силу чего необходим постоянный контроль динамики развития симбиоценозов.

5

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ ВЗАИМОДЕЙСТВИЙ В ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЕ АЭС

Атомные электростанции представляют собой сложнейшие технические системы, эксплуатация которых связана с определенными воздействиями на окружающую среду. Один из аспектов такого воздействия — это влияние на водные экосистемы, поскольку для охлаждения конденсаторов, других агрегатов, используется большое количество воды из различных водоисточников. В эти и другие водоемы поступают подогретые воды, а также разнообразные стоки. Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) является обязательной составляющей документации при проектировании новых АЭС и реконструкции уже функционирующих, при вводе в эксплуатацию новых энергоблоков. Однако методология проведения таких оценок разработана еще недостаточно. Атомные электростанции, как и другие технические системы не изолированы от внешних влияний. Опасность таких негативных воздействий усугубляется тем, что при нарушении работы агрегатов, а тем более при разрушении, возникает опасность радионуклидного загрязнения среды, как это произошло на Чернобыльской АЭС, японской АЭС «Фукусима-1». Одним из факторов, который может повлиять на надежность работы оборудования АЭС, является фактор биологический. Согласно данным Всемирной ассоциации организаций, эксплуатирующих атомные электростанции, из более 40 аварийных остановов энергоблоков (2004—2007 гг.) десять — оказали непосредственное влияние на системы, связанные с безопасностью АЭС. Причем, и в данном случае это важно подчеркнуть, в более чем в 80 % таких аварийных ситуаций причиной были биологические объекты — водоросли, высшие растения, рыбы, беспозвоночные.

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

В связи с этим, представляется, что, безусловно важные оценки воздействия АЭС на экосистемы, должны быть дополнены оценками риска влияния внешних факторов, в том числе и биологических, на технические системы. То есть, речь должна идти об оценке взаимодействий. В данном разделе рассмотрены некоторые возможные методологические приемы таких оценок, а также принципы организации гидробиологического мониторинга.

5.1. ЭКСПЕРТНАЯ ОЦЕНКА ВЗАИМОДЕЙСТВИЙ МЕЖДУ ОТДЕЛЬНЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЫ АЭС

Существует определенная приоритетность экспертных оценок относительно других подходов, не только потому, что «практически всегда результаты, полученные расчетными методами, нуждаются в проверке специалистами-гидроэкологами и корректировке на уровне экспертных оценок» (Ромененко и др., 1990, с. 17), но также и потому, что окончательные решения о создании, реконструкции технических объектов, режиме их эксплуатации, в конечном счете, принимаются на основе определенных выводов, оценок, заключений по типу альтернативного ответа (Экологические системы..., 1981; Романенко и др., 1990).

Хотя оценка воздействия технических объектов предполагает учет как можно большего количества факторов возможного влияния (Экологические системы..., 1981), в конечном итоге важны принципиально верные знания о наиболее существенных взаимосвязях в экосистемах и о воздействии наиболее важных факторов. Задача специалистов состоит в том, чтобы верно выделить эти важнейшие взаимосвязи и факторы.

В условиях значительного антропогенного пресса экосистемы водоемов-охладителей функционируют, поддерживая достаточный потенциал устойчивости (Гидробиология..., 1991; Экосистема..., 2008). Одним из следствий антропогенного воздействия является повышение биотопического разнообразия в таких водоемах, во всей техно-экосистеме, что приводит в свою очередь к повышению биотического разнообразия на уровнях популяций, сообществ, и это в определенной степени способствует повышению устойчивости экосистем. Можно высказать положение о возможности повышения общего разнообразия абиотической среды путем повышения роли сразу нескольких факторов, то есть увеличения факториальной выравненности. Например, снижение разнообразия среды при значительном воздействии фактора температуры, его сильном доминировании над другими факторами, может быть снижено путем увеличения, например, роли лотических элементов.

В начальный период исследований экосистем водоемов-охладителей строились негативные экологические прогнозы, которые основывались на предположениях о неизбежно катастрофических последствиях так называемого теплового загрязнения и следствиях прямых зависимостей типа: повышение температуры приводит к снижению концентрации растворенного кислорода, stenothermные аборигенные виды организмов будут вытесняться нежелательными или опасными эвритермными и т. п. (Мордухай-Болтовской,

5.1. Экспертная оценка взаимодействий между отдельными элементами

1975, Bush et al., 1974). Дальнейшие исследования не подтвердили полностью негативных прогнозов, однако, многие факторы техногенного воздействия имеют весьма значительное и негативное влияние на биотические процессы. Выявление таких факторов и является основной задачей системы экспертных оценок.

Одни из первых комплексных экспертных оценок состояния экосистем водоемов-охладителей были сделаны К. Паталасом (Patalas, 1975) на основе обобщений материалов по Конинским озерам в Польше — охладительной системе одной, а затем двух тепловых электростанций. Были использованы 19 характеристик, связанных со степенью внутреннего водообмена, режимом кислорода, скоростью продукционно-деструкционных процессов, некоторых характеристик биотических группировок, которые с точки зрения эффекта в экосистеме, оценивались как положительные, отрицательные или нейтральные. Результат общей балльной оценки показал, что сумма положительных оценок составила 12 баллов, нейтральных — 16, отрицательных — 9, что позволило сделать вывод о скорее положительном, чем отрицательном влиянии тепловых электростанций на гидроэкосистемы.

Для более разносторонней оценки, для получения выводов, направленных на разработку мероприятий по охране Конинских озер, была предложена (Zdanowski, 1994, 1998) оценочная таблица из 35 критериев при трехбалльной шкале оценки положительного, отрицательного и нейтрального эффектов (табл. 5.1.1).

Увеличение количества критериев по сравнению с более ранними работами было связано как с более широким взглядом на вопрос об использовании этих озер и их охране от антропогенного воздействия, так и с более глубоким изучением их экосистем. Дальнейшие исследования на Конинской системе (Protasov et al., 1997) показали, что антропогенная нагрузка на экосистемы озер значительно возросла (влияние дополнительного тепла, рекреации, рыбных хозяйств и т. д.), и негативные изменения проявились в «цветении» воды синезелеными водорослями, повышении минерализации воды, интен-

Таблица 5.1.1. Наиболее существенные критерии оценки воздействия тепловых электростанций на гидроэкосистемы (по Zdanowski, 1994).

Характеристики	Эффект		
	Положительный	Нейтральный	Отрицательный
Температура воды > 28 °С		x	xxx
Водообмен в озерах < 10 суток	xxx		x
РН воды > 8,3	xxx		
Высокая скорость минерализации органических веществ	xxx		
Вселение новых видов растений			xxx
Вселение фильтраторов бентоса	xxx		
Общее количество баллов	12	1	7

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

сификации развития высшей водной растительности, в том числе появлении и массовом развитии новых видов растений (*Najas marina*, *Vallisneria spiralis*), обрастании гидротехнических объектов и систем водоводов, заилении и обмелении озер, периодической массовой гибели некоторых организмов. Однако, были отмечены и положительные для экосистемы явления, к которым можно отнести: увеличение водообмена, ограничивающее цветение фитопланктона, поддержание щелочной реакции воды (рН выше 8,3), способствующее связыванию фосфора с карбонатами и снижению его роли в эвтрофировании, высокий темп минерализации органического вещества (особенно в лотических элементах системы — каналах), интенсивное развитие бентических и перифитонных фильтраторов и седиментаторов (*Dreissena polymorpha*, *Sinanodonta woodiana*, *Plumatella emarginata*).

Гидроэкологическая оценка включает ряд основных составляющих воздействия техногенных факторов на такие важные характеристики как эколого-санитарные характеристики качества воды, биопродуктивность, состояние популяций редких и охраняемых видов растений и животных, вероятность биологических помех в водопользовании, гидропаразитологическую, токсикологическую и радиозэкологическую ситуацию (Романенко и др., 1990).

Целесообразно выделить отдельные группы факторов, сгруппировать возможные воздействия, поскольку они значительно различаются как по своей природе, так и по характеру. Таких блоков может быть выделено четыре: 1) воздействия, связанные с изменениями гидрохимических характеристик; 2) воздействия, связанные с изменениями гидродинамических характеристик; 3) воздействия, связанные с повышением температуры воды и 4) воздействия общего инженерного характера. Балльная оценка предполагает учет вероятности проявления, значимости и силы того или иного фактора в данных условиях.

При оценке вероятного воздействия, связанного с увеличением мощности АЭС (создание второго энергоблока ХАЭС), были высказаны определенные гипотезы, положенные в основу дальнейших оценок (Протасов., Здановский, 2001; Protasov, Zdanowski, 2003). По первому гидрохимическому блоку они сводились к следующему. При увеличении мощности АЭС возможны изменения основных *гидрохимических показателей*: режима растворенных газов, содержания органического вещества, биогенных элементов, растворенных солей. Повышение минерализации воды, неизбежное при испарении может оказывать значительное отрицательное воздействие на экосистему, если не будут проводиться мероприятия по усилению внешнего водообмена. Высокий уровень рН будет иметь устойчивый характер при существовании водоема-охладителя как следствие достаточно высокого уровня фотосинтетической активности растений, в первую очередь водорослей планктона. Для экосистемы это не будет иметь отрицательного эффекта, скорее нейтральный и минимальный положительный эффект, поскольку относительно высокие значения рН (более 8,3) приводят к снижению рециклинга фосфора, его депонированию в донных отложениях, связыванию с карбонатами. Это снижает скорость возможного эвтрофирования, что является в высокой степени положительным эффектом для экосистемы.

Повышение нагрузки на водоем-охладитель приведет к изменениям газового режима, в первую очередь растворенного кислорода. В периоды невы-

5.1. Экспертная оценка взаимодействий между отдельными элементами

Таблица 5.1.2. Оценка экологического эффекта * изменений гидрохимических характеристик в водоеме-охладителе (блок 1).

Характеристики	Эффекты		
	Положительный	Нейтральный	Отрицательный
1.1. Повышение минерализации воды		1	3
1.2. Повышение значений pH	1	1	2
1.3. Снижение доступности фосфора как биогенного вещества	3		
1.4. Повышение концентрации кислорода в поверхностных слоях воды	2		
1.5. Снижение концентрации кислорода в придонных слоях			3
1.6. Накопление органического вещества в зонах активного продуцирования			3
Сумма баллов	6	2	8

* Здесь и далее принята трехбалльная шкала оценки: 1 — слабый эффект, 2 — средний, 3 — сильный.

соких естественных температур (зимний, осенний, ранне-весенний) газовый режим для гидробионтов будет улучшаться за счет увеличения циркуляции воды, турбулизации потоков, фотосинтетической активности растений, уменьшения или отсутствия ледового покрова. Экологический эффект можно оценить как положительный. В то же время в придонных слоях воды кислородный режим может ухудшиться в теплое время года в силу снижения растворимости кислорода, термической стратификации, повышения деструкционной активности донных организмов. Такой эффект можно оценить как отрицательный.

Изменения в условиях обитания гидробионтов в аспектах газового режима, pH среды, накопления органических веществ, доступности биогенных веществ, то есть различных гидрохимических показателей будут изменяться как в сторону положительного эффекта, так и отрицательного (табл. 5.1.2). Наиболее нежелательные или даже опасные для экосистемы явления — это эвтрофирование, накопление органических веществ, дефицит кислорода.

Забор воды для охлаждения конденсаторов и сброс подогретых вод энергостанций приводит к изменениям *гидродинамических условий* в водоеме-охладителе, что определяет эффект по этому блоку факторов. Повышение внутреннего водообмена — положительное явление для всей экосистемы. Повышение скорости течения в подводящем и отводящем каналах также может рассматриваться как положительное явление, поскольку в лотических условиях формируются и функционируют реофильные биоценозы с высокой деструкционной активностью, однако увеличивается дрейф организмов, нарушаются биотопы перифитона и бентоса. Повышение общего биотопического разнообразия, появление экотонных зон на границах лотических и лентичес-

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

Таблица 5.1.3. Оценка экологического эффекта изменений гидродинамических характеристик в водоеме-охладителе (блок 2).

Характеристики	Эффекты		
	Положительный	Нейтральный	Отрицательный
2.1. Повышение внутреннего водообмена	3		
2.2. Повышение скорости воды в подводящем и отводящем каналах	3	1	1
2.3. Повышение биотопического разнообразия по гидродинамическим факторам	3		
2.4. Расширение зон термического воздействия за счет интенсификации циркуляции охлаждающих вод	2		2
2.5. Увеличение объема воды, проходящей через системы охлаждения	2		2
2.6. Воздействие течений на донные биотопы			1
2.7. Создание условий для развития реофильных видов	2		
Сумма баллов	15	1	6

ких систем также можно рассматривать как положительное явление для экосистемы.

Увеличение циркуляционных потоков будет расширять зоны подогрева, вовлекать в них большие объемы воды с организмами планктона, расширять зоны дна, испытывающие термическое воздействие. Роль этого фактора можно оценивать и как положительную, и как отрицательную.

Введение на АЭС дополнительных мощностей приводит к увеличению объемов воды, проходящих через системы охлаждения и техводоснабжения, что с одной стороны, оказывает отрицательное влияние на развитие синезеленых планктонных водорослей (положительный эффект при этом связан с уменьшением вероятности гиперпродукции при «цветении» воды именно этими водорослями), с другой — способствует увеличению гибели зоопланктона, молоди рыб в технических системах (отрицательный эффект). Увеличение гидродинамических воздействий может привести к размыванию грунтов, ресседиментации взвесей, нарушению биотопов бентических организмов. Таким образом, на основании экспертных оценок можно сделать заключение, что большая часть изменений в гидродинамическом режиме не вызовет отрицательного эффекта в экосистеме водоема-охладителя, более того, можно ожидать положительный эффект (табл. 5.1.3).

В водоемах-охладителях фактором, наиболее важным в экологических процессах, является *термический*, связанный со сбросом подогретых вод (блок 3, табл. 5.1.4). Как показывает практика эксплуатации водоемов-охладителей, локальные и различные по времени подъемы температуры при работе одного, а тем более 2 энергоблоков выше 30 °С вполне вероятны. Повышение температуры воды приводит к снижению растворимости кислорода в воде,

5.1. Экспертная оценка взаимодействий между отдельными элементами

повышению потребления кислорода гидробионтами. Значительное повышение температуры приводит к гибели гидробионтов от прямого теплового воздействия.

Изменение термического режима в сторону повышения температуры в водоемах-охладителях способствует вселению и распространению видов-термофилов, включая субтропические и тропические виды животных и растений. По экологическим характеристикам вселенцы различны, разнообразны и экологический эффект инвазий: например, с вселением фильтраторов связан положительный эффект, водорослей планктона — отрицательный, поскольку они могут стать причиной «цветения» воды в условиях, неблагоприятных для аборигенных видов; высшие водные растения могут образовывать значительные по плотности заросли, создавать биологические помехи. Контурибионтные водоросли-термофилы, как правило, дают отрицательный эффект, поскольку они активно продуцируют большие количества органического вещества, вызывают биопомехи в работе насосного оборудования. Повышение температуры может привести к появлению новых паразитических и патогенных видов организмов.

Предпосылками вселения новых видов в водоемы-охладители, в том числе и в водоем Хмельницкой АЭС, являются их своеобразный термический режим и открытость для разнообразной хозяйственной деятельности человека, воздействие неконтролируемых факторов природного характера. В период исследований 2007—2010 гг. было отмечено вселение нескольких видов — беспозвоночных и водорослей (Силаева и др., 2009).

Летом 2006 г. в перифитоне был обнаружен ракушковый рачок *Tyrrhenocythere amnicola donetziensis*. По данным Л. Нагорской (Институт зоологии АН Беларуси, определение вида ее же), вид обитает в более южных широтах от Сербии и Хорватии до Арала, в Беларуси не зарегистрирован, данных по Украине нет.

В октябре 2007 г. в перифитоне впервые были отмечены полипы пресноводной медузы *Craspedacusta sowerbii*. Медузоидная стадия *C. sowerbii* в планктоне обнаружена не была. В 2008 г. в подводящем и отводящем каналах была обнаружена диатомовая водоросль *Pleurosira laevis* (Ehrenberg) Compere (Генкал, Ярмошенко, 2009), это первая находка данного вида в пресных водоемах (фото на цветной вклейке Л.П. Ярмошенко). В июне 2009 г. на откосах подводящего канала впервые в водоеме была обнаружена зеленая нитчатая водоросль *Chaetomorpha henningsii* P. Richt. В климатической зоне, где расположен водоем-охладитель ХАЭС (на границе Лесостепной и Полесской зон) этот вид ранее не отмечался. Уже в середине июля большие скопления нитчатых водорослей были отмечены на вращающихся сетках блочных насосных станций (БНС) ХАЭС, т. е. этот вид является агентом биопомех в водоснабжении АЭС. В сентябре 2010 г. на мелководьях западного (глубина 0,4 м) и восточного (глубина 0,7—1,0 м) районов водоема-охладителя ХАЭС обнаружен ранее не отмечавшийся вид высших водных растений — наяда морская (*Najas marina*). Вид встречается в основном в солоноватоводных водоемах, в Полесской зоне и Лесостепи встречается редко. Весьма вероятно, может оказывать биопомехи, поскольку ее ломкие стебли могут переноситься течением по подводящему каналу к БНС. В сентябре этого же года на урезе воды в восточном районе

водоема-охладителя был отмечен рогоз Лаксмана (*Typha laxmannii* Lerech.) с плотностью до 10 побегов / м². Вид широко распространен в водоемах степных районов Украины, спорадически встречается в Лесостепи и на юге Полесья (Балашов, Парахонська, 1977).

Массовое развитие губок *Eunapius carteri* (Bowerbank) (Porifera, Spongillidae), наиболее редкого в водоемах Украины (Трылис и др., 2009), на гидротехнических сооружениях (опоры мостов, бетонные поверхности БНС) впервые отмечено в 2006 г., а в 2007 и 2008 гг. губки стали здесь одним из доминантов в перифитоне, в летний период локально вытесняли на субстратах дрейссену.

Брюхоногие моллюски *Theodoxus euxinus* (Clessin) впервые были найдены в июле 2006 г. в южной части охладителя, на дамбе, ограничивающей водоем от затопленной поймы р. Гнилой Рог в приуездной зоне на камнях (Анистратенко и др., 2007), повторно эти моллюски в водоеме найдены не были. Распространены в северном Причерноморье. Брюхоногие моллюски рода *Ferrissia* Walker (вселенец американского происхождения) в охладителе ХАЭС впервые найдены в июле 2007 г. в перифитоне и бентосе (Анистратенко и др., 2008), в основном в сообществах с доминированием дрейссены. В июле и октябре 2007 г., позже и в сентябре 2008 г., в перифитоне обнаружены брюхоногие моллюски американского происхождения рода *Planorbella* Haldeman, 1843.

Повышение температуры привлекает водоплавающих птиц, в том числе и перелетных, в холодное время года. Многие из них являются промежуточными хозяевами паразитов. Своей трофической активностью они могут повысить общую скорость утилизации органических веществ в экосистеме, однако и привносят дополнительные биогенные элементы.

Повышение температуры, в особенности в нестабильном, непредсказуемо переменном режиме, вселение новых термофильных видов может привести к элиминированию аборигенных видов гидробионтов. Повышение температуры приводит к ускорению химических и биохимических реакций, повышению скорости метаболизма, повышению общего уровня оборачиваемости вещества, что может рассматриваться как положительный эффект для экосистемы. При повышении температуры ускоряются процессы развития организмов, увеличиваются темпы отмирания организмов с короткими жизненными циклами, происходит вторичное загрязнение. Увеличивается общее биотопическое разнообразие в связи с увеличением диапазона температур, появлением зон в различной степени подверженных термическому влиянию, что может рассматриваться как положительное явление.

Следует отметить, что многие как позитивные, так и негативные явления термического воздействия непосредственно связаны с биологическими явлениями: появление и развитие термофильных видов, ускорение жизненных циклов, повышение уровня метаболизма и т. п. Катастрофический характер может иметь отмирание организмов при экстремальных температурах, тем более, что этот процесс носит характер цепной реакции, поскольку отмирание организмов вследствие термического воздействия влечет за собой накопление органических веществ, его разложение, то есть повышение бактериальной деструкционной активности. Это, в свою очередь, приводит к дефициту кислорода и, как следствие, гибели организмов уже от дефицита кислорода. Интегральная оценка термического воздействия показывает, что негативных

5.1. Экспертная оценка взаимодействий между отдельными элементами

Таблица 5.1.4. Оценка экологического эффекта изменений гидротермических характеристик в водоеме-охладителе (блок 3).

Характеристики	Эффекты		
	Положительный	Нейтральный	Отрицательный
3.1. Снижение растворимости кислорода			1
3.2. Повышение потребления кислорода гидробионтами			2
3.3. Вселение и развитие видов-термофилов			
3.3.1. Фильтраторы и седиментаторы	3		
3.3.2. Водоросли планктона			3
3.3.3. Водоросли-контуробионты			3
3.3.4. Патогенные микроорганизмы, паразиты			1
3.4. Высокая численность водоплавающих птиц в холодное время года	1	1	1
3.5. Элиминирование аборигенных видов		1	2
3.6. Ускорение оборачиваемости вещества	3		
3.7. Увеличение количества генераций гидробионтов	1	1	
3.8. Ускорение отмирания короткоцикловых форм			2
3.9. Отмирание организмов при экстремальных температурах			3
3.10. Увеличение биотопического разнообразия	3		
Сумма баллов	11	3	18

эффектов больше, чем позитивных (табл. 5.1.4). Кроме того, важным является «пороговый эффект», когда при температуре более 30 °С можно ожидать значительные негативные изменения в гидробиоценозах.

Рассмотрим далее воздействия *общего инженерного характера*, куда следует отнести различные факторы, связанные с инженерными работами по строительству, запуску, наладке энергоблоков и т. п. (табл. 5.1.5). Возможны различные воздействия на гидроэкосистемы, в том числе случайные, прямо не связанные с водопользованием. Период наладки любых агрегатов всегда связан с определенной нестабильностью работы, непредсказуемыми, непериодическими, импульсными воздействиями на окружающую среду: возможны колебания температуры, смывы в водоем загрязняющих веществ с промплощадок, залповые выбросы различных, в том числе токсичных веществ.

Введение в строй энергоблоков увеличивает масштабы технических биотопов для гидробионтов, происходит возрастание удельного веса техногенной составляющей в техно-экосистеме. Сюда входят циркуляционные и технические трубопроводы, камеры насосных систем, решетки, сетки, фильтры, различные элементы гидросооружений и т. п. В целом увеличение биотопического разнообразия за счет техногенных биотопов следует рассматривать как положительное явление для техно-экосистемы. Однако, развиваясь в этих новых биотопах, организмы будут создавать дополнительные биопомехи в эксплуа-

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

Таблица 5.1.5. Оценка экологического эффекта от воздействий общего инженерного характера (блок 4).

Характеристики	Эффекты		
	Положительный	Нейтральный	Отрицательный
4.1. Общее повышение инженерной активности			3
4.2. Нестабильность различных воздействий в период строительства и наладки		1	3
4.3. Новые биотопы для гидробионтов	3	1	3
4.4. Аккумуляция веществ с негативным действием (тяжелые металлы, радионуклиды)			2
Сумма баллов	3	2	11

Таблица 5.1.6. Общая оценка воздействия АЭС по 4 блокам.

Характеристики	Эффекты		
	Положительный	Нейтральный	Отрицательный
1. Воздействия, связанные с изменениями гидрохимических характеристик	6	2	8
2. Воздействия, связанные с изменениями гидродинамических характеристик	15	1	6
3. Воздействия, связанные с повышением температуры воды	11	4	18
4. Воздействия общего инженерного характера	3	2	11
Общая сумма баллов	35	9	43

тации оборудования электростанций, что является крайне отрицательным эффектом.

Возможны и необходимы мероприятия по созданию биопозитивных конструкций в виде искусственных рифов в местах активизации процессов самоочищения. Также обязательно следует учитывать возможную биопозитивность при проектировании гидросооружений.

Приведенные выше оценки показывают, что воздействия каждой из групп могут быть как отрицательными для всей техно-экосистемы, так, и положительными (табл. 5.1.6).

Формально количество положительных эффектов (35) с нейтральными (9) почти равно отрицательным (43), однако следует предостеречь от выводов о безусловной «компенсации» негативных влияний позитивными. Приведенные оценки показывают в каких направлениях лежат возможности повышения позитивных эффектов и в каких — снижение негативных. Например, воздействия гидродинамического блока могут быть более позитивными, чем

5.1. Экспертная оценка взаимодействий между отдельными элементами

негативными. Опасность негативных воздействий в большой степени заложена в блоке термического воздействия, в гидрохимическом блоке — в аспекте возможного повышения эвтрофирования, ухудшении кислородного режима.

Дальнейшие исследования уже после введения в строй второго энергоблока ХАЭС в 2004 г. позволяют оценить верность оценок и предположений (см. соответствующие разделы данной монографии).

Рассматривая влияние гидрохимических факторов, следует отметить, что некоторые из них, предполагаемое влияние которых было велико, таковым не оказалось, в то же время, некоторые факторы не были учтены. Так, повышение минерализации при возрастании температуры и увеличении испарения действительно приводит к повышению минерализации, но в ВО ХАЭС существенного изменения этого показателя не произошло. При работе одного энергоблока минерализация составляла около 300 мг/дм³, в при работе двух энергоблоков — около 400, в отдельных районах — около 500 мг/дм³. В определенной мере оправдался прогноз снижения содержания кислорода в придонных слоях воды. Хотя заморные явления отмечены не были, содержание кислорода в жаркий летний период было на грани критического по оценкам для рыбохозяйственных водоемов: насыщение кислородом снижалось в придонных слоях до 70 %.

В прогнозных оценках была существенно неучтена роль и влияние сбросов с очистных сооружений. Например, количество поступившего фосфора фосфатов в водоем в первый (при работе одного энергоблока) и второй периоды были близкими — 59 и 53 т/год, однако в первый период среднегодовой запас фосфора в водоеме был почти в 4 раза меньше — 3,1 и 11,6 т, соответственно. Общий запас сульфатов в ВО составлял в первый период 9070 т, а поступило со стоками за год около 400 т. Во второй период общий запас сульфатов несколько увеличился — до 10400 т, также возросло и количество сульфатов, поступающих со сбросами — 510 т. Можно заключить, что сброс с очистных сооружений оказывает существенное влияние на гидрохимический режим водоема. Не оправдалось предположение о значительной роли накопления органического вещества в зонах активного продуцирования. В целом можно сделать заключение, что по гидрохимическому блоку негативный прогноз был верным, хотя некоторые важные изменения не были учтены.

Что касается оценок по гидродинамическому блоку, то здесь также результаты прогнозных оценок были различны. Вычлнить роль увеличения внутреннего водообмена довольно сложно, тем более, что с вселением в водоем-охладитель мощного фильтрата — моллюска *Dreissena* непосредственно перед началом работы второго энергоблока существенно изменило многие характеристики экосистемы. Можно отметить, что прекращение циркуляции воды в летний период 2008 г. сопровождалось резким снижением обилия организмов планктона в начале осеннего периода. Повышение скорости течения воды в подводном канале, безусловно, сыграло значительную роль в создании благоприятных условий для развития дрейссены. Подводящий канал стал эффективно функционировать как биологический фильтр. В летний период 2008 г. при отсутствии водообмена в канале часть популяции дрейссены оказалась на грани отмирания из-за существенного снижения содержания кислорода, что могло привести к серьезным последствиям в плане возникновения биологических помех.

Существование круглогодичной циркуляции действительно расширило зоны термического воздействия подогретых сбросов. Среднегодовая температура возросла в удаленных от сброса подогретых вод в западном и южном районах. Последствия этого в прогнозных оценках были представлены двояко — как положительные, так и отрицательные. Действительно, в качестве положительного эффекта может рассматриваться увеличение интенсивности деструкционных процессов во всем водоеме, включая и удаленные от сброса районы, в качестве отрицательного — увеличение первичной продукции, в частности, нитчатых водорослей в западном и южном районах. Однако, следует отметить, что значительная продукция донных нитчатых водорослей в значительной мере была спровоцирована значительным изменением гидрооптического режима на счет увеличения прозрачности, в первую очередь, за счет фильтрационной активности дрейссены.

Негативного гидродинамического воздействия течений на донные биотопы отмечено не было. Что касается создания благоприятных условий для развития реофильных видов, то, как уже было отмечено, именно в подводящем канале наиболее интенсивно развивалась дрейссена. Не исключено, что именно благоприятная гидродинамическая обстановка способствовала массовому развитию в подводящем канале другого вселенца — губки *Eunapius* и конкурентному вытеснению ею дрейссены в некоторых биотопах подводящего канала. Следует также отметить, что гидродинамический фактор играл важную роль в пространственном распределении по глубине поселений дрейссены на плотине. Не было учтено влияние ветрового фактора (направления и силы ветра) в общей гидродинамике водных масс.

Можно заключить, что в целом оценка положительной роли гидродинамического блока факторов была сделана верно, хотя, вероятно, была несколько завышена. Кроме того, следует отметить существенную не прямую, а косвенную роль гидродинамического фактора, в частности, на гидротермические показатели.

Блок различных аспектов термического влияния был одним из важнейших. Как уже было отмечено, явного дефицита кислорода при повышении температуры зафиксировано не было. Однако, следует учитывать возможность влияния термической стратификации на кислородный режим, особенно в периоды минимального ветрового воздействия. Оказался справедливым прогноз относительно вселения некоторых видов гидробионтов. Для их натурализации в водоеме именно соответствующий термический режим был важным фактором. Организмами — вселенцами, которые оказали наибольшее влияние на экосистему водоема-охладителя и всю техно-экосистему, были, безусловно, моллюски *Dreissena*. Их первичное вселение, очевидно, не было связано с изменением термического режима, но увеличение продолжительности периода размножения в течение года, периода пребывания личинок в планктоне, безусловно, положительно повлияло на быстрое заселение всех возможных биотопов. Вселение же губки *Eunapius carteri* и массовое ее развитие, связано именно с изменением термического режима. Следует отметить, что повышение температуры является фактором интенсификации физиологических процессов, в том числе и фильтрационной активности. То есть, возрастание прозрачности воды в определенной

5.1. Экспертная оценка взаимодействий между отдельными элементами

мере было следствием повышения температуры, благодаря биологическому фактору.

Признаков ухудшения паразитологической ситуации при возрастании температуры отмечено не было. Явление элиминирования аборигенных видов при повышении температуры проявилось в значительном снижении численности крупных двустворчатых моллюсков, в особенности рода *Anodonta*. Ускорение оборачиваемости вещества и увеличение числа генераций гидробионтов оценить не удалось, вопрос об этих эффектах остается открытым. Не было отмечено массовое отмирание организмов при экстремальных температурах воды.

Оценка увеличения биотопического разнообразия (по гидротермическому блоку) при введении в строй второго энергоблока была сделана, скорее всего, недостаточно корректно. Повышение температуры наряду с увеличением гидродинамического воздействия, наоборот сгладило различия температурных зон в пространстве водоема, а во времени — привело к отсутствию периодов полного снятия термической нагрузки. Более существенным в плане увеличения гетерогенности водных масс был фактор влияния ветра. Термический фактор можно считать резко доминирующим над другими, то есть снизилась факториальная выравненность. Таким образом, прогноз по пункту 3.10 оказался неверным. В целом можно сделать заключение, что резко отрицательный прогноз по термическому блоку оценок был преувеличен.

Такое же заключение можно сделать и по последнему блоку оценок. Ни один из факторов, связанных с повышением общей техногенной активности при введении в строй второго энергоблока не проявился явно в негативных последствиях. Одним из косвенных следствий можно считать вселение дрейссены, которое, вероятнее всего, произошло при зарыблении водоема с целями биомелиорации.

Оценка воздействия энергетических объектов на гидроэкосистемы, также как оценка возможных изменений в техно-экосистеме в целом — сложная и многоплановая задача. Экспертные оценки, естественно, не могут быть единственной основой для принятия решений по тому или иному вопросу о возможности создания, реконструкции, изменении режима эксплуатации технических объектов. Однако, они позволяют сделать заключения о самых важных и значимых элементах воздействия. Наиболее существенное воздействие оказывает фактор повышения температуры. Необходимо отметить временные и пространственные аспекты этого воздействия. Если в летний период негативное воздействие может быть усилено высокими естественными температурами, то в зимний период могут наоборот отмечаться положительные явления за счет уменьшения периода ледостава или полного отсутствия ледового покрова. Опыт исследований показывает, что в пространственном аспекте существенное влияние подогретых сбросов отмечается в отводящих каналах, в непосредственной близости от сбросов.

Понятие «воздействия общего инженерного характера», включает весь комплекс факторов, связанных с инженерными работами по созданию, наладке, эксплуатации того или иного технического объекта. Воздействия эти могут быть весьма опосредованными. Например, увеличение населения в регионе в связи с инженерными работами само по себе вряд ли может быть фактором

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

воздействия, однако очевидно, что это увеличит количество хозяйственно-бытовых стоков.

Предложенная схема критериев оценки совершенно не претендует на абсолютную полноту. Она должна быть дополнена или изменена в соответствие с особенностями конструкций, технологических регламентов, биологических особенностей техно-экосистем, однако, сами принципы ее построения представляется нам конструктивными и могут служить основой для дальнейших разработок.

5.2. БИОИНДИКАЦИЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ АЭС НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Водные объекты, связанные с системами охлаждения АЭС, являются специфическими экосистемами, для которых основной фактор антропогенного воздействия — температура сбросных вод. Это и обуславливает специфику методических подходов к определению степени нарушения данных экосистем.

Тем не менее, существует целый ряд проблем общего характера, которые дискутируются при проведении такого рода исследований с применением методологии и методов биоиндикации. В первую очередь это относится к выбору биотических индексов, набору метрик и методам отбора проб (Семенченко, Разлуцкий, 2011).

В частности, в водоемах-охладителях пробы необходимо отбирать как в пелагической зоне, так и прибрежье. В пелагиали озер и водохранилищ как планктонное, так и бентосное сообщество более однообразно по своему таксономическому составу и по набору чувствительных к загрязнению видов, чем в литоральной зоне. С другой стороны, литоральная зона в большей степени подвергается тепловой нагрузке в основном из-за перемешивания водных масс и отсутствия выраженной стратификации в столбе воды. Несколько иная ситуация складывается в искусственно созданных водоемах-охладителях. В частности, фауна (зоопланктон и зообентос) данных экосистем иногда бывает довольно сильно обеднена, сложно выделить участки или набор видов, которые могли бы быть использованы как эталонные или нативные для последующего сравнения. В этих случаях можно использовать некое модельное (гипотетическое) сообщество, под которым подразумевают такое сообщество, которое могло бы существовать в данном биотопе при отсутствии подогрева.

Наиболее разработаны подходы к оценке разного рода нарушений для речных экосистем (Семенченко, 2004). Эти подходы в значительной мере могут быть использованы и для оценки воздействия теплового загрязнения, как с использованием биотических индексов, так и по методу эталонных створов.

Следует отметить, что в Европейской Рамочной Водной Директиве (WFD) нет упоминания о тепловом факторе, как факторе загрязнения (Directive..., 2000). Это, однако, не означает, что его воздействие не должно оцениваться.

Среди биологических показателей, для оценки степени нарушения озерных экосистем, например, в проекте, посвященном их исследованию EUROLAKES (2003), рекомендуются следующие:

5.2. Биоиндикация воздействия АЭС на водные экосистемы

- 1) видовой состав и численность фитопланктона — отражают биогенную и тепловую нагрузку;
- 2) структура макрозообентоса в профундали — отражает возможный дефицит кислорода в придонном слое;
- 3) макрофиты и литоральный макрозообентос — отражают изменения в морфологических, морфометрических, водообменных и термических процессах.

Для речных экосистем основными группировками для такого рода оценок является макрозообентос и рыбы (Семенченко, 2004).

Для оценки экологического статуса водных объектов, подвергающихся тепловому воздействию, можно использовать как абиотические, так и биотические характеристики — прозрачность, содержание хлорофилла «а», видовое богатство различных трофических уровней, содержание общего или растворенного фосфора, содержание азота.

Биологические показатели, которые используются для оценки воздействия антропогенных факторов на природные экосистемы, применимы и к экосистемам водоемов-охладителей и водотоков, испытывающих техногенные нагрузки (табл. 5.2.1).

Возможны два сценария изменения структуры **фитопланктона** при возрастании температуры в водоеме. Типичным примером является массовое развитие синезеленых водорослей при высоких температурах, особенно в мелководных озерах и водохранилищах. Установлено, что для большинства пресноводных синезеленых водорослей температурный оптимум находится около 28—30 °С. Например, для широко распространенного вида *Microcystis aeruginosa* (Kutzing), оптимальная температура для роста и фотосинтеза в оз. Мендота составляет 25 °С (Копорка, Brock, 1978), а в эвтрофном мелководном оз. Фуруике (Япония) оптимальные температуры для массового развития этого вида составляли от 24,7 до 33,9 °С (Hiroyuki et al., 2009). Кроме того, в экспериментах, проведенных в замкнутых объемах, было установлено, что цветение воды, вызванное *Microcystis*, приводило к резкому извлечению растворенного фосфора из донных отложений. Многолетние исследования, проведенные на мелководном оз. Лукомском, водоеме-охладителе тепловой электростанции, демонстрируют закономерное увеличение биомассы фитопланктона в основ-

Таблица 5.2.1. Биологические показатели и метрики, необходимые для классификации высокого, хорошего, и умеренного экологического качества вод (по приложению 5 WFD).

Биологическая показатели	Метрики
Фитопланктон	1, 2, 3, 4
Водная растительность	1, 2
Бентические беспозвоночные	1, 2, 5, 6
Рыбы	1, 2, 6, 7

Примечание. 1 — таксономический состав, 2 — обилие, 3 — биомасса, 4 — максимальное развитие («цветение» фитопланктона), 5 — разнообразие, 6 — чувствительные таксоны (например, доля чувствительных по отношению к нечувствительным видам организмов), 7 — возрастная структура популяций.

ном за счет пиропитовых и синезеленых водорослей с возрастанием концентрации растворенных фосфатов (Экосистема..., 2008).

Однако, возможен и иной сценарий развития фитопланктона при повышении температуры. Проведенные нами многолетние исследования на глубоководном оз. Дрисвяты, водоеме-охладителе Игналинской АЭС показали, что подогрев воды вызвал массовое развитие погруженных макрофитов, главным образом рдестов, при увеличении прозрачности воды в озере. Как показали эксперименты с мезокосмами, несмотря на увеличение содержания растворенных фосфатов, параллельно происходило снижение биомассы фитопланктона при ее росте у макрофитов (Feuchtmayr et al., 2009).

Реализация того или иного сценария развития растений, в том числе водорослей планктона, при увеличении температуры воды видимо будет определяться скоростью поступления биогенных элементов, как из донных отложений, так и с водосбора, а также глубиной водоема.

Таким образом, если принять, что возрастание температуры будет происходить с параллельным увеличением концентрации растворенного фосфора и азота, то это будет способствовать развитию синезеленых водорослей. Как отмечается (Jeppesen, 2003), основные риски для озер, вызванные глобальным потеплением, связаны с возможным массовым развитием синезеленых водорослей.

Для экологических оценок могут быть использованы структурные характеристики фитопланктона, например диатомовый индекс, основанный на учете доли диатомовых водорослей в фитопланктонном сообществе. В то же время известно, что количество видов и индексы видового разнообразия имеют куполообразную зависимость от температуры, в основном связанную с увеличением количества видов протококковых водорослей. Во многих водоемах-охладителях происходит массовое развитие дрейссены, которая может за счет фильтрационной активности снижать количество взвесей, включая и фитопланктон (Дрейссена..., 1994).

Реакция **зоопланктона** на повышение температуры в первую очередь связана с выпадением или уменьшением численности холодноводных видов, таких как коловратки *Conochilus unicornis* Rousselet, *Kellicottia longispina* (Kellicott), ветвистоусые *Daphnia cristata* Sars, веслоногие *Heterocope appendiculata* Sars, *Cyclops strenuus* Fisch. и других. Данные виды замещаются более теплолюбивыми или эвритермными: *Diaphanosoma brachyurum*, *Chydorus sphaericus*, *Eudiaptomus graciloides* и др.

Установлено также, что при повышении температуры изменяется соотношение численности и биомассы веслоногих и ветвистоусых в пользу последних. Так в оз. Лаго-Маджоре, в период его мезотрофного состояния удельная роль веслоногих ракообразных в зоопланктоне снизилась на 10 % при повышении летней температуры на 10 °C (Visconti et al., 2008).

Таким образом, структура зоопланктонного сообщества может быть достаточно хорошим показателем изменения температурного режима. Показатели численности и биомассы, как правило, менее надежны как индикаторы, так как их связь с температурой носит куполообразный характер в основном из-за массового развития одного—двух видов.

Анализ данных по зоопланктону разнотипных мелких озер показал, что относительные параметры зоопланктона оказались более чувствительными для

5.2. Биоиндикация воздействия АЭС на водные экосистемы

Таблица 5.2.2. Оценка качества воды по показателям доли численности крупных видов ветвистоусых ракообразных в общей численности ветвистоусых (КК) и отношению биомассы рачкового зоопланктона к биомассе фитопланктона (З : Ф) в разных типах мелких озер умеренной зоны (по Moss et al., 2003).

Высокое		Хорошее		Посредственное		Низкое	
КК	З : Ф	КК	З : Ф	КК	З : Ф	КК	З : Ф
Относительно небольшие мелкие озера (<100 км ²)							
>0,5	>70	>0,5	>70	0,2—0,5	30—69	<0,2	<30
Большие мелкие озера (>100 км ²)							
>0,5	>70	>0,5	>70	0,2—0,5	30—69	<0,2	<30

определения их экологического состояния, чем абсолютные характеристики сообществ (Moss et al., 2003). Использовались два параметра: первый — доля крупных ветвистоусых ракообразных нескольких широко распространенных родов (*Daphnia*, *Eurycerus*, *Simocephalus*, *Sida*, *Diaphanosoma*, *Holopedium*, *Leptodora*, *Polyphemus*) в общей численности ветвистоусых и второй — отношение биомассы зоопланктона к биомассе фитопланктона.

Доля крупных видов ветвистоусых в их общей численности и отношение биомассы рачкового зоопланктона к содержанию хлорофилла «а» находится в определенных пределах в разнотипных озерах разного экологического статуса и могут служить индикаторными параметрами (табл. 5.2.2). Кроме того, известно, что повышение температуры приводит к существенному увеличению доли мелких видов ветвистоусых ракообразных (Brucet, 2010).

В Американском Агентстве по охране окружающей среды (USEPA) разработан перечень метрик, которые можно, по нашему мнению, использовать и для водоемов-охладителей (табл. 5.2.3).

Поскольку зоопланктон совершает суточные миграции, пробы рекомендуется отбирать в дневное время, а не в сумерках. Предпочтительным периодом для их отбора является середина лета, когда наблюдается наибольшее развитие зоопланктонных сообществ, и они достигают определенной стабильности.

Одним из индикаторов теплового загрязнения является смертность животных, вызванная высокими температурами. Смертность в результате неблагоприятных физических и химических факторов оценивается на основе учета мертвых особей, выявляемых в пробах, с применением специального окрашивания метиленовым синим.

Реакция **зообентоса** на изменение температуры сходна с таковой для зоопланктона. При этом, состояние литорального бентосного сообщества более показательно как индикатор теплового загрязнения.

Одним из широко используемых характеристик зообентоса для оценки воздействия многих факторов среды, включая температуру, является индекс ЕРТ (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera), который представляет собой сумму количества видов личинок данных отрядов насекомых. Этот индекс не

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

Таблица 5.2.3. Метрики зоопланктонных сообществ, рекомендуемые USEPA для индикации экологического статуса озер.

Метрика	Ответ на воздействие
Доля крупных <i>Daphnia</i> (> 1 мм)	Снижается при загрязнении, или стрессе
Количество таксонов	Снижается
Процент доминирования	Повышается
Размерная структура (% крупных или % мелких животных)	Увеличивается доля мелких видов (коловраток)
Метрики трофической структуры:	Упрощение трофической структуры
— количество трофических уровней	Снижается
— величины сложности	Снижается
— доля крупных хищников	Снижается
— количество хищных видов	Снижается

имеет балльной градации, но он весьма чувствителен к изменениям разных факторов среды.

Кроме индекса ЕРТ, в качестве метрик могут выступать следующие структурные показатели макрозообентоса:

- 1) количество видов;
- 2) индекс Маргалефа (оценка разнообразия);
- 3) доля *Oligochaeta* в общей численности макрозообентоса;
- 4) доля хищников в общей численности макрозообентоса;
- 5) количество семейств макрозообентоса;
- 6) доля *Diptera* в общей численности макрозообентоса;
- 7) отношение численности соскребателей к численности собирателей.

Указанные метрики, как правило, снижаются по мере ухудшения экологического состояния водного объекта. Особое внимание следует уделять холодолюбивым и теплолюбивым видам, изменение численности которых достаточно четко прослеживается в градиенте температурного фактора.

Существует также большой набор различного рода биотических индексов, как для текучих, так и для стоячих вод (Семенченко, Разлуцкий, 2010). Однако, к настоящему времени их тестирование по отношению к тепловому загрязнению не проводилось.

Использование **эталонных участков** при оценке воздействия температурного фактора в настоящее время получило широкое распространение ввиду относительной простоты и рекомендуется как основной методологический подход в WFD.

Под эталонным участком (reference site) понимают гидроморфологические, биологические, физико-химические условия на ненарушенных и не подверженных антропогенному и техногенному воздействию участках водоема. Определение градаций степени нарушения экосистемы основано на величине коэффициента EQR (ecological quality ratio):

$$EQR = \frac{\text{метрика на тестируемом участке}}{\text{метрика на эталонном участке}}$$

5.2. Биоиндикация воздействия АЭС на водные экосистемы

Пределы изменения EQR (согласно WFD): 1,0—0,81 — высокий статус, 0,61—0,80 — хороший статус, 0,41—0,60 — посредственный статус, 0,21—0,40 — низкий статус, 0—0,20 — плохой статус.

Для определения категорий водного объекта используется классификация экологического состояния водных объектов от самой низкой оценки согласно результатам биологических и физико-химических исследований какого-либо качества, классифицированных согласно результатам первой колонки табл. 5.2.4. При исследовании тех или иных регионов или водных объектов составляются карты каждого речного бассейна, демонстрирующие классификацию экологического состояния каждого водного объекта путем обозначения отдельным цветом в соответствии со второй колонкой табл. 5.2.4.

Для существенно измененных и искусственных водных объектов классификация **экологического потенциала** водных объектов начинается с самой низкой оценки биологических и физико-химических результатов мониторинга до определенного качества, классифицированных согласно первой колонке (табл. 5.2.5). Составляются карты, отображающие классификацию экологического потенциала каждого водного объекта, обозначенного соответствующим цветом: искусственный водоем — вторая колонка таблицы, существенно измененные водные объекты — третья (см. табл. 5.2.5).

Для более надежного определения состояния экосистемы используют не одну, а несколько метрик, или проводят их суммирование. Поскольку ряд метрик по своим абсолютным значениям существенно различается (например, количество видов и семейств, EPT, индекс Маргалефа), то для их нормирования используют логарифмированные величины. После этого рассчитывается величина EQR и выводится его среднее значение.

Проблема использования данного подхода для водоемов-охладителей состоит в том, что часто для них сложно выделить «контрольную» (эталонную) зону, речь может идти о большем или меньшем влиянии. В этом случае выбирается участок с наименьшей степенью подогрева, или используется метод моделирования такого участка, т. е. каким было бы эталонное сообщество при

Таблица 5.2.4. Классификация экологического состояния.

Классификация экологического состояния	Цвет
Высокое	Синий
Хорошее	Зеленый
Удовлетворительное	Желтый
Неудовлетворительное	Оранжевый
Плохое	Красный

Таблица 5.2.5. Классификация водного потенциала.

Классификация водного потенциала	Цвет	
	Искусственные водоемы	Существенно измененные водоемы
Хороший и выше	Зеленые и светло-серые полосы	Зеленые и темно-серые полосы
Удовлетворительный	Желтые и светло-серые полосы	Желтые и темно-серые полосы
Неудовлетворительный	Оранжевые и светло-серые полосы	Оранжевые и темно-серые полосы
Плохой	Красные и светло-серые полосы	Красные и темно-серые полосы

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

отсутствии подогрева воды. Таким образом, эталонным становится некоторый «экологический статус», а не «состояние».

В настоящее время в большинстве европейских стран индексы, применяемые для оценки озер и водохранилищ, находятся в стадии разработки, в отличие от подходов к оценке экологического состояния речных экосистем. Агентство по охране окружающей среды Великобритании дает следующие рекомендации, которые следует учитывать при разработке методов, основанных на оценке экологического состояния по организмам макрозообентоса, которые могут быть использованы и для водоемов-охладителей.

- Эталонные сообщества макрозообентоса в озерах и водохранилищах, должны выделяться отдельно для определенных типов среды обитания. Бентос литоральной зоны с каменисто-галечным побережьем, подвергающимся волновому воздействию, должен рассматриваться отдельно от бентоса зарослевых заиленных прибрежных местообитаний.
- Для профундальной и литоральной зоны озер могут использоваться различные таксономические уровни определения макрозообентоса.
- В профундальной зоне, из-за ограниченного разнообразия групп макрозообентоса, идентификация должна проводиться до уровня видов / родов, для выделения эталонных условий и сравнения с ними.
- В литоральной зоне, из-за намного большего разнообразия групп макрозообентоса, возможно применение более высокого таксономического уровня (семейства), для дифференциации исследуемых участков. Любые рекомендации по использованию более высоких таксономических групп нуждаются в подтверждении соответствующим анализом.
- Ошибки, вызванные сортировкой при разборе проб, достигают 6—11 % от истинных величин некоторых метрик. В основном это связано с недоучетом мелких организмов.
- Величины отклонений от истинных значений метрик, вызванные ошибками сортировки, полевых сборов и идентификации могут быть учтены при оценке надежности методов биоиндикации.

Следует специально отметить, что водоемы и водотоки-охладители характеризуются рядом специфических условий, кроме температуры. Происходит гибель фито- и зоопланктона при прохождении воды через систему охлаждения, наблюдается неустойчивость уровня воды, изменение гидрохимических характеристик и др. Кроме того, влияние температуры может маскироваться другими факторами среды (поступлением биогенных элементов с водосбора, изменением гидрохимических показателей, массовым развитием видов-вселенцев и др.). Соответственно, должен учитываться комплекс факторов, потенциально воздействующих на водный объект.

Анализ существующих подходов и методов использования биологических характеристик сообществ показывает, что часто для оценки состояния водного объекта используется или какой-либо один показатель или индекс, или выводы делаются на основании одной-двух характеристик сообществ, которые не имеют соответствующей калибровки. Поэтому, следует использовать комплекс метрик, проведя их предварительное тестирование относительно реакции на изменение температуры. Это значительно повышает точность оценок.

Следует понимать, что широко используемый термин «комплексная оценка» — это не просто широкий набор каких-либо характеристик сообществ. Она должна включать в себя не только биологические, но и гидроморфологические и гидрохимические показатели, с одной стороны, т. е. данные, описывающие местообитания, и описание водосбора — с другой, в том случае, когда водосборная площадь служит дополнительным фактором загрязнения. Как справедливо отмечает Ю. Одум (1975), «причины загрязнения вод и способы борьбы с ними не удастся обнаружить, если смотреть только на воду».

Вполне очевидно, что требуется разработка специальных или адаптация существующих методов оценки экологического состояния водных объектов, используемых в качестве охладителей. Реакции отдельных организмов и их популяций на изменение температуры достаточно хорошо изучены, в то же время реакции различных сообществ остаются слабо исследованными ввиду того, что они не являются простой суммой реакции отдельных особей или входящих в них популяций.

5.3. **ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ АЭС ПО ЭКОЛОГО-САНИТАРНЫМ КРИТЕРИЯМ**

Нормирование качества поверхностных вод по количественным значениям определенных гидрофизических, гидрохимических, гидробиологических показателей позволило разработать методику определения экологических нормативов качества воды водных объектов (Методика..., 1998; Романенко и др., 1999). Экологические оценки базируются на абсолютных количественных значениях показателей, которые соответствуют определенным категориям (классам) качества воды (табл. 5.3.1).

Одним из методов оценки изменения состояния экосистемы ВО, других элементов техно-экосистемы АЭС, в частности, воздействия техногенных факторов, может быть применение эколого-санитарных критериев. Сравнительную оценку санитарно-экологического состояния водоема-охладителя Хмельницкой АЭС проводили на основании результатов исследований в летний период 1999 г. и 2006 г., используя методику экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям (Методика..., 1998).

В июне 1999 г. те или иные районы водоема-охладителя Хмельницкой АЭС по гидрохимическим и гидробиологическим показателям (табл. 5.3.2) могут быть охарактеризованы разными категориями качества воды.

По показателю прозрачности основная акватория ВО была отнесена к «очень чистым» и «чистым» водам, лишь в отводящем канале прозрачность соответствовала «умеренно загрязненным» (см. табл. 5.3.1). Величина pH соответствовала категории «грязная» и «очень грязная». В то же время по содержанию аммонийного азота почти весь водоем характеризовался как «чистый», только отводящий канал — как «слабо загрязненный». Содержание нитритов, нитратов и фосфатов соответствовало «очень чистым» водам, лишь в отводящем канале содержание нитритов и фосфатов соответствовало «загрязненным» и «очень грязным» водам.

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

Таблица 5.3.1. Классы и категории качества воды с соответствующими значениями некоторых показателей (по: Методика..., 1998).

Классы	I	II		III		IV	V
Названия классов	Очень чистые	Чистые		Загрязненные		Грязные	Очень грязные
Категории	1	2	3	4	5	6	7
Названия категорий	Очень чистые	Чистые	Достаточно чистые	Слабо загрязненные	Умеренно загрязненные	Грязные	Очень грязные
Сапробность	β -олигосапробные	α -олигосапробные	β' -мезосапробные	β'' -мезосапробные	α' -мезосапробные	α'' -мезосапробные	Полисапробные
Прозрачность, м	>1,50	1,00—1,50	0,65—0,95	0,50—0,60	0,35—0,45	0,20—0,30	<0,20
pH	6,9—7,0 7,1—7,5	6,7—6,8; 7,6—7,9	6,5—6,6; 8,0—8,1	6,3—6,4; 8,2—8,3	6,1—6,2; 8,4—8,5	5,9—6,0; 8,6—8,7	<5,9; >8,7
NH_4^+ , мг N/дм ³	<0,10	0,10—0,20	0,21—0,30	0,31—0,50	0,51—1,00	1,01—2,50	>2,50
NO_2^- , мг N/дм ³	<0,002	0,002—0,005	0,006—0,010	0,011—0,020	0,021—0,050	0,051—0,100	>0,100
NO_3^- , мг N/дм ³	<0,20	0,20—0,30	0,31—0,50	0,51—0,70	0,71—1,00	1,01—2,50	>2,50
PO_4^{3-} , мг P/дм ³	<0,015	0,015—0,030	0,031—0,050	0,051—0,100	0,101—0,200	0,201—0,300	>0,300
O_2 , мг/дм ³	>8,0	7,6—8,0	7,1—7,5	6,1—7,0	5,1—6,0	4,0—5,0	<4,0
% насыщения	96—100; 101—105	91—96; 106—110	81—90; 111—120	71—80; 121—130	61—70; 131—140	40—60; 141—150	<40; >150
ПО, мг O/дм ³	<3,0	3,0—5,0	5,1—8,0	8,1—10,0	10,1—15,0	15,1—20,0	>20,0
БО, мг O/дм ³	<9	9—15	16—25	26—30	31e40	41—60	>60
Биомасса фитопланктона, мг/дм ³	<0,5	0,5—1,0	1,1—2,0	2,1—5,0	5,1—10,0	10,1—50,0	>50
Численность бактериопланктона, млн. кл/см ³	<0,5	0,5—1,5	1,6—2,5	2,6—6,0	5,1—7,0	7,1—10,0	>10
Индекс сапробности по Пантле — Букк	<1,0	1,0—1,5	1,6—2,0	2,1—2,5	2,6—3,0	3,1—3,5	

По величине перманганатной окисляемости весь водоем можно характеризовать как загрязненный. Величина бихроматной окисляемости соответствовала в основном слабо загрязненным водам, в восточном районе и в подводящем канале вода была достаточно чистой.

По развитию фитопланктона выделяются участки, которые можно характеризовать как слабо загрязненные — подводящий канал, умеренно загрязненные — западный, северный и восточный районы водоема, центральный и южный районы

5.3. Оценка качества воды водоема-охладителя АЭС

Таблица 5.3.2. Значения эколого-санитарных показателей воды в водоеме-охладителе ХАЭС, июнь 1999 г.

Показатели	Северный	Западный	Центральный	Восточный	Южный	ПК	ОтК
Прозрачность, м	1,60	1,60	1,35	1,60	1,45	1,35	0,35
pH	8,8	8,8	8,6	8,7	8,6	8,9	9,2
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	0,15	0,15	0,15	0,16	0,14	0,15	0,43
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,061
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,03
PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	0,000	0,001	0,003	0,003	0,002	0,004	0,401
O ₂ , мг/дм ³	8,61	8,61	8,09	8,48	7,83	8,61	22,57
% насыщения	104,1	102,5	95,6	102,9	92,7	103,5	274,6
ПО, мг O/дм ³	10,5	10,4	12,8	10,7	10,8	10,2	12,1
БО, мг O/дм ³	27,5	25,9	27,5	22,6	27,5	22,5	25,8
Биомасса фитопланктона, мг/дм ³	6,936	8,626	10,843	7,102	12,023	4,395	1134,514
Численность бактериопланктона, млн. кл/см ³	7,45	7,56	7,12	7,85	7,01	—	13,42
Индекс сапробности по фитопланктону	1,92	1,81	1,88	1,77	1,93	1,80	2,15
Индекс сапробности по зоопланктону	1,36	1,36	1,37	1,44	1,42	1,50	1,61
Индекс сапробности по зообентосу	3,43	3,76	2,69	2,66	2,49	2,74	3,63

можно оценить как грязные, и отводящий канал — как «очень грязный». Численность бактериопланктона на основной части акватории соответствовала показателям, свойственным «грязным» водам, а в отводящем канале — «очень грязным».

Индекс сапробности по фитопланктону был характерен для достаточно чистых вод, а в отводящем канале — для «слабо загрязненных» вод. Индекс сапробности по зоопланктону соответствовал «чистым» водам, в отводящем канале — «достаточно чистым». Индекс сапробности по зообентосу в отводящем канале и западном районе водоема соответствовал очень грязным водам; в северном — «грязным» водам; в центральном, восточном и подводящем канале — «умеренно загрязненным» водам.

Следующим шагом оценки является переход от количественных абсолютных значений показателей к балльно-оценочной шкале (табл. 5.3.3).

В целом по среднему индексу качество воды в водоеме-охладителе в июне 1999 г. соответствовало в основном категории 3 — достаточно чистых вод (класс II — чистые воды), а в отводящем канале — категории 5 — умеренно загрязненных вод (класс III — загрязненные воды). Несколько ниже был средний индекс в подводящем канале и в восточном районе («достаточно чистые» воды с тенденцией перехода к категории «чистые»).

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

Таблица 5.3.3. Характеристика качества воды в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС по категориям, июнь 1999 г.

Показатели	Север- ный	Запад- ный	Цент- ральный	Восточ- ный	Южный	ПК	ОтК
Прозрачность, м	1	1	2	1	2	2	5
pH	7	7	6	6	6	7	7
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	2	2	2	2	2	2	4
NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	1	1	1	1	1	1	4
NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	1	1	1	1	1	1	1
PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	1	1	1	1	1	1	7
O ₂ , мг/дм ³	1	1	1	1	2	1	7
% насыщения	1	1	2	1	2	1	7
ПО, мг O/дм ³	5	5	5	5	5	5	5
БО, мг O/дм ³	4	4	4	3	4	3	4
Биомасса фито-планктона, мг/дм ³	5	5	6	5	6	4	7
Численность бактериопланк- тона, млн. кл/см ³	6	6	6	6	5	-	7
Индекс сапробности по фитопланктону	3	3	3	3	3	3	4
Индекс сапробности по зоопланктону	2	2	2	2	2	2	3
Индекс сапробности по зообентосу	6	7	5	5	4	5	7
Средний индекс	3,1	3,1	3,1	2,9	3,1	2,7	5,3

По сравнению с 1999 г. в охладителе в 2006 г. увеличилась прозрачность и вода всего водоема по этому показателю соответствовала категории очень чистых вод (см. табл. 5.3.4). По содержанию аммонийного азота ситуация ухудшилась, вода соответствовала в основном категории слабо загрязненные воды, достигая категории «умеренно загрязненные воды» в южном районе. Повышение уровня содержания нитритов определило изменение категории качества на «достаточно чистые воды», а качество воды по содержанию нитратов и частично фосфора — не изменилось. Как и ранее, по содержанию фосфора выделялся отводящий канал (категории «грязные» воды). По величине перманганатной окисляемости практически весь водоем можно характеризовать как достаточно чистый.

Уровень развития фитопланктона значительно снизился относительно 1999 г., по величине его биомассы качество воды можно определить категориями от «чистых» до «слабо загрязненных» вод. По индексам сапробности, рассчитанным по фитопланктону и зоопланктону, качество воды в охладителе в основном не изменилось (соответственно категории «достаточно чистые» и «чистые» воды). Индекс сапробности по зообентосу несколько снизился и по всему водоему соответствовал категории «умеренно загрязненные» воды.

5.3. Оценка качества воды водоема-охладителя АЭС

Таблица 5.3.4. Значения эколого-санитарных показателей качества воды в водоеме-охладителе ХАЭС, июль 2006 г.

Показатели	Северный	Западный	Центра	Восточный	Южный	ПК	ОтК
Прозрачность, м	1,5	2,0	2,2	1,8	1,8	2,5	2,2
NH_4^+ , мг N/дм ³	0,37	0,46	0,30	0,32	0,51	0,34	0,37
NO_2^- , мг N/дм ³	0,009	0,009	0,009	0,009	0,008	0,009	0,009
NO_3^- , мг N/дм ³	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
PO_4^{3-} , мг P/дм ³	0,005	0,004	0,010	0,032	0,030	0,019	0,284
ПО, мг O/дм ³	8,19	7,06	7,77	6,92	7,35	7,56	7,14
Биомасса фитопланктона, мг/дм ³	1,00	1,95	1,07	3,12	1,33	1,00	1,99
Индекс сапробности по фитопланктону	1,76	1,76	1,801	1,754	1,794	1,793	1,767
Индекс сапробности по зоопланктону	1,467	1,499	1,516	1,564	1,453	1,543	1,555
Индекс сапробности по зообентосу	2,89	2,65	2,89	2,94	2,85	2,74	2,91

Таблица 5.3.5. Характеристика качества воды по категориям в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС, июль 2006 г.

Показатели	Северный	Западный	Центра	Восточный	Южный	ПК	ОтК
Прозрачность, м	1	1	1	1	1	1	1
NH_4^+ мг N/дм ³	4	4	3	4	5	4	4
NO_2^- , мг N/дм ³	3	3	3	3	3	3	3
NO_3^- , мг N/дм ³	1	1	1	1	1	1	2
PO_4^{3-} , мг P/дм ³	1	1	1	3	2	2	6
ПО, мг O/дм ³	4	3	3	3	3	3	3
Биомасса фитопланктона, мг/дм ³	2	3	3		3		3
Индекс сапробности по фитопланктону	3	3	3	3	3	3	3
Индекс сапробности по зоопланктону	2	2	2	3	2	2	3
Индекс сапробности по зообентосу	5	5	5	5	5	5	5
Средний индекс	2,6	2,6	2,5	3,0	2,8	2,7	3,3

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

По среднему индексу можно констатировать улучшение качества воды к 2006 г., а эколого-санитарное состояние водоема-охладителя ХАЭС характеризовалось показателями, которые в основном соответствовали классу чистых вод (категории «чистые — достаточно чистые воды»), по трофности — это соответствует мезотрофные и мезо-эвтрофным водам. Наиболее загрязненным, как и ранее, был отводящий канал, однако лишь по содержанию фосфатов качество воды в нем достигало категории «грязные» воды.

Таким образом, применение методики экологической оценки качества поверхностных вод по эколого-санитарным категориям позволило получить характеристики, которые, важно отметить, строятся на сравнении большого количества как биотических, так и абиотических характеристик.

5.4.

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОМЕХИ В ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМАХ

Воздействия различных технических объектов на окружающую среду, в частности на гидроэкосистемы хорошо известны (Росолимо, 1977; Протасов, Здановский, 2002), однако и технические объекты, в частности их системы водоснабжения, не изолированы от влияния жизнедеятельности гидробионтов, которые могут оказывать существенное влияние на их работу. Исследование как прямого влияния АЭС на гидроэкосистемы, так и обратного воздействия на работу технических систем, позволило сформулировать концепцию техно-экологической системы, согласно которой экологические и инженерно-технические элементы рассматриваются в единстве взаимосвязей (Гидробиология..., 1991; Protasov et al., 2009; Звягинцев, Мощенко, 2010). Техно-экологическая система рассматривается как совокупность биотопов природного и техно-антропогенного характера, их биотического населения, объединенных системой прямых и обратных связей, изменяющихся в пространстве и во времени.

Значительная часть гидробионтов в техно-экосистеме в той или иной мере влияет на формирование биологических помех в работе технических систем. **Биологические помехи** — это явление взаимодействия между техническими и биологическими элементами техно-экосистемы, в результате которого присутствие организмов, продуктов их жизнедеятельности, или их остатков оказывают негативное влияние на нормальную эксплуатацию технических систем.

Биологические помехи следует отличать от **биологических повреждений**, последние представляют собой «любое нежелательное изменение в свойствах материалов и изделий, вызванное жизнедеятельностью организмов» (Ильичев и др., 1987).

В работе систем водоснабжения АЭС биологические помехи возникают в результате жизнедеятельности различных гидробионтов, обитающих в водисточнике, водоемах-охладителях или системах водоснабжения. В составе зооперифитона водоемов-охладителей умеренной зоны к видам, представляющим потенциальную угрозу в аспекте биологических помех, кроме широко известных моллюсков р. *Dreissena* относятся также губки *Spongilla lacustris* L.,

Ephydatia mulleri Liberkihn, мшанки *Plumatella emarginata* Alm. и *P. fungosa* Pallas,, полип *Cordilophora caspia* Pallas, а также нитчатые водоросли, высшие водные растения. (Protasov et al., 2009, Jenner et al., 1998). В техно-экосистеме Хмельницкой АЭС к таким организмам в первую очередь следует отнести дрейссену. После вселения ее в водоем-охладитель, в технических системах водоснабжения возникли существенные проблемы, связанные с обрастанием на различных участках — от сороулавливающих решеток БНС до трубопроводов, фильтров технической воды и охладительных агрегатов.

Предпосылки к возникновению биопомех в водоснабжении могут быть разделены на природные и технические. К первым необходимо отнести: естественные процессы расселения организмов в водоемах в пределах ареалов и вне их, процессы, связанные с размножением, активный и пассивный выбор организмами наиболее благоприятных местообитаний, концентрацию организмов в благоприятных условиях, активизацию биологических процессов на разделах фаз. К техническим предпосылкам следует отнести конструкцию водоема-охладителя, систем водозаборных устройств, подводящего канала, при создании которых обычно не учитываются возможные биологические помехи. В некоторых случаях конструкция гидросооружений значительно благоприятствуют массовому развитию организмов.

В качестве технической предпосылки возникновения биологических помех в техно-экосистеме ХАЭС можно рассматривать наличие довольно протяженного подводящего канала, в котором в первую очередь и в значительном количестве сформировались поселения дрейссены на бетонных откосах. В 2005 г. персоналом АЭС была разработана оригинальная методика очистки канала от дрейссены и в течение одного цикла такой уборки из канала было извлечено более 700 т дрейссены. При относительно небольшой скорости течения воды в подводящем канале не было отмечено явлений влечения наносов в виде друз или отдельных особей и раковин дрейссены к БНС (как это наблюдалось, например, в подводящем канале Чернобыльской АЭС). Подобные проблемы могут возникнуть на ХАЭС при увеличении мощности, введении в строй дополнительных энергоблоков, при котором произойдет увеличение скорости течения в канале. Часть популяции дрейссены, обитающая в подводящем канале, безусловно, является мощным источником личинок, которые попадают в системы техводоснабжения. Однако, необходимо учитывать, что велигеры должны пройти определенный цикл развития в планктоне до оседания их на субстрат. Личинки, появляющиеся при размножении дрейссены в подводящем канале неизбежно должны пройти через системы охлаждения, прежде, чем попасть в ВО, где и происходит их дальнейшее развитие. Неоднократно отмечалась высокая численность велигеров дрейссены в отводящем канале, однако судьба этих личинок неизвестна, вероятно, значительная часть их отмирает после прохождения систем охлаждения АЭС. Таким образом, дрейссена в подводящем канале не является основным источником велигеров, попадающих в системы водоснабжения. Значительное количество дрейссены сконцентрировано на облицовке плотины, а также на дне водоема-охладителя в бентосе.

Фильтрационная активность дрейссены обусловила значительное расширение площадей дна, занятых нитчатыми водорослями, за счет увеличения

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

прозрачности и доступности солнечного освещения. Развитие зеленых нитчатых водорослей и последующий их дрейф в подводящем канале создавал существенные помехи в работе вращающихся сеток на БНС.

Для контроля и ограничения биологических помех необходима их типизация, поскольку каждый из вариантов требует своего подхода к мониторингу биологических явлений, выбору методов предупреждения и устранения. Помехи могут быть типизированы не только по их характеру и локализации (Афанасьев, 1991), но и по их происхождению, долговременности, периодичности и другим характеристикам (Protasov et al., 2009).

Можно выделить ряд типов биопомех по их **локализации** в техно-экосистеме, это помехи, возникающие:

- I — в водоеме-охладителе, приводящие к отклонениям от его проектных характеристик;
- II — в системах подведения и отведения циркуляционной охлаждающей воды, устройствах дополнительного охлаждения (подводящий, отводящий каналы, брызгальные бассейны, градирни);
- III — в системах циркуляционного водоснабжения и теплообменниках (конденсаторах);
- IV — в системе водоводов агрегатов технического водоснабжения;
- V — в системе химводоподготовки;
- VI — в системах водоснабжения из внешних по отношению к водоему-охладителю источников.

Биопомехи I типа, возникающие при эксплуатации водоема-охладителя, могут быть связаны со следующими процессами:

- зарастание водоема-охладителя высшей водной растительностью, что приводит к уменьшению активной поверхности теплообмена, изменениям в гидродинамическом режиме (Шиманский, 1968);
- скопление на поверхности воды планктонных водорослей при «цветении» воды, всплывающих нитчатых водорослей, скопления растений с плавающими листьями, что приводит к снижению теплопередачи в атмосферу;
- скопление на дне водоема биогенных отложений в виде раковин моллюсков, остатков высших водных растений, что приводит к уменьшению глубины водоема, созданию предпосылок массового поступления в системы водоснабжения влекомых биогенных наносов;
- массовое развитие организмов зоопланктона (некоторых ракообразных, например, *Cercopages*), что приводит к их заносу в системы водоснабжения и ухудшению фильтрующей способности вращающихся сеток БНС;
- массовая гибель гидробионтов при значительном повышении температуры, ухудшении кислородного режима и т. п., что приводит к увеличению концентрации органического вещества в воде, усиленного образования биопленок на теплообменных поверхностях.

Биопомехи II типа особенно опасны в подводящих каналах, поскольку они сказываются непосредственно на работе БНС и систем водоснабжения. Следует учитывать, что в подводящем канале складываются оптимальные условия для развития многих гидробионтов, в частности моллюска дрейссены в связи с постоянным течением, благоприятным кислородным режимом, приносом из водоема необходимой пищи. Биологические помехи связаны здесь

с несколькими факторами, которые можно типизировать следующим образом:

- накопление и снос биогенного материала в первую очередь раковин моллюсков дрейссены, нитчатых водорослей, высших водных растений;
- увеличение гидравлической шероховатости откосов канала;
- концентрация личинок дрейссены, которые с током воды могут распространяться по техническим водоводам и формировать обрастание;
- поселение в канале одних организмов, вызывающих биопомехи, может создавать условия для поселения других. Поселение дрейссены на твердом бетонном субстрате создает условия для произрастания укореняющихся высших водных растений.

Биологические процессы, происходящие в отводящем канале, могут иметь отношения к формированию помех в следующих аспектах:

- в период высоких температур воды в каналах — массовое развитие, последующий вынос в водоем, и возможное попадание в подводящий канал термофильных нитчатых водорослей из отводящего канала;
- массовая гибель гидробионтов в отводящем канале при значительном повышении температуры, которая приводит к увеличению концентрации органического вещества в воде водоема-охладителя, что увеличивает опасность образования биопленок на теплообменных поверхностях, провоцирует снижение концентрации кислорода и гибель гидробионтов в водоеме.

Биопомехи III типа, возникающие в водоводах циркуляционного водоснабжения могут быть как следствием попадания биогенного материала (раковины моллюсков, нитчатые водоросли, высшие водные растения, рыбы) в системы водоснабжения, так и развития обрастания в самой системе. В последнем случае наибольшую опасность представляют поселения моллюска дрейссены, губок, мшанок. Биологические помехи здесь могут вызывать бактериальные пленки на теплообменных поверхностях.

Биопомехи IV типа, возникающие в водоводах систем технического водоснабжения могут определяться приносом живых организмов и биогенного материала извне или других участков систем и развитием организмов в системах водоснабжения. Помехи V типа достаточно специфичны. Они могут быть связаны с развитием бактериальных пленок на поверхности ионообменных смол. Помехи VI типа могут возникать в каналах подпитки, что нарушает систему водоснабжения водоема-охладителя.

Биопомехи по их **происхождению** и биологическим агентам могут быть дифференцированы на:

- A) вызываемые бактериальными сообществами;
- B) вызываемые организмами растительного происхождения (микроводоросли планктона, нитчатые водоросли, высшие водные растения и др.);
- C) вызываемые животными (прикрепленные и подвижные животные);
- D) биопомехи смешанного характера.

Биопомехи бактериального происхождения могут играть существенную роль в теплообменниках. Развитие бактериальных пленок напрямую зависит от содержания органических веществ в воде, термического и гидрохимического режимов.

Биопомехи растительного происхождения очень разнообразны. Высшие водные растения в большом количестве могут развиваться в водоеме и каналах. Прямое их воздействие связано с зарастанием водоемов и уменьшением охлаждающей способности последних, а также сносом течением к БНС, особенно погруженных растений. Макроводоросли, которые могут оказывать биологические помехи, представлены в основном нитчатыми зелеными, синезелеными и диатомовыми, развиваются в большей или меньшей степени в течение всего года. Для их развития необходимо солнечное освещение, поэтому в техно-экосистеме они могут вегетировать везде, кроме затемненных участков систем водоснабжения. Существенную роль в распределении различных водорослей играет термический режим. Например, массовое развитие нитчатых синезеленых приурочено к зоне сброса подогретых вод.

Животные, вызывающие биологические помехи многообразны. Из них наибольший ущерб могут нанести прикрепленные, имеющие большую численность и биомассу, такие как два вида дрейссены, некоторые мшанки, губки. Наблюдения за развитием дрейссены в различных водоемах показывает, что наибольшего обилия они достигали в различных водохранилищах, технических водоемах, охладителях, каналах (Харченко, 1995; Шевцова, 1968; Zebra mussels..., 1993).

Выявление основных биологических характеристик организмов, вызывающих помехи является одной из важнейших предпосылок к ограничению последних. В качестве примера можно привести биологические помехи, которые вызывали нитчатые водоросли в системе охлаждения (градирни, брызгальные бассейны) на Запорожской АЭС. Поскольку система слива воды из брызгальных бассейнов была спроектирована без учета возможности возникновения биологических помех и представляла собой мелководный (10—15 см) бетонный перелив шириной около 100 м, здесь на поверхности бетона, при хорошем освещении, повышенной температуре воды формировались значительные поселения нитчатых водорослей, которые в массе отрывались и сносились к БНС, вызывая существенные биопомехи в работе вращающихся сеток. Изменение данной конструкции силами обслуживающего персонала, а именно — сужение и углубление водотока, перекрытие его светонепроницаемым экраном, существенно лимитировало развитие перифитонных водорослей и устранило помехи. Таким образом, были учтены основные факторы, определяющие именно данный тип формирования биопомех.

Необходимо также различать биопомехи, вызываемые непосредственным присутствием тех или иных организмов в том или ином участке системы, и биопомехи, вызываемые приносом организмов или их остатков из других участков системы, это:

- а) биопомехи, связанные с присутствием и жизнедеятельностью гидробионтов в системах водоснабжения (например, обрастание трубопроводов, зарастание высшими водными растениями каналов);
- б) биопомехи, возникающие в результате дрефта и накопления влекомых наносов из других участков системы.

В некоторых случаях, может оказаться важным, являются ли биопомехи следствием жизнедеятельности организмов местной фауны и флоры, либо занесенных извне, инвазийных. Поэтому следует различать биопомехи:

- 1) вызываемые аборигенными видами организмов;
- 2) вызываемые инвазийными видами (видами-вселенцами).

В данном случае следует учитывать, что очень часто виды-вселенцы весьма агрессивно занимают различные биотопы, могут резко увеличивать численность, особенно на начальных стадиях вселения.

Все живые организмы в той или иной степени в своей жизнедеятельности связаны с периодическими, сезонными природными явлениями. Поэтому по **характеру периодичности** их развития можно выделить биопомехи:

- К) круглогодичного характера;
- П) периодически возникающие, сезонные;
- Э) связанные с непериодическими экстремальными явлениями (жаркая погода, сильный шторм, резкое возрастание техногенной нагрузки).

Таким образом, в каждом конкретном случае может быть составлена формула биопомех, что может быть использовано, в частности, при мониторинге. Например, формула (I-B-a-1-П/Э) говорит о том, что в данном случае наблюдаются периодические биопомехи, обостряющиеся в экстремальных условиях, которые локализованы в водоеме-охладителе, вызываются аборигенными растениями, непосредственно обитающими в водоеме. Биологические помехи, связанные с вселением дрейссены в водоем ХАЭС могут быть обозначены следующим образом: (II/III/IV-C-a-1-K).

Существенное значение имеет прогнозирование возможных биологических помех при реконструкциях, вводе дополнительных мощностей АЭС, в частности, при строительстве 3 и 4 энергоблоков ХАЭС. Повышение температуры воды может привести к более интенсивному развитию нитчатых водорослей, в том числе и нитчатых синезеленых, а также погруженных высших водных растений. Это повлияет на общее количество органического вещества, в том числе как трофического субстрата для развития бактериальных пленок в системах охлаждения, а также увеличит количество сносимого к насосным станциям дрейфового материала.

Повышение температуры воды в отводящем канале и в водоеме-охладителе может привести к более интенсивному развитию мшанок, колонии которых будут развиваться как в отводящем и подводящем каналах, так и в системах охлаждения и техводоснабжения. Отмирание организмов, связанное с повышением температуры и скоростей течения в подводящем канале, скажется на количестве дрейфового материала, что вызовет биопомеху в работе насосных станций.

Велика вероятность появления в водоеме-охладителе второго вида дрейссены — *D. bugensis* Andr., имеются основания полагать, что инвазия второго вида может протекать также бурно, как и первого, что значительно обострит проблему биологических помех: массовое развитие в подводящем канале, обрастание решеток, сеток, фильтров, забивание трубопроводов техводоснабжения.

При возникновении существенных биологических помех, вызванных вселением дрейссены в ВО, специалистами ХАЭС в 2007 г. была разработана «Концепция безопасной эксплуатации энергоблоков Хмельницкой АЭС в условиях наличия биологических помех», как документ, определяющий стратегию и общие принципы проведения мероприятий по

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

безопасной эксплуатации водоема-охладителя и систем водоснабжения АЭС¹.

В настоящее время промежуток в эксплуатации энергоблока между плановыми ремонтами и профилактическими работами составляет около одного года, в случае увеличения этого промежутка чрезвычайно остро будет стоять вопрос о своевременном обнаружении причин биологических помех и их устранении. Для этого необходим гидробиологический мониторинг.

Исходя из концепции техно-экосистемы, популяции организмов могут быть совершенно нейтральными, обитая в водоеме, но становиться причиной биопомех, поселяясь в системах водоснабжения. Таким образом, необходим выбор места проведения мониторинговых наблюдений. В самом общем случае таких точек мониторинга может быть три: водоем-охладитель, подводящий канал и один из ответственных участков систем водоснабжения.

Полученные при мониторинге результаты должны быть достоверными и надежными, поскольку на их основании могут приниматься ответственные решения. Один из важных методических вопросов, в первую очередь для контроля за оседанием и развитием личинок дрейссены, — разработка и создание стендов и специальных установок для экспонирования контрольных субстратов и отбора проб. Для контроля за формированием возможных биопомех в системах технического водоснабжения целесообразно создание модельных систем для постоянного мониторинга.

5.5. ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЕ АЭС

Экологический мониторинг определяется как комплексная система наблюдений, оценки и прогноза изменений состояния экосистем под влиянием антропогенных воздействий (Николаевский, 1981) и включает как биологический, так и гидрохимические, гидрофизические аспекты (Израэль, 1984).

Организация мониторинга гидробиологического режима техно-экосистем АЭС вызвана необходимостью глубокого познания направленности процессов, происходящих в техно-экосистеме, с учетом влияния различных факторов, а также для разработки рекомендаций по своевременному устранению или уменьшению отрицательных последствий такого взаимного воздействия. Гидробиологический мониторинг не может быть собственно и только биологическим, то есть иметь своим объектом только популяции и сообщества гидробионтов. Он обязательно должен включать в себя и контроль за условиями среды обитания гидробионтов: гидрохимическим, гидрофизическими и чисто техническими параметрами и характеристиками техно-экосистемы.

Эксплуатация водоемов-охладителей как водных объектов технического назначения, регламентирована уже при создании АЭС, но при этом не учитывается тот факт, что водоемы-охладители представляют собой сложную эко-

¹ Концепция была дополнена и отредактирована специалистами Института гидробиологии НАН Украины.

5.5. Гидробиологический мониторинг в техно-экосистеме АЭС

систему, комплекс множества взаимосвязей между различными организмами, их средой обитания, включая антропогенные факторы. Водоемы-охладители рассматриваются только с инженерной точки зрения, без учета того, что они представляют собой один из важных элементов техно-экосистемы. Становится все более очевидной необходимость учитывать биологические факторы, которые могут влиять на надежность эксплуатации энергоблоков АЭС, систем охлаждения конденсаторов турбин и технического водоснабжения.

Получение достоверной информации о гидробиологическом режиме водоемов-охладителей АЭС осложняется отсутствием соответствующих нормативных документов в энергетической отрасли, специалистов, а также специализированных лабораторий. Одним из первых шагов в решении проблем организации гидробиологического мониторинга техно-экосистем АЭС в Украине был сделан принятием Стандарта предприятия (Порядок..., 2010)¹.

Этим документом были определены основные принципы организации мониторинга и первоочередные мероприятия по обеспечению его выполнения. Впервые предложен регламент деятельности, направленной не только на охрану окружающей среды, но и на защиту технических систем АЭС от негативного влияния биологических факторов на основе мониторинга экологических процессов во всех основных элементах техно-экосистемы АЭС. Таким образом, был учтен важный системный принцип.

В каждом из участков техно-экологической системы существуют своеобразные биоценозы различных организмов, приспособленных к определенным условиям, поэтому причины формирования локальных биопомех следует искать в функционировании всей системы в целом.

В структуре Регламента мониторинга, который должен быть подготовлен для каждой АЭС, в отдельные разделы выделены характеристики водных и технических объектов гидробиологического мониторинга, фоновый мониторинг, мониторинг водоема-охладителя и систем охлаждения и водоснабжения АЭС. Важным является выделение в отдельный раздел системы наблюдений в фоновых водоемах — гидравлически связанных с водоемом-охладителем, но не испытывающих непосредственного влияния АЭС. В перечень показателей для гидробиологического мониторинга включены значимые для жизни гидробионтов гидрохимические характеристики среды, выделены биологические объекты мониторинга, определены периодичность и возможное расположение пунктов гидробиологического контроля в фоновых водоемах, охладителе и системах охлаждения и водоснабжения.

Основные принципы организации и проведения гидробиологического мониторинга могут быть представлены в нескольких аспектах. Он должен рассматриваться как комплекс необходимых мероприятий, технического и методического обеспечения, предназначенный для проведения контроля состояния водной части техно-экологической системы АЭС и фоновых водоемов, предусматривающий выполнение ряда действий и мероприятий. Это — планирование места и времени контрольных наблюдений, измерений и отбора необходимых проб в соответствующих точках, отбор проб и проведение на-

¹ В разработке Стандарта принимали участие и авторы данной монографии (А.А. Протасов, А.Н. Масько, А.А. Силаева, И.А. Морозовская).

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

блюдений и измерений, согласно установленного графика и дополнительно (при особых условиях), обработку первичных данных, обобщение полученной информации и внесение ее в базы гидробиологических данных. В рамках мониторинга проводится предварительный анализ баз гидробиологических данных, динамики процессов, взаимосвязей гидробиологических процессов с факторами техногенного влияния и естественными факторами.

Важно подчеркнуть, что гидробиологический мониторинг имеет двойную задачу: он выполняется с целью получения информации об экологическом состоянии фоновых водоемов, водоема-охладителя и возможных в них изменений вследствие влияния природных и техногенных факторов, а также с целью получения информации о возможных или реальных биологических помехах в ВО, системах охлаждения и технического водоснабжения АЭС.

Гидробиологический мониторинг подразделяется: в пространственном аспекте на фоновый, водоема-охладителя, систем охлаждения АЭС, систем технического водоснабжения АЭС; по периодичности наблюдений — на текущий, развернутый и экстремальный. Фоновый гидробиологический мониторинг проводят на водных объектах или их участках, которые находятся в опосредованной связи с АЭС, это могут быть водоемы подпитки водоемов-охладителей, сброса паводковых или продувочных вод и т.п. Перечень фоновых водоемов должен определяться в Регламенте гидробиологического мониторинга каждой АЭС с учетом местных особенностей. Гидробиологический мониторинг ВО проводят непосредственно в водоеме-охладителе, а также подводящем и отводящем каналах. Гидробиологический мониторинг систем охлаждения и техводоснабжения АЭС проводится на БНС, в трубопроводах охлаждающей воды, конденсаторах, градирнях, в системах технических трубопроводов, маслоохладителях и др.

Текущий мониторинг проводится в фоновых водоемах, в ВО, системах охлаждения и системах технического водоснабжения АЭС в соответствии с разработанным графиком силами специального подразделения АЭС. Развернутый мониторинг проводится раз в несколько лет с привлечением специалистов гидробиологических и экологических учреждений. По результатам развернутого мониторинга возможны уточнения и корректировки регламента и методических подходов мониторинга. Экстремальный мониторинг проводится в особых случаях (превышение нормативных ПДК, экстремальные климатические явления, влияющие на изменение условий обитания гидробионтов, резкое возрастание биологических помех, гибель гидробионтов и т. п.).

Гидробиологический мониторинг в целом должен включать исследование важнейших биологических объектов и процессов:

- бактериопланктон;
- фитопланктон;
- фитобентос;
- фитоперифитон;
- зоопланктон;
- зообентос;
- зооперифитон;
- макрофиты;
- рыбное население;
- популяций комменсалов и паразитов гидробионтов;

— первичная продукция и деструкция органического вещества.

Бактериопланктон является важным показателем качества воды и трофности водных объектов, а также процессов деструкции и самоочищения. Показатели бактериопланктона определяются в фоновых водоемах и ВО при текущем мониторинге, а при необходимости — в рамках экстремального мониторинга. Наблюдения за бактериопланктоном включают в себя получение данных:

- о составе морфологических групп бактерий;
- об общей численности бактерий;
- об общей биомассе бактерий.

Состав и функциональные характеристики отдельных групп бактериопланктона (протеолитические, сапрофитные, кишечной палочки) определяются при развернутом мониторинге по специальной программе.

За счет водорослей **фитопланктона** формируется основная масса первичного органического вещества, их жизнедеятельность влияет на кислородный режим, некоторые виды водорослей являются индикаторами сапробности. Мониторинг фитопланктона проводится в фоновых водоемах, ВО как при текущем, так и при экстремальном и развернутом мониторинге. В рамках развернутого мониторинга следует обратить внимание на выявление редких видов-селенцев, которые потенциально могут выступать источниками биопомех. Наблюдения за фитопланктоном включают в себя получение данных:

- о таксономическом составе водорослей;
- общей численности водорослей;
- общей биомассе водорослей;
- о массовых видах-индикаторах сапробности;
- о массовых видах, вызывающих «цветение» воды и биопомехи.

За счет водорослей бентоса и перифитона (**фитобентос, фитоперифитон**) формируется значительная, а иногда и основная масса первичного органического вещества в водных объектах, их жизнедеятельность влияет на кислородный режим, некоторые виды водорослей являются индикаторами сапробности. Значительное развитие макроформ, в частности нитчатых водорослей, может создавать существенные биопомехи. Мониторинг проводится в фоновых водоемах и ВО, как в текущем, так и в экстремальном и развернутом мониторинге. В рамках последнего следует обратить внимание на выявление редких видов-селенцев, которые потенциально могут выступать источниками биопомех. Наблюдения за фитобентосом и перифитоном включают в себя получение данных:

- о таксономическом составе водорослей;
- об общей численности и биомассе водорослей;
- о массовых видах-индикаторах сапробности;
- о развитии макроформ водорослей и эпифитов на них, в том числе способных вызывать биологические помехи;
- о перемещении нитчатых водорослей, оторванных от субстрата (метафитон). Необходимо контролировать процесс отрыва значительной массы нитчатых водорослей и их переноса к БНС.

Зоопланктон является группой гидробионтов, которые активно участвуют в фильтрации воды, являются одними из основных потребителей фитопланктона и активно участвуют в деструкции органического вещества в пелагической части водных объектов, входят в систему трофических взаимосвязей.

Организмы зоопланктона являются индикаторами сапробности и качества воды. При массовом развитии некоторые виды зоопланктона могут создавать определенные биологические помехи. Мониторинг зоопланктона проводится в фоновых водоемах, водоемах-охладителях, на некоторых участках системы охлаждения и техводоснабжения, как в текущем, так и в экстремальном и развернутом мониторинге. В рамках последнего следует обратить внимание на выявление редких видов-вселенцев, которые потенциально могут выступать источниками биопомех. В мониторинге зоопланктона особо следует отметить необходимость контроля появления и сезонной динамики планктонных личинок дрейссены — велигеров, если этот вид моллюсков обитает в водоеме. Наблюдения за зоопланктоном включают в себя получение данных:

- о таксономическом составе зоопланктона;
- об общей численности и биомассе зоопланктона;
- о массовых видах-индикаторах сапробности;
- о видах, способных вызывать биологические помехи, включая личиночные стадии бентических и перифитонных организмов.

Зообентос представляет собой группу гидробионтов, которые активно участвуют в фильтрации воды, трансформации донных отложений и деструкции органического вещества в донных местообитаниях водных объектов. Организмы зообентоса являются индикаторами сапробности и качества среды. Большое количество организмов зообентоса потенциально могут быть агентами биопомех. Уменьшение количества фильтраторов и хищников и увеличение роли детритофагов в общей деструкции может свидетельствовать о загрязнении среды. Важными мониторинговыми популяциями являются популяции дрейссены.

Мониторинг зообентоса проводится в фоновых водоемах и ВО, а также на некоторых участках системы охлаждения, как в текущем, так и в экстремальном и развернутом мониторинге. В рамках развернутого мониторинга необходимо особо обратить внимание на выявление видов-вселенцев, которые потенциально могут выступать источниками биопомех, поскольку именно эти организмы оказывают наибольшие биологические помехи. В рамках мониторинга зообентоса в некоторых случаях можно ограничиться наблюдениями за макроформами, вызывающими биопомехи. Наблюдения за зообентосом включают в себя получение данных:

- о таксономическом составе зообентоса;
- об общей численности и биомассе зообентоса;
- о массовых видах-индикаторах сапробности;
- о видах, способных вызывать биологические помехи.

Организмы **зооперифитона** активно участвуют в фильтрации воды и деструкции органического вещества. Являются индикаторами сапробности и качества среды. Большое количество организмов зооперифитона (сообществ обрастания) создают значительные биологические помехи. Важными мониторинговыми популяциями является популяции дрейссены. В системах техводоснабжения могут формировать значительное обрастание, вызывающее существенные биопомехи. Наличие техногенных твердых субстратов в водной части техно-экосистемы в виде гидросооружений, направительных дамб и т. п. увеличивает количество пригодных для поселения организмов зооперифитона местообитаний.

5.5. Гидробиологический мониторинг в техно-экосистеме АЭС

Мониторинг зооперифитона проводится в фоновых водоемах и ВО, а также в системах охлаждения и техводоснабжения, как в текущем, так и в экстремальном и развернутом мониторинге. В рамках последнего следует обратить внимание на выявление видов-вселенцев, которые потенциально могут выступать источниками биопомех. В рамках мониторинга зооперифитона (обратания) в некоторых случаях можно ограничиться наблюдениями за макроформами, вызывающими биопомехи (дрейссена, мшанки, губки). Наблюдения за зооперифитоном включают в себя получение данных о:

- о таксономическом составе зооперифитона;
- об общей численности и биомассе зооперифитона;
- о массовых видах-индикаторах сапробности;
- о видах, способных вызывать биологические помехи.

Заросли высших водных растений, **макрофитов** различных жизненных форм формируются на мелководных участках водоемов. Создают своеобразные местообитания для других гидробионтов. Заращение макрофитами снижает охлаждающую способность ВО. Погруженные высшие водные растения течением могут переноситься в районы водозабора и создавать биопомехи.

В водоеме-охладителе целесообразен текущий мониторинг развития погруженных высших водных растений. Мониторинг воздушно-водных и погруженных макрофитов проводится в фоновых водоемах и ВО в рамках развернутого мониторинга.

Наблюдения за макрофитами включают в себя получение данных:

- о таксономическом составе высших водных растений;
- о проективном покрытии высшими водными растениями;
- о фитомассе макрофитов;
- о степени зарастания водоема высшими водными растениями.

Определение состава **ихтиофауны**, количественных показателей рыбного населения и оценка рыбопродуктивности ВО проводится с привлечением специализированных организаций в составе развернутого, и в определенных случаях (массовая гибель рыб), — экстремального мониторинга. Наблюдения включают в себя получение данных:

- о составе рыбного населения;
- о количественном развитии рыбного населения;
- о составе и количественном развитии рыб, которые выполняют функции биомелиораторов.

Изучение популяций **комменсалов и паразитов** гидробионтов ВО проводится с привлечением специализированных организаций в составе развернутого, и в определенных случаях (массовая гибель гидробионтов), — экстремального мониторинга. Наблюдения за популяциями комменсалов и паразитов гидробионтов включают в себя получение данных:

- о составе популяций комменсалов и паразитов гидробионтов;
- об экстенсивности (доля зараженных паразитами хозяев) и интенсивности (количество паразитов одного вида в 1 экземпляре хозяина) инвазии.

Первичная продукция, как процесс создания органического вещества автотрофными организмами (высшими растениями, фитопланктоном, фитобентосом, фитоперифитоном) с выделением кислорода, связан с **деструкцией** — процессом разложения органического вещества, проходящим с потреб-

5. Методологические аспекты оценки взаимодействий в техно-экосистеме АЭС

лением кислорода (дыханием). В сбалансированных экосистемах продукция уравнивается деструкцией, что определяется соотношением $A/R = 1$. Определение первичной продукции и деструкции планктона проводится в ВО в рамках текущего мониторинга один раз в летний сезон. Определение элементов продукционно-деструкционного баланса ВО проводится в рамках развернутого мониторинга.

В перечень показателей для мониторинга должны быть включены наряду с биотическими и основные абиотические характеристики:

- температура воды и прозрачность;
- pH воды;
- концентрация ионов кальция, магния, гидрокарбонатов, хлоридов, сульфатов, величина общей жесткости и минерализации;
- содержание в воде соединений азота (аммонийного, нитритов, нитратов и органического);
- содержание соединений фосфора — минерального и органического;
- содержание органического вещества: легкодоступного — БПК₅; легко окисляемого — перманганатная окисляемость; химически стойкого — бихроматная окисляемость;
- содержание растворенного в воде кислорода.

Техно-экосистема является в значительной мере зависимой от антропогенного фактора, человеческой деятельности, и в силу этого в определенной мере может быть управляемой. Такое управление должно быть направлено на формирование гидробиологического, гидрохимического, гидротермического режима, который в минимальной степени будет оказывать негативное влияние на технические системы АЭС в виде биологических помех, и в то же время — ограничивать негативное влияние АЭС на водные и наземные экосистемы окружающих территорий. Вряд ли можно полагать, что при значительной сложности как технических, так и экологических систем, управление это может быть простым, легким и абсолютно эффективным. Тем более важно найти ключевые факторы управления, биоценозы организмов, от жизнедеятельности которых зависит формирование режима в водоеме, уровень опасности биопомех.

В связи с вопросом об организации гидробиологического мониторинга необходимо отметить мировые и европейские тенденции в разработке принципов именно биологической, экологической индикации антропогенного воздействия на водные экосистемы. Система экологического контроля на АЭС строится в настоящее время на оценке факторов загрязнения, в первую очередь химического. Безусловно, это важная информация. Однако необходимо знать не только количество загрязняющих веществ, но и каков биологический эффект данного воздействия. Именно это рекомендовано Водной Рамочной Директивой (WFD) Европейского Сообщества 2000/60/ЕС — определение эффекта антропогенного воздействия по биологическим показателям — по состоянию популяций водорослей, животных, высших растений. В соответствие с положениями WFD для существенно измененных и/или искусственных водоемов должен разрабатываться соответствующий экологический потенциал (ecological potential, приложение V). Очевидно, что для каждого водного объекта техно-экосистемы той или иной АЭС должен быть разработан свой экологический потенциал, который может рассматриваться как «эталон сравнения»

5.5. Гидробиологический мониторинг в техно-экосистеме АЭС

при проведении оценок на основании данных, полученных в ходе мониторинга. Для сравнений и получения количественных критериев соответствия/несоответствия реального состояния принятому экологическому потенциалу как «эталону» может быть два подхода. Один базируется на сравнении количественных показателей по отдельным группировкам гидробионтов. Второй — на определении сходства всего списка показателей с помощью тех или иных методов определения сходства (индексы сходства) или методов кластеризации.

Важным явлением, которое необходимо контролировать в процессе мониторинга, является процесс биологических инвазий, то есть спонтанного вселения чужеродных видов организмов, иногда даже из водоемов других континентов. В охладителе ХАЭС обнаружены два вида моллюсков американского происхождения, один редкий южно-азиатский вид губки, биомасса которой достигла очень высоких значений, два редких вида водорослей. В охладителе Южно-Украинской АЭС в массе развиваются донные брюхоногие моллюски тропического происхождения. Какие организмы могут появиться еще? На этот вопрос своевременно может ответить только гидробиологический мониторинг.

Целью раздела гидробиологического мониторинга, связанного с регистрацией **биологических помех** и процессов, их вызывающих, является предупреждение биопомех и контроль эффективности мер их ограничения. Задачи его могут быть сформулированы в нескольких направлениях:

- контроль в системах водоснабжения за развитием организмов, вызывающих биопомехи для своевременного начала мероприятий по их устранению;
- контроль биологических факторов (хищники, паразиты) регуляции численности нежелательных видов гидробионтов;
- контроль во всей техно-экологической системе за появлением новых агентов биологических помех и развитием организмов, которые способны непосредственно или опосредованно влиять на агентов биопомех;
- контроль за экологическим состоянием водоисточника, в первую очередь за процессами, обуславливающими биологические помехи.

Очевидно, что осуществлять подробное обследование водоемов-охладителей нецелесообразно, да и невозможно только силами специалистов природоохранных служб АЭС. Указанным Стандартом предусмотрено периодическое обследование объектов мониторинга силами специалистов гидробиологов, экологов. Опыт гидробиологов, безусловно, следует использовать при организации и проведении мониторинга. Это же касается и помощи в подготовке специалистов. И еще один важный момент, который следует особо подчеркнуть — Стандарт регламентирует связь технического персонала различных подразделений АЭС, непосредственно имеющих дело с биологическими помехами, а также специалистов-гидробиологов, участвующих в проведении мониторинга. Такое взаимодействие поможет своевременно выявлять факторы биологических помех и обеспечить их эффективное устранение.

Таким образом, гидробиологический мониторинг техно-экосистемы АЭС должен быть построен на системном принципе. Он должен учитывать принцип достаточности, согласно которому необходимо оптимизировать контроль, вести наблюдение в основном за самыми важными элементами. Система мониторинга должна совершенствоваться, адаптироваться к изменяющимся условиям. При этих условиях мониторинг будет эффективным.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основной задачей монографии было показать сложность структуры техно-экосистемы на примере одного из объектов атомной энергетики, зависимости происходящих в ней процессов от антропогенных и биотических факторов.

Мировой опыт эксплуатации объектов ядерной энергетики демонстрирует в целом большую надежность работы всех систем, включая и ядерные реакторы. Тем не менее, весьма тяжелые последствия ряда аварий и катастроф заставляют искать принципиально новые пути обеспечения энергией человечества (отдаленное будущее) и всемерно повышать надежность работы АЭС (сегодняшний день). В комплексе мер по повышению надежности не может быть маловажных. Недопустимо пренебрежение не только угрозами крупного масштаба, но и такими, на первый взгляд, незначительными как влияние организмов-гидробионтов на работу оборудования и агрегатов.

Реализация на практике концепции техно-экосистемы имеет много положительных как технических, так и природоохранных аспектов. Водоем-охладитель уже не может рассматриваться как безжизненный элемент технической системы, вроде радиатора в автомобиле. Водоем-охладитель не может рассматриваться и как обособленный экологический объект, испытывающий техногенное воздействие, он является частью целостной системы, объединенный с другими элементами многими прямыми и обратными связями. Эти связи многообразны и важная задача исследования техно-экосистемы — выделить основные, важнейшие, как для технической, так и для биотической её частей. Следует

отметить, что концепция техно-экосистемы, сформулированная для энергетических объектов, приложима и в других областях, где тесно взаимодействуют технические системы и живая природа.

Даная работа представляет собой продолжение и развитие исследований, начало которых было положено в Институте гидробиологии АН Украины еще в 1960-е годы. Уже первые исследования экосистем водоемов-охладителей показали их своеобразие, нестабильность и значительную уязвимость под действием антропогенных факторов.

Исследования техно-экосистемы Хмельницкой АЭС (очевидно, более корректно говорить о водной части техно-экосистемы) позволили выявить ряд важных моментов. В первую очередь, следует отметить, что удалось провести исследования в течение двух периодов функционирования АЭС — при работе одного и двух энергоблоков, что существенно изменило режим термического воздействия на экосистему. Кроме того, на структуру и функционирование всех подсистем экосистемы водоема оказало влияние спонтанное вселение в водоем моллюска дрейссены. Сходное явление, а именно — совместное усиление техногенной нагрузки и появление вида гидробионтов, который может считаться «экосистемным инженером», наблюдалось и в других водоемах, используемых как охладители. Также как в экосистеме ХАЭС воздействие биотического фактора было не меньшим, а в некоторых аспектах и более значимым, чем техногенного. Как и в некоторых других водоемах, вселение дрейссены, ее функциональная активность способствовали процессу «бентификации» или, что более правильно, с нашей точки зрения — «контуризации» экосистемы, то есть значительному смещению продукционно-деструкционных процессов из пелагической подсистемы в контурные — в бенталь и перифиталь.

После вселения дрейссены в водоем и бурной вспышки развития ее популяции были отмечены серьезные биологические помехи в работе различных систем водоснабжения АЭС. Следует отметить, что интенсивному развитию популяции дрейссены на первых стадиях заселения ею водоема способствовали как биотические, так и техногенные факторы. Паразитологические исследования показали, что моллюски были крайне слабо инвазированы как комменсалами, так и патогенными паразитами. Очевидно, это было связано с тем, что заселение водоема произошло личиночными стадиями дрейссены. Исследования рыбного населения показали, что популяции аборигенных рыб, которые могли бы быть фактором ограничения численности дрейссены были не столь многочисленными, а вселение моллюскоядных рыб началось только после инвазии дрейссены. Положительно повлиял на успешную инвазию этого моллюска и благоприятный термический режим, при котором значительно удлиняется вегетационный период в водоеме, по сравнению с естественными. Еще одно важное наблюдение было сделано относительно инвазионного процесса в техно-экосистеме. Было отмечено активное вытеснение в некоторых биотопах одного вида-вселенца (дрейссена) другим — губкой *Eunapius*.

Заслуживающими большого внимания представляются материалы по гидрохимическому режиму водоема-охладителя. Благодаря производственному и творческому сотрудничеству между службой контроля окружающей среды ХАЭС и специалистами академического института были проанализированы многолетние данные по динамике ряда гидрохимических показателей.

В том числе, тех данных, которые касаются поступления в водоем различных технических бытовых стоков. Следует отметить, что анализ гидрохимических данных определенно указывает на процессы эвтрофирования в водоеме, в то время как данные по развитию фитопланктона не отражают этого процесса. Вероятно, биогенные вещества, поступающие в водоем, распределяются таким образом, что большая их часть попадает в контурную подсистему.

Совершенно по-новому заставляет рассматривать вопрос о пространственной структуре пелагических сообществ гидродинамическая модель водоема-охладителя. Сгущения, также как и разряжения плотности группировок планктона в значительной мере связаны с гидродинамическими условиями, которые, в свою очередь, определяются взаимодействием техногенных циркуляционных потоков и ветровых течений.

Значительным в период исследований было богатство населения водоема-охладителя — всего отмечено более 700 таксонов, большая часть которых идентифицирована до видового уровня. В водоеме было зарегистрировано 10 видов-вселенцев. Таким образом, техно-экосистема представляет собой богатый с разнообразной жизнью мир. Проведение постоянных наблюдений с помощью водолазного снаряжения позволило получить уникальные данные о характере, динамике и разнообразии подводных ландшафтов различных районов водоема-охладителя.

Одним из важных аспектов не только изучения, но и возможного управления, реконструкции техно-экосистем является разработка методологии оценок различных взаимосвязей в них. Несмотря на то, что имеется определенный опыт экологических оценок различных аспектов влияния технических систем на окружающую среду, вопрос этот требует дальнейшей разработки. Предложенные авторами подходы ни в коем случае не претендуют на исчерпывающую полноту, а являются попыткой разностороннего взгляда на проблему. Что касается исследованной техно-экосистемы, то в данном случае важность экологических оценок очень велика и актуальна, поскольку существуют проекты создания дополнительных энергоблоков Хмельницкой АЭС.

В настоящее время главенствует достаточно односторонний принцип «оценки воздействия технических объектов на окружающую среду», но на смену ему должен прийти другой — «оценки вероятности устойчивого, бесконфликтного между подсистемами функционирования техно-экосистемы при отсутствии негативных ее влияний на внешнюю экологическую среду».

Хотя выполнен достаточно большой объем работ, получены, на наш взгляд, новые и важные материалы, следует остановиться на вопросах, которые по тем или иным причинам не удалось рассмотреть. Не были исследованы в гидробиологическом аспекте системы водоснабжения АЭС. Были отобраны только отдельные пробы на сетках насосной станции. Представления о характере биологических помех были составлены нами по аналогии с другими энергетическими станциями (ТЭС и АЭС), где ранее проводились исследования. В этой связи, следует особо отметить важность создания системы гидробиологического мониторинга, в ходе которого должна постоянно накапливаться информация о разнообразных процессах, связанных с жизнью экосистемы в условиях техногенного влияния, возможных и реальных биологических помех.

Не были получены в достаточном объеме данные о процессах контуризации, которые должны базироваться на количественных оценках не столь-

ко биомассы, сколько продукции. Поскольку фаза быстрого роста популяции дрейссены и период максимального развития популяций (как это бывает обычно на первых стадиях инвазийного процесса) уже, очевидно, завершилась, довольно сложно делать прогнозы относительно дальнейшего развития процессов, связанных с ее влиянием во всей техно-экосистеме. В частности, важным является вопрос об эвтрофировании, поскольку в водоем поступает и, видимо, будет поступать большое количество биогенных веществ со сточными водами с очистных сооружений. Естественное снижение обилия дрейссены после пика численности, возрастание на её популяцию пресса моллюскоядных рыб за счет мероприятий по биомелиорации может привести к «деконтуризации», как следствие — массовому развитию водорослей планктона (а в условиях техногенного подогрева, вероятно — синезеленых), что весьма нежелательно. При возрастании интенсивности термического воздействия в связи с планируемым увеличением мощности АЭС, в водоеме будет проведена реконструкция, а именно — построена струенаправительная дамба. Откосы ее будут укреплены каменной отсыпкой, которая будет играть роль искусственного рифа. Представляется чрезвычайно важным спроектировать и создать этот объект таким образом, чтобы его биопозитивные свойства были использованы в полной мере.

Техно-экосистема постоянно изменяется, развивается, меняет свой облик. Поэтому полученные данные и сделанные выводы должны послужить основой для дальнейших исследований.

ИСПОЛЬЗОВАННЫЕ ЛИТЕРАТУРНЫЕ ИСТОЧНИКИ

- Алекин О.А.* Основы гидрохимии. — Л.: Гидрометеиздат, 1970. — 440 с.
- Алимов А.Ф.* Функциональная экология пресноводных двусторчатых моллюсков. — Л.: Наука, 1981. — 248 с.
- Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. — СПб: Наука, 2000. — 147 с.
- Алтунин В.С., Белавцева Т.М.* Контроль качества воды. Справочник. — М.: Колос, 1993. — 367 с.
- Андреев О.А., Соколов А.В.* Численное моделирование динамики вод и переноса пассивной примеси в Невской губе // Метеорология и гидрология, 1989. — № 12. — С. 78—85.
- Анистратенко В.В., Протасов А.А., Бабарига С.П.* Первое обнаружение брюхоногого моллюска *Theodoxus euxinus* (Gastropoda, Neritidae) в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС // Вестн. зоологии. — 2007. — Т. 41, № 2. — С. 168.
- Анистратенко В.В., Протасов А.А., Бабарига С.П., Силаева А.А.* Первое обнаружение брюхоногого моллюска *Ferrissia* sp. (Gastropoda, Pulmonata, Ancyliidae) в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС // Вестн. зоологии. — 2008. — Т. 42, № 4. — С. 314.
- Афанасьев С.А.* Биологические помехи в водоснабжении электростанций // Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. — К.: Наук. думка, 1991. — С. 160—174.
- Баканов А.И.* Использование характеристик разнообразия зообентоса для мониторинга состояния пресноводных экосистем // Мониторинг биоразнообразия. — М., 1997. — С. 278—282.
- Баклановская В.Ф., Блатов А.С., Косарев А.Н., Перминов С.М.* Численная нестационарная модель течений в Северном Каспии // Вод. ресурсы. — 1985. — № 6. — С. 91—97.
- Балан П.Г., Веклярський Р.В., Вервес Ю.Г. та ін.* Модельні групи безхребетних тварин як індикатори радіоактивного забруднення екосистем. — К.: Фітосоціоцентр, 2002. — 204 с.
- Балашов Л.С., Парахонська Н.О.* Розширення ареалу *Turpha laxmannii* Lерещ. на півдні УРСР у зв'язку з побудовою великих гідроспоруд // Укр. ботан. журн. — 1977. — Т. 34, № 6. — С. 612—616.

- Белов В.П., Филиппов Ю.Г. Расчет уровня и течений Днепро-Бугского лимана при естественном и зарегулированном водообмене с Черным морем // Тр. ГОИН. — 1986. — Т. 168. — С. 32—35.
- Бортник А.Ф., Иванов И.Н., Балтаджи Г.А. Использование водоемов-охладителей ГРЭС Украины для товарного выращивания растительноядных рыб // Освоение сбросных вод энергетических объектов для интенсивного рыбоводства. — Киев: Наук. думка, 1981. — С. 143—148.
- Буторин Н.В., Литвинов А.С., Фомичев И.Ф., Поддубный С.А. Горизонтальная циркуляция вод в Рыбинском водохранилище и возможные ее изменения при перераспределении стока / Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. — Л.: Наука, 1981. — С. 150—167.
- Васенко О.Г. Екологічні основи водоохоронної діяльності в теплоенергетиці. Бібліотека журналу ІТЕ. — Т. 1. — Харків: УкрНДІЕП, 2000. — 243 с.
- Влияние термического режима водохранилища-охладителя Литовской ГРЭС на его гидробионты. — Вильнюс: Мокслас, 1981. — 168 с.
- Водоём-охладитель Ладыжинской ГРЭС. — Киев: Наук. думка, 1978. — 132 с.
- Водоём-охладитель Харанорской ГРЭС / Отв. ред. В.В. Кириллов. — Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2005. — 192 с.
- Водоросли: Справочник / Под общ. ред. С.П. Вассера. — Киев: Наук. думка, 1989. — 608 с.
- Вольцингер Н.Е., Пясковский Р.В. Основные океанологические задачи теории мелкой воды. — Л.: Гидрометеиздат, 1968. — 300 с.
- Генкал С.И., Ярмошенко Л.П. К морфологии, таксономии, экологии и распространению *Pleurosira laevis* (Bacillariophyta) // Укр. ботан. журн. — 2009. — Т. 66, № 5. — С. 659—669.
- Географічна енциклопедія України: в 3-х томах / Відпов. ред. О.М. Маринич. — К., 1989. — Т. 1. — 416 с. — К., 1990. — Т. 2. — 480 с.; К., 1993. — Т. 3. — 480 с.
- Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / А.А. Протасов, О.А. Сергеева, С.И. Кошелева и др. — Киев: Наук. думка, 1991. — 192 с.
- Гідробіологічні дослідження континентальних водойм в Національній Академії наук України (до 90-річчя НАН України) / Ред. В.Д. Романенко. — К.: СПД Москаленко С.М., 2008. — 264 с.
- Гринь В.Г. Донная альгофлора водоемов-охладителей Украины // Гидрохимия и гидробиология водоемов-охладителей тепловых электростанций СССР. — Киев, 1971. — С. 154—173.
- Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого. Трофометаболические взаимодействия зоо- и фитопланктона. — Л.: Наука, 1986. — 155 с.
- Гутельмахер Б.Л., Алимов А.Ф. Количественные закономерности фильтрационного питания водных животных // Общие основы изучения водных экосистем. — Л.: Наука, 1979. — С. 57—78.
- Добровольская З.Н., Коряков П.П., Моисеев Н.Н. Математические модели для расчета динамики и качества сложных водных систем // Вод. ресурсы. — 1981. — № 3. — С. 33—51.
- Дрейссена: Систематика, экология, практическое значение. — М.: Наука, 1994. — 240 с.
- Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Географічна структура флори водойм України // Укр. ботан. журн. — 1984. — Т. 40, № 6. — С. 1—7.
- Дуплаков С.Н. Материалы к изучению перифитона // Тр. Лимнол. станции в Косине. — 1933. — Вып. 16. — С. 3—160.
- Дьяченко Т.Н., Насвит О.И. Макрофиты водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. — 2005. — Т. 41, № 3. — С. 9—14.
- Ефремова Т.В., Пальшин Н.И. Оценка водообмена Петрозаводской губы с Онежским озером // Исследование водных ресурсов Карелии. — Петрозаводск, 1989. — С. 21—25.
- Животовский Л.А. Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам // Фенетика популяций. — М.: Наука. — 1982. — С. 38 — 45.
- Жукова И.В., Остапеня А.П. Влияние на экосистему Нарочанских озер вселенца моллюска-фильтратора *Dreissena polymorpha* Pallas // Озерные экосистемы: Материалы II науч. конф. 20—26 сент. 2003 г., Минск — Нарочь. — Минск: Изд-во ЦентрБГУ, 2003. — С. 438—440.
- Зайцев Ю.П. Контурбионты в мониторинге океана // Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана. Тр. Междунар. симп. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — Т. 2. — С. 76—83.

- Зайцев Ю.П. Введение в экологию Черного моря. — Одесса: Эвен, 2006. — 224 с.
- Зайцев Ю.П. Сообщество микроорганизмов поровых вод песчаных пляжей Черного моря. Факты и гипотезы // Мікробіологія і біотехнологія. — 2008. — № 2 (3). — С. 8—19.
- Звягинцев А.Ю., Мощенко А.В. Морские техноэкосистемы энергетических станций. — Владивосток: Дальнаука, 2010. — 343 с.
- Здун В.И., Киселева В.К., Каратаев А.Ю. Паразиты // Дрейссена *Dreissena polymorpha* Pallas (Bivalvia, Dreissenidae). Систематика, экология, практическое значение. — М.: Наука, 1994. — С. 196—206.
- Зыков Л.А. Метод оценки коэффициентов естественной смертности, дифференцированных по возрасту рыб // Тр. ГосНИОРХ. — 1986. — Вып. 243. — С. 14—22.
- Иванова М.Б. Изучение воздействия абиотических факторов среды на развитие гидробионтов в озерах и значение сравнительно-лимнологических исследований // Продукционно-гидробиологические исследования. — Л.: Наука, 1987. — С. 35—44.
- Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. — Л.: Гидрометеоздат, 1984. — 560 с.
- Ильчев В.Д., Бочаров Б.В., Анисимов А.А. и др. Биоповреждения. — М.: Выш. шк., 1987. — 352 с.
- Калиниченко Р.А., Сергеева О.А., Протасов А.А., Сеницына О.О. Структура и функциональные характеристики пелагических и контурных группировок гидробионтов в водоеме-охладителе Запорожской АЭС // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 32, № 1. — С. 15—25.
- Каратаев А.Ю. Воздействие подогрева на пресноводные экосистемы // Вестн. Бел. ун-та. — Минск, 1990. — 133 с. — Рук. Деп. в ВИНТИ № 2440—В90.
- Каратаев А.Ю., Тищенко Г.М., Каратаева И.В. Население друз *Dreissena polymorpha* Pallas как специфическое сообщество донных животных // Биология внутр. вод: Информ. бюлл. — 1983. — № 61. — С. 18—21.
- Катанская В.М. Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза. — Л.: Наука, 1979. — 278 с.
- Киселев И.А. Методы исследования планктона // Жизнь пресных вод. — М.; Л: Изд-во АН СССР, 1953. — Т. 4. — С. 183—225.
- Ковба М.В. Аквакультура промислово цінних видів риб на водних об'єктах Хмельницької АЕС // Водні ресурси і аквакультура. — К.: ДІА, 2010. — С. 163—166.
- Кудерский Л.А. Типы структуры популяций промысловых рыб и стратегия использования их запасов // Вопросы развития рыбного хозяйства в бассейне озера Байкал / Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. — 1984. — Вып. 211. — С. 109—117.
- Кузнецова В.И., Вьюшкова В.П. Характеристика зоопланктона водоемов-охладителей Рязанской и Черепетской ГРЭС // Биологические ресурсы водоемов-охладителей тепловых и атомных станций и перспективы их рыбохозяйственного использования / Тр. ГосНИОРХ. — 1985. — Вып. 227. — С. 37—43.
- Кучурганский лиман — охладитель Молдавской ГРЭС / Под ред. М.Ф. Ярошенко. — Кишинев: Штиинца, 1973. — 207 с.
- Литвинов А.С. Опыт расчета установившихся ветровых течений на большом мелководном водоеме // Тр. Ин-та биологии внутренних вод АН СССР. — 1972. — Вып. 23 (26). — С. 186—192.
- Лифшиц Б.Х., Раутнайнен Ю.С. Пример расчета установившихся течений в озерах с применением метода полных потоков // Тр. Северного НИИ гидротехники и мелиорации. — 1965. — Вып. 23. — С. 56—68.
- Луховицкий О.Л., Титов В.С., Филатов Н.Н. Изменчивость циркуляции вод Ладожского озера // Изменчивость гидрофизических полей в озерах. — Л.: Наука, 1978. — С. 147—162.
- Ляшенко А.В., Харченко Т.А. Структурно-функциональная характеристика поселений дрейссены в связи с их участием в формировании качества воды в канале // Гидробиол. журн. — 1988. — Т. 24, № 2. — С. 44—51.
- Макрофиты — индикаторы изменений природной среды / Под ред. С. Гейны, К.М. Сытника. — Киев: Наук. думка, 1993. — 433 с.
- Малі річки України. — К.: Урожай, 1991. — 294 с.
- Мастичкий С.Э. Эндосимбионты двусторчатого моллюска *Dreissena polymorpha* Pallas в водоемах Беларуси: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Минск, 2004. — 22 с.

- Методи гідробіологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. В.Д. Романенка. — НАН України. Ін-т гідробіології. — К.: Логос, 2006. — 408 с.
- Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями* / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксюк та ін. — К.: Символ-Т, 1998. — 28 с.
- Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового виловлення риб з великих водосховищ і лиманів України.* — К.: ІРГ УААН, 1998. — 65 с.
- Методические указания по оценке численности рыб в пресноводных водоемах* / ВНИИПРХ. — М., 1990. — 50 с.
- Методическое руководство по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях.* — М.: Наука, 1974. — 253 с.
- Методы изучения паразитологической ситуации и борьба с паразитозами сельскохозяйственных животных* / Под ред. А.П. Маркевича. — Киев: Изд-во АН УССР, 1961. — 352 с.
- Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И.* Современная наука о растительности. — М.: Логос, 2001. — 264 с.
- Михайленко Л.Е.* Бактериопланктон днепровских водохранилищ. — Киев: Ин-т гідробіології НАН України, 1999. — 300 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д.* Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов // Тр. Ин-та биол. внутр. вод. — 1975. — Вып. 27 (30). — С. 7—69.
- Никаноров Ю.И., Чумаков В.К., Ермолин В.П., Таиров Г.Г.* Ихтиофауна, состояние рыбных запасов и перспективы рыбохозяйственного использования водоемов-охладителей // Тр. ГосНИОРХ. — 1985. — Вып. 224. — С. 3—36.
- Николаевский В.С.* Биомониторинг, его значение и роль в системе экологического мониторинга и охраны окружающей среды // Методология и философские проблемы биологии. — Новосибирск: Наука, 1981. — С. 341—354.
- Одум Ю.* Основы экологии. — М.: Мир, 1975. — 740 с.
- Озінковська С.П., Кулініч А.І., Діденко О.В.* Сучасний стан іхтіофауни водойми-охолоджувача ХАЕС та оцінка можливого впливу на неї при введенні в експлуатацію енергоблоку № 2 (ЕБ-2) // Рибе господарство. — 2000. — Вип. 58. — С. 84—89.
- Определитель высших растений Украины* / Под ред. Ю.Н. Прокудина. — Киев: Наук. думка, 1987. — 548 с.
- Остапеня А.П.* Деэвтрофикация или бентификация? // Озерные экосистемы. М-лы III Науч. конф. 17—22 сент. 2007 г., Минск — Нарочь. — Минск: Изд. Центр БГУ, 2007. — С. 31—32.
- Пенязь В.С.* Рыбы реки Припяти // Ученые записки. — Минск: Изд-во Белорус. гос. ун-та, 1957. — Вып. 33. — С. 107—146.
- Песенко Ю.А.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. — М.: Наука, 1982. — 188 с.
- Полтавчук М.А.* Рыбы малых рек правобережного Полесья УССР. Сообщение II. Видовой состав рыбного населения правобережных притоков среднего течения Припяти // Вестн. зоологии. — 1976. — Вып. 1. — С. 38—45.
- Порядок разработки регламента гидробиологического мониторинга водоема-охладителя, систем охлаждения и системы технического водоснабжения АЭС с реакторами типа ВВЭР. Методические указания / Стандарт предприятия. СТП 0.03.088.-2010 ГП НАЭК «ЭНЕРГО-АТОМ».* — Киев, 2010. — 48 с.
- Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб. — М.: Пищ. пром-сть, 1966. — 376 с.
- Праудмен Дж.* Динамическая океанография. — М.: Изд-во Иностран. лит-ры, 1957. — 417 с.
- Протасов А.А.* Пресноводный перифитон. — Киев: Наук. думка, 1994. — 307 с.
- Протасов А.А.* Интенсивность окраски раковин как фенотипическая характеристика популяций *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Bivalvia, Mollusca) // Экология. — 1998. — № 6. — С. 479—482.
- Протасов А.А.* Фенотипическое разнообразие популяции *Dreissena polymorpha* в озерной системе, используемой в качестве охладителя тепловых электростанций // Вестн. зоологии. — 2002. — Т. 36 (4). — Р. 23—33.

- Протасов А.А. Некоторые особенности фенотипической структуры популяции *Dreissena bugensis* Andr. в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС // Эколого-функциональні та фауністичні аспекти дослідження молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища. — Житомир: Волинь, 2004. — С. 158—160.
- Протасов А.А. Состав и распределение зоопланктона водоема-охладителя Хмельницкой АЭС // Гидробиол. журн. — 2004а. — Т. 40, № 4. — С. 35—44.
- Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсиконология. — Киев: Институт гидробиологии НАНУ. — 2008. — 105 с.
- Протасов А.А. Из опыта исследований популяций и сообществ дрейссены. — М-лы I-й Международн. шк.-конф. «Дрейссениды: эволюция, систематика, экология», г. Борок, 28 окт. — 1 нояб. 2008 г. — Ярославль, 2008а. — С. 9—23.
- Протасов А.А., Горпинчук Е.В. О фенотипической структуре популяций *Dreissena polymorpha* (Pallas) // Гидробиол. журн. — 1997. — Т. 33, № 2. — С. 21—32.
- Протасов А.А., Здановский Б. Основные аспекты изучения экосистем водоемов-охладителей энергетических станций для их рационального использования // М-лы науч. конф. «Природные ресурсы Забайкалья и проблемы природопользования». — Чита, 10—15 сент. 2001 г. — Чита, 2001. — С. 465—466.
- Протасов А.А., Здановский Б. К определению воздействия тепловых и атомных электростанций на гидроэкосистемы с помощью экспертных оценок // Гидробиол. журн. — 2002. — Т. 38, № 1. — С. 95—105.
- Протасов А.А., Сергеева О.А., Кошелева С.И. и др. Гидробиологическая, гидрохимическая и гидрологическая характеристика водоема-охладителя Криворожской ГРЭС // Гидробиол. журн. — 1988. — 162 с. — Рук. деп. в ВИНТИ № 9005-В88.
- Протасов А.А., Силаева А.А. Сообщества беспозвоночных водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. Сообщение 3. Сообщества зообентоса, их состав и структура. — Гидробиол. журн. — 2006. — Т. 42, № 1. — С. 3—24.
- Протасов А.А., Силаева А.А., Лукашев Д.В. Изменения в составе и структуре зообентоса пруда-охладителя Чернобыльской АЭС // Биоразнообразие и роль зооценозов в естественных и антропогенных экосистемах: М-лы II Международн. конф. — Днепропетровск: Изд-во Днепропетров. ун-та, 2003. — С. 73—75.
- Протасов А.А., Сеницына О.О., Калиниченко Р.А. и др. Планктон, бентос и перифитон водоема-охладителя Хмельницкой АЭС // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 1. — С. 14—29.
- Протасов А.А., Стародуб К.Д., Афанасьев С.А. Водолазный метод исследования пресноводного перифитона // Гидробиол. журн. — 1982. — № 4. — С. 91—93.
- Протасов А.А., Юришинец В.И. О вселении *Dreissena polymorpha* Pallas в водоем-охладитель Хмельницкой АЭС // Вестн. Зоологии. — 2005. — Т. 39, № 5. — С. 74.
- Пясковский Р.В., Молчанов В.Н. Моделирование динамического переноса загрязняющих веществ в Невской губе // Метеорология и гидрология. — 1976. — № 3. — С. 68—78.
- Разнообразия водорослей Украины / Под. ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко // Альгология. — 2000. — Т. 10, № 4. — 309 с.
- Раилкин А.И. Колонизация твердых тел бентосными организмами. — СПб: Изд-во С.-Петерб. гос. ун-та, 2008. — 427 с.
- Розенгурт М.Ш. Гидрология и перспективы реконструкции природных ресурсов одесских лиманов. — Киев: Наук. думка, 1974. — 224 с.
- Романенко В.Д., Жукинский В.Н., Окснюк О.П. Методологические предпосылки для установления и использования экологических нормативов качества поверхностных вод. — Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 35, № 3. — С. 3—14.
- Романенко В.Д., Окснюк О.П., Жукинский В.Н. и др. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. — Киев: Наук. думка, 1990. — 256 с.
- Россолимо Л.Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. — М.: Наука, 1977. — 175 с.
- Руховец Л.А. Математическое моделирование водообмена и распространения примесей в Невской губе // Метеорология и гидрология. — 1982. — № 7. — С. 78—87.
- Семенченко В.П. Принципы и системы индикации текущих вод. — Минск: Орех, 2004. — 125 с.

- Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. — Минск: Белорусская наука, 2011. — 329 с.
- Силаева А.А. Макрозообентос водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС // Тез. докл. I Междунар. научн.-практ. конференц. «Экология и молодежь». — Гомель, 1998. — Т. 1, Ч. 1. — С. 135.
- Силаева А.А., Протасов А.А. Особенности формирования таксономического состава зообентоса в водных объектах, связанных с АЭС и ТЭС. — Тез. докл. IV Междунар. конф. «Современные проблемы гидроэкологии», г. Санкт-Петербург, 11—15 окт. 2010 г. — СПб, 2010. — С. 164.
- Силаева А.А., Протасов А.А., Морозовская И.А. Донные группировки беспозвоночных литорали Киевского водохранилища // Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип. «Гідроєкологія». — 2005. — № 3 (26). — С. 397—399.
- Силаева А.А., Протасов А.А., Морозовская И.А., Бабарига С.П. Особенности сообществ дрейссены в донных группировках водоема-охладителя Хмельницкой АЭС. — Природничий альманах. Біол. науки, вип. 8. Зб. наук. праць. — Херсон, 2006. — С. 218—222.
- Силаева А.А., Протасов А.А., Синицина О.О. Многолетние изменения в сообществах зообентоса в условиях влияния подогретых сбросных вод АЭС // Проблемы гидроэкологии на рубеже веков: Междунар. конф. Зоол. ин-т РАН, Санкт-Петербург, 23—30 окт. 2000 г. — СПб, 2000. — С. 239—241.
- Силаева А.А., Протасов А.А., Ярошенко Л.П., Бабарига С.П. Инвазивные виды водорослей и беспозвоночных в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС // Гидробиол. журн. — 2009. — Т. 45, № 6. — С. 13—24
- Скальская И.А. Зооперифитон водоемов бассейна Верхней Волги. — Рыбинск, 2002. — 256 с.
- Слепнев А.Е., Ляшенко А.В., Воликов Ю.Н. Оценка качественных и количественных показателей развития донной макрофауны водных объектов зоны влияния Южно-Украинского энергокомплекса (ЮУЭК) // Тр. міжнар. наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природних і стічних вод», 23—27 квіт. 2007 р., м. Миргород. — К.: Знання України, 2007. — С. 124—127.
- Сондак В.В. Відновна іхтіоекологія природних водойм Західного Полісся України. — Рівне: Волинські береги, 2008. — 269 с.
- Сондак В.В. Іхтіофауна природних водойм Стир-Горинського рибовідтворювального комплексу (стан та умови відтворення): Автореф. дис. ... докт. біол. наук. — К.: Ін-т рибного господарства УААН, 2010. — 44 с.
- Столбова Н.Г., Пиркова А.В., Ладыгина Л.В. Наследование цвета раковины у мидии *M. galloprovincialis* Lam. // Цитология и генетика. — 1996. — Т. 30, № 6. — С. 62—65.
- Стражник Л.В. Влияние повышенных температур на сроки развития и продолжительность жизни некоторых лентецов рыб // Паразиты и паразитозы человека и животных. — Киев: Наук. думка, 1981. — С. 204—214.
- Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. — Киев: Наук. думка, 2006. — 383 с.
- Титар В.М. Паразиты рыб // Беспозвоночные и рыбы Днестра и его водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1989. — С. 210—238.
- Толмазин Д.М. Расчет течений, параметров турбулентности и распределения соленых вод в мелком водоеме // Вод. ресурсы. — 1975. — № 6. — С. 133—155.
- Толмазин Д.М., Шнайдман В.А. Статистический анализ течений и параметров горизонтальной турбулентности в Каховском водохранилище // Метеорология и гидрология. — 1972. — № 4. — С. 55—60.
- Толмазин Д.М., Шнайдман В.А., Ациховская Ж.М. Проблемы динамики вод северо-западной части Черного моря. — Киев: Наук. думка, 1969. — 130 с.
- Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. — Киев: Вища шк., 1984. — 333 с.
- Трылис В.В., Бабарига С.П., Протасов А.А. Первая находка пресноводной губки *Eunarius carteri* (Porifera, Spongillidae) в Украине за пределами ее природного ареала в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС. — Вестн. зоологии. — 2009. — Т. 43, № 4. — С. 347—350.
- Фельзенбаум А.И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений. — М.: Изд-во АН СССР, 1960. — 122 с.

Список использованной литературы

- Фельзенбаум А.И. Динамика морских течений / Итоги науки. Механика. Гидромеханика, 1968. — М.: ВИНТИ, 1970. — С. 97—339.
- Филатов Р.В. Динамика озер. — Л.: Гидрометеиздат, 1983. — 168 с.
- Фомичев И.Ф., Литвинов А.С. О циркуляции вод Белого озера при различном ветре // Биология внутренних вод. — 1979. — № 4. — С. 62—65.
- Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, экология, биопомехи // Гидробиол. журн. — 1995. — Т. 31, № 3. — С. 3—10.
- Харченко Т.А., Зорина-Сахарова Е.Е. Консорция двустворчатых моллюсков литорали равнинного водохранилища как структурно-функциональная совокупность гидробионтов // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 5. — С. 9—18.
- Харченко Т.А., Протасов А.А. О консорциях в водных экосистемах // Гидробиол. журн. — 1981. — Т. 17, № 4. — С. 15—20.
- Хмельницька АЕС — розвиток заради майбутнього. — Інформ. бюл. до проведення громадських слухань щодо будови Хмельницької АЕС шляхом спорудження енергоблоків № 3 та № 4. — Нетішин, 2008. — 186 с.
- Чаплина А.М., Мазанина А.В. Влияние подогретых вод Криворожской ГРЭС-2 на гидробиологический режим водохранилищ // Симпоз. по влиян. подогретых вод электростанций на гидролог. и биолог. водоемов: Тез. докл., Борок, 1971. — С. 61—62.
- Шарапова Т.А. Зооперифитон внутренних водоемов Западной Сибири. — Новосибирск: Наука, 2007. — 167 с.
- Шевцова Л.В. О распределении и развитии дрейссены в канале Днепр-Кривой Рог и меры борьбы с ней // Каналы СССР. — Киев: Наук. думка, 1968. — С. 173—179.
- Шевцова Л.В., Харченко Т.А. Технология устранения обрастания дрейссеной трубопроводов оросительных систем. — Киев: Наук. думка, 1986. — 32 с.
- Шевцова Т.М., Куницкий Д.Ф., Воронович А.И. Изменение ихтиофауны водоемов бассейна реки Припять в течение XIX—XX столетий // Стратегия развития аквакультуры в условиях XXI века. — Минск, 2004. — С. 249—250.
- Шевченко П.Г., Ситник Ю.М., Матейчук В.І. Вивчення складу іхтіофауни межріччя Прип'яті // Наук. зап. Терноп. держ. ун-ту. Сер. Біол. — 2001. — № 4 (15). Гідроecологія. — С. 198—200.
- Шиманский Б.А. Активные меры борьбы с зарастанием водохранилищ-охладителей // Тр. ВГБО. — 1963. — Т. 4. — С. 74—114.
- Шиманский Б.А. Техничко-гидробиологическая характеристика водохранилищ-охладителей тепловых электростанций // Гидробиол. журн. — 1965. — Т. 1, № 2. — С. 22—26.
- Шиманский Б.А. Биологические помехи в эксплуатации систем технического водоснабжения тепловых электростанций и методы борьбы с ними // Гидробиол. журн. — 1968. — Т. 4, № 3. — С. 93—94.
- Шиманский Б.А. Высшая и низшая растительность в водохранилищах-охладителях ТЭС, предотвращение ее развития и меры борьбы // Всесоюз. Науч.-технич. совещ.: Тез. докл. — М.: Б.и., 1970. — С. 117—121.
- Шиманский Б.А. Высшая водная растительность Кучурганского лимана до и после использования его в качестве водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС // Гидротермические и химико-гидробиологические исследования охладителей циркуляционной воды тепловых электростанций. — Л., 1971. — С. 214—242.
- Шлехтин Г.В., Сидорова Т.И. Популяционные особенности окраски и рисунка дрейссены верхней зоны Волгоградского водохранилища // Фенетика природных популяций. — М.: Наука, 1990. — 319 с.
- Штокман В.В. Избранные труды по физике моря. — Л.: Гидрометеиздат, 1970. — 336 с.
- Экологические системы. Адаптивные оценки и управление / Ред. К. Холлинг. — М.: Мир, 1981. — 337 с.
- Экосистема водоема-охладителя Лукомльской ГРЭС / П.А. Митрахович, В.М. Самойленко, З.К. Карташевич и др. — Минск: Право и экономика, 2008. — 144 с.
- Юнчис О.Н. Особенности паразитофауны молоди язя, плотвы и уклей и ее зависимость от биологии хозяев и некоторых внешних факторов / Проблемы паразитологии. Тр. 6-й науч. конф. паразитологов СССР. — Киев: Наук. думка, 1969. — С. 287—290.

- Юришинець В.І., Овчаренко М.О., Курандіна Д.П., Низовська Л.В. Симбіофауна молюсків роду *Dreissena* у водоймах України // Тавр. наук. вісн. — 2003. — Вип. 29 (спец.). — С. 255—258.
- Allender Y., Saylor Y. Model and Observed Circulation Throughout the Annual Temperature Cycle of Lake Michigan // Phys. Ocean, 1979. — V. 9, N 1. — P. 573—579.
- Artificial substrates / Ed. J. Cairns. — Coolingwood (Michigan): AnnArbor Sci. Publ., 1982. — 279 p.
- Bruce S., Lypez-Flores R., Boix D. et al. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change // Limnol. Oceanogr. — 2010. — Vol. 55, N 4. — P. 1697—1711.
- Bush R., Welch E., Mar B. Potential effects of thermal discharges on aquatic systems // Environ. Sci. and Technol. — 1974. — Vol. 8, N 6. — P. 561—568.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Offic. J. EC. — 22.12.2000. — L. 327. — 72 p.
- EUROLAKES. 2003. www.hydromod.de/Eurolakes/.
- Feuchtmayr H. et al. Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms // J. of Applied Ecology. — 2009. — Vol. 46. — P. 713—723.
- Ford E. An account of the herring investigations conducted at Plymouth during the years from 1924 to 1933 // J. Mar. Biol. Assoc. U.K. — 1963. — N 19. — P. 305—384.
- Hiroyuki I., Kwang-Hyeon C., Maiko K., Shin-Ichi N. Temperature-dependent dominance of Microcystis (Cyanophyceae) species: *M. aeruginosa* and *M. wesenbergii* // J. of Plankton Research. — 2009. — Vol. 31, N 2. — P. 171—178.
- Howells G.D. The effects of power station cooling water discharges on aquatic ecology. — Water Pollut. Contr. (Gr. Brit.) — 1983. — Vol. 82, N 1. — P. 10—17.
- Huizinga H., McLaughlin G. Thermal Ecology of *Naegleria fowleri* from a Power Plant Cooling Reservoir // Applied and Environmental Microbiology. — July, 1990. — P. 2200—2205.
- Jenner H., Whitehouse J., Taylor C., Khalanski M. Cooling water management in European power stations. Biology and control of fouling // Hydroecologie appliquee. — 1998. — Vol. 10. — N 1—2. — P. 1—225.
- Jeppesen E. Eutrophication and global warming — the key environmental issues for small lakes and ponds in the next 25 years // Environ. Future of Aquic Ecosystems. — Switzerland: ETH Zurich, 2003. — P. 63—75.
- Karatayev A., Burlakova L., Padilla D. Impacts of Zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers // Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. — Dordrecht: Kluwer Academic Publ. — 2002. — P. 433—446.
- Komarek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. Susswasserflora von Mitteleuropas. — Stuttgart: Gustav Fischer, 1998. — 548 p.
- Komarek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota, 2. Teil: Oscillatoriales. Susswasserflora von Mitteleuropas. — Stuttgart: Gustav Fischer, 2005. — 759 p.
- Konopka A., Brock T.D. Effect of Temperature on Blue-Green Algae (Cyanobacteria) in Lake Mendota // Applied and Environmental Microbiology. — 1978. — Vol. 36, N 4. — P. 572—576.
- Langford T.E. The biological assessment of thermal effects in some british rivers. Symp. freshwat. biol. and electr. pow. gener. — 1971. — Vol. 1. — P. 9—35.
- Lewandowski K. Unionidae as a substratum for *Dreissena polymorpha* Pall // Polish. Archives of Hydrobiology. — 1976. — Vol. 23, N 3. — P. 409—420.
- Lick W. Numerical models of lakes currents. — EPA-600/13-76-020, 1976. — 140 p.
- Lin S.-K., Leedertse I.I. Multidimensional numerical modeling of estuaries and coastal seas // Adv. Hydrosoci. — 1978. — Vol. 11. — P. 14—28.
- Molloy D.P., Karatayev A.Y., Burlacova L.E., Kurandina D.P. Natural Enemies of Zebra Mussels: Predators, Parasites, and Ecological Competitors // Reviews in Fisheries Science. — 1997. — Vol. 5 (1). — P. 17—97.
- Mass B., Stephen D., Alvarez C. et al. The determination of ecological status in shallow lakes // Mar. Freshw. Ecosyst. — 2003. — Vol. 13. — P. 507—549.

Список использованной литературы

- Patalas K.* Commentary on keynote paper by Dr. Ulf Grimås: some aspects on cooling water discharges and environmental enhancement // Proc. of Workshop Held at the Chalk River Nuclear Laboratories, October 6–10, 1975. — 1976. — Vol. 1. — P. 161–166.
- Pielou E.C.* The interpretation of Ecological Data / A primer on classification and ordination. — New York: J. Wiley Inc., 1984. — 263 p.
- Protasov A.A., Zdanowski B.* Determination of impact of nuclear and thermal power plants on hydroecosystems, using expert assessment // Hydrobiol. Journ. — 2003. — Vol. 39, N 1. — P. 48–58.
- Protasov A., Zdanowski B., Sinitcyna O. et al.* Structure and functioning of zooperiphyton and benthos communities of the channels of heated lakes of Koninskie district // Arch. of Polish Fisheries. — 1997. — Vol. 5, Fasc. 1 — P. 77–99.
- Protasov A.A., Panasenko G.A., Babariga S.P.* Biological hindrances in power stations exploitation, their typization and main hydrobiological principles of control // Hydrobiol. J. — 2009. — Vol. 45, N 1. — P. 32–45.
- Sellwood J.* Virology of the water cycle // Environmental Health. — 1993. — Vol. 101, N 3. — P. 113–119.
- Sheng J., Lick W., Gedney R.T., Molls F.B.* Numerical computation of three-dimensional circulations in lake Erie: A comparison of free-surface model and rigid. — Lid. Model // J. of Phys. Ocean, 1978. — Vol. 8. — P. 713–727.
- Sladečková A.* Limnological investigation methods for the periphyton («Aufwuchs») // The Botanical Review. — 1962. — Vol. 28, N 2. — P. 286–350.
- Visconti A., Manca M., De Bernardi R.* Eutrophication-like response to climate warming: an analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years // J. Limnol. — 2008. — Vol. 67, N 2. — P. 87–92.
- Weisse T.* Niche separation in common prostome freshwater ciliates: the effect of food and temperature // Aquatic Microbial Ecology — 2001. — Vol. 26. — P. 167–179.
- Welander P.* Wind-driven circulation in one- and two-layer oceans of variable depth // Tellus. — 1968. — 20. — P. 1–15.
- Westhoff V., Maarel E.* The Braun-Blanquet approach: handbook of vegetation science. — Hague, 1973. — Pt. 5. — P. 619–726.
- Zdanowski B.* Characteristic of heated Konin Lakes, pollution sources, main results and conclusion // Arch. of Polish Fisheries. — 1994. — Vol. 2, Fasc. 2. — P. 139–160.
- Zdanowski B.* Struktura i funkcjonowanie jezior Koninских — wnioski dla jchrjny i zagospodarowania zbiornikow // Jeziora koninskie — 40 lat badan. Stan aktualny oraz wnioski dla ochrony. — Konin, 1998. — S. 54–57.
- Zebra mussels.* Biology, impacts, and control // Ed. by T. Nalepa, D. Schloesser. — Boca Raton: Lewis Publ., 1993. — 810 p.

ОБ АВТОРАХ

ПРОТАСОВ Александр Алексеевич — доктор биологических наук, профессор, ведущий научный сотрудник, руководитель лаборатории технической гидробиологии. Институт гидробиологии НАН Украины.

СЕМЕНЧЕНКО Виталий Павлович — доктор биологических наук, член-корреспондент НАН Беларуси, заведующий лабораторией гидробиологии. Научно-практический центр по биоресурсам НАН Беларуси.

ТИМЧЕНКО Владимир Михайлович — доктор географических наук, ведущий научный сотрудник, руководитель лаборатории гидрологии и управления водными экосистемами. Институт гидробиологии НАН Украины.

ЮРИШИНЕЦ Владимир Иванович — кандидат биологических наук, заведующий отделом санитарной гидробиологии. Институт гидробиологии НАН Украины

МОРОЗОВА Алла Александровна — кандидат географических наук, старший научный сотрудник. Институт гидробиологии НАН Украины.

ДЬЯЧЕНКО Татьяна Николаевна — кандидат биологических наук, старший научный сотрудник. Институт гидробиологии НАН Украины.

ЯРМОШЕНКО Людмила Петровна — кандидат биологических наук, старший научный сотрудник. Институт гидробиологии НАН Украины.

ГУЛЕЙКОВА Людмила Владимировна — кандидат биологических наук, старший научный сотрудник. Институт гидробиологии НАН Украины.

СИЛАЕВА Анжелика Алимовна — младший научный сотрудник. Институт гидробиологии НАН Украины.

ПРИМАК Александр Борисович — младший научный сотрудник. Институт гидробиологии НАН Украины.

МОРОЗОВСКАЯ Ирина Алексеевна — ведущий инженер. Институт гидробиологии НАН Украины.

БУЗЕВИЧ Игорь Юрьевич — кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, заведующий отделом изучения биоресурсов водохранилищ. Институт рыбного хозяйства Национальной академии аграрных наук Украины.

МАСЬКО Александр Николаевич — кандидат технических наук, заместитель директора. Государственный научно-инженерный Центр систем контроля и аварийного регулирования.

ГОЛОД Александр Васильевич, начальник лаборатории Отдела охраны окружающей среды. Хмельницкая АЭС.

Авторы будут признательны за конструктивную критику, обсуждение концептуальных положений, изложенных в монографии, а также результатов исследований и за предложения сотрудничества в области исследования техно-экосистем. Контактный адрес: labtech-hb@ukr.net

СОДЕРЖАНИЕ

ВСТУПЛЕНИЕ	3
1. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС	
<i>А.А. Протасов, А.А. Силаева, А.В. Голод</i>	7
Метеорологические условия	8
Естественные водные объекты в районе ХАЭС	12
2. СИСТЕМА ОХЛАЖДЕНИЯ И ТЕХНИЧЕСКОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ ХАЭС	
<i>А.А. Протасов, А.Н. Масько, А.В. Голод</i>	13
3. АБИОТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И УСЛОВИЯ ОБИТАНИЯ ГИДРОБИОНТОВ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ	16
3.1. Морфометрическая характеристика	
<i>А.А. Протасов</i>	16
3.2. Водный баланс	
<i>А.А. Силаева, А.В. Голод</i>	19
3.3. Динамика водных масс	
<i>В.М. Тимченко</i>	20
3.4. Характеристика прозрачности воды	
<i>А.А. Протасов, А.А. Силаева</i>	26
3.5. Термический режим	
<i>А.А. Силаева</i>	28
3.6. Гидрохимический режим	
<i>А.А. Морозова, А.В. Голод, А.А. Протасов</i>	31
4. ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС	51
Материалы и методы	51
4.1. Бактериопланктон	
<i>А.А. Протасов</i>	54

4.2. Фитопланктон	
<i>Л.П. Яρμοшенко</i>	57
4.3. Зоопланктон	
<i>А.А. Протасов, Л.В. Гулейкова, А.Б. Примак</i>	77
4.4. Донные группировки	99
4.4.1. Общая характеристика зообентоса водоема-охладителя ХАЭС	
<i>А.А. Силаева</i>	99
4.4.2. Поселения дрейссены на раковинах перловиц в донных группировках водоема-охладителя ХАЭС	
<i>А.А. Силаева, И.А. Морозовская</i>	121
4.5. Перифитон	126
4.5.1. Общая характеристика перифитона водоема-охладителя Хмельницкой АЭС	
<i>А.А. Протасов</i>	126
4.5.2. Зооперифитон на экспериментальных субстратах	
<i>А.А. Протасов, И.А. Морозовская, А.А. Силаева</i>	147
4.6. Некоторые характеристики популяции дрейссены в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС	
<i>А.А. Протасов, И.А. Морозовская</i>	152
4.7. Высшая водная растительность	
<i>Т.Н. Дьяченко</i>	158
4.8. Ихтиофауна и биомелиорация водоема-охладителя Хмельницкой АЭС	
<i>И.Ю. Бузевич</i>	163
4.9. Гидропаразитологическая ситуация в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС	
<i>В.И. Юришинец</i>	173
5 МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ ВЗАИМОДЕЙСТВИЙ В ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЕ АЭС	179
5.1. Экспертная оценка взаимодействий между отдельными элементами техно-экосистемы АЭС	
<i>А.А. Протасов</i>	180
5.2. Биоиндикация воздействия АЭС на водные экосистемы	
<i>В.П. Семенченко</i>	192
5.3. Оценка качества воды водоема-охладителя АЭС по эколого-санитарным критериям	
<i>А.А. Силаева, А.А. Протасов</i>	199
5.4. Биологические помехи в техно-экосистемах	
<i>А.А. Протасов</i>	204
5.5. Гидробиологический мониторинг в техно-экосистеме АЭС	
<i>А.А. Протасов</i>	210
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	218
Список использованной литературы	222
Об авторах	231

Наукове видання

Національна Академія наук України
Інститут гідробіології



*Протасов О.О., Семенченко В.П., Силаєва А.А.,
Тімченко В.М., Бузевич І.Ю., Гулейкова Л.В.,
Дьяченко Т.М., Морозова А.О., Юришинець В.І.,
Ярмошенко Л.П., Морозовська І.О., Примак О.Б.,
Масько О.М., Голод О.В.*

ТЕХНО- ЕКОСИСТЕМА АЕС

**ГІДРОБІОЛОГІЯ,
АБІОТИЧНІ ФАКТОРИ,
ЕКОЛОГІЧНІ ОЦІНКИ**

Монографія російською мовою
Друкується в авторській редакції

Редагування
А.А. Силаєва
Комп'ютерна верстка
С.А. Горбаненка

Підписано до друку 12.12.2011. Формат 60 × 84/16.
Папір офсетний. Друк ризограф., офсетн. Ум. друк. арк 15,6.
Обл.-вид. арк. 18,7. Тираж 300 екз.

Тираж відруковано в друкарні «Геопринт»
Адреса. Тел.: ???

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців
і розповсюджувачів видавничої продукції ДК № ?????
від ???? р.