

НАЦИОНАЛЬНАЯ АКАДЕМИЯ НАУК УКРАИНЫ

ИНСТИТУТ ГИДРОБИОЛОГИИ

На правах рукописи

ЦЫБУЛЬСКИЙ АЛЕКСАНДР ИВАНОВИЧ

УДК [574.58+574.52].574.632

**ГРУППИРОВКИ ГИДРОБИОНТОВ
КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ
РЕК УКРАИНЫ**

03.00.17 – гидробиология

Диссертация на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Научный руководитель

АФАНАСЬЕВ СЕРГЕЙ АЛЕКСАНДРОВИЧ

доктор биологических наук, профессор

Киев – 2017

СОДЕРЖАНИЕ	Стр.
Перечень условных обозначений	4
Вступление.....	6
Глава 1. Анализ подходов к оценке экологического состояния водных экосистем и определению экологических рисков (обзор литературы).....	15
1.1. Существующие подходы к оценке состояния водных экосистем и качества среды.....	15
1.2. Нормативная база оценки качества поверхностных вод.....	22
1.3. Методические подходы и нормативная база определения экологических рисков.....	29
Глава 2. Материалы и методы исследований.....	34
2.1. Общая характеристика исследованных водных объектов.....	34
2.2. Материалы и методы исследований.....	39
2.3. Краткое описание методики расчета экологических рисков.....	46
Глава 3. Структура биотических группировок и экологические риски, возникающие в условиях влияния точечных источников химического загрязнения и коммунальных стоков.....	55
3.1. Структура биотических группировок и экологические риски в условиях точечного источника загрязнений (на примере сбросов КП «Черниговводоканал» в р. Десну).....	55
3.2. Структура биотических группировок и экологические риски в условиях воздействия крупного точечного источника загрязнений и коммунальных стоков (на примере рек Горынь и Устя).....	71
3.3. Структура биотических группировок и экологические риски в условиях воздействия диффузного источника загрязнений (на примере сбросов жилищно-коммунального хозяйства г. Херсон в р. Днепр).....	81

Глава 4. Структура биотических группировок и экологические риски в условиях термического загрязнения.....	92
4.1. Влияние сбросов холодной воды на структуру донных группировок и экологические риски от сброса холодных вод (на примере сброса Днестровских ГЭС в р. Днестр).....	93
4.2. Структура группировок зообентоса в условиях влияния подогретых вод (на примере сброса Ровенской АЭС в р. Стырь).....	110
Глава 5. Экологические риски от воздействия биотических факторов (на примере водных объектов Национального природного парка «Припять-Стоход»).....	116
Глава 6. Результаты определения экологических рисков загрязнения рек Украины и рекомендации по их снижению.....	125
6.1. Результаты определения экологических рисков загрязнения рек Украины.....	125
6.2. Прогноз применения биоплато для доочистки сточных вод г. Чернигова.....	126
6.3. Рекомендации по снижению негативного влияния на биоту сбросов холодной воды Днестровской ГЭС.....	129
Выводы.....	136
Список использованных литературных источников.....	138
Приложение А. Определение основных понятий.....	165
Приложение Б. Полевой протокол.....	168

Перечень условных обозначений

БПК	биологическое потребление кислорода
ВВР	высшая водная растительность
ВРД	Водная Рамочная Директива ЕС (2000/60 ЕС)
ВРУ	Верховна Рада Украины
ГАЭС	гидроаккумулирующая электростанция
ГОСТ	государственный стандарт (СССР)
ГЭС	гидроэлектростанция
ДСТУ	«Державний стандарт України»
ЕС	Европейское сообщество
ИГБ НАНУ	Институт гидробиологии Национальной академии наук Украины
КМУ	Кабинет министров Украины
НПП	Национальный природный парк
ОВОС	оценка воздействия на окружающую среду
ПДК	предельно-допустимые концентрации загрязняющих веществ
ПДС	предельно-допустимые сбросы загрязняющих веществ
ПО	перманганатная окисляемость
ПУВКХ	производственное управление водопроводно-канализационного хозяйства
ХПК	химическое потребление кислорода
$S_{\text{ПБ}}$	индекс сапробности, рассчитанный по Пантле – Букк

Индекс риска	Тип экологического риска по [9]
HWR	Риск загрязнения речных вод
HWS	Риск загрязнения донных отложений
HBP	Риск деградации сообщества высшей водной растительности
HBSF	Риск деградации сообщества донной фауны
HBRHPL	Риск деградации сообщества фитопланктона
HBRHF	Риск деградации сообщества фитофильной фауны
HBZPL	Риск деградации сообщества зоопланктона
HBZBT	Риск деградации сообщества зообентоса
HBF	Риск деградации сообщества ихтиофауны
EUf	Риск подтопления поймы и первой надпойменной террасы загрязненными водами
EBF	Риск деградации сообществ птиц, гнездящихся в пойме и на террасах рек

ВСТУПЛЕНИЕ

Актуальность темы.

Исследование влияния антропогенных и природных факторов водной среды на гидробионтов является одной из фундаментальных задач гидробиологии. Характер и степень этого влияния зависят как от состояния водных объектов, их гидрологических характеристик, способности к самоочищению, так и от степени антропогенного воздействия, состава и объемов загрязнений, поступающих в них. Экологическое состояние речных систем в значительной мере зависит от антропогенной эвтрофикации, последствий загрязнения, в частности термического (теплового или холодowego), и других негативных факторов.

В настоящее время в Украине нет ни одного юридического документа, который законодательно утверждал бы способ оценки качества среды и был унифицирован для использования в работе гидроэкологов, врачей санитарно-эпидемиологической службы, специалистов в отрасли экологической безопасности. При этом оценка экологического состояния в условиях многоцелевого комплексного использования водного объекта и, соответственно, многокомпонентного влияния всегда испытывает определенные сложности. Особенно сложными являются прогностические оценки, поскольку отсутствуют надежные количественные методики определения влияния различных факторов (антропогенных и природных) на качество среды, биотические компоненты и, в целом – на экологическое состояние водных объектов. Более того, согласно распоряжению КМУ от 20.01.2016 г. № 94-р. с 01.01.2017 г. утратили силу санитарные нормы, правила и ГОСТы бывших УССР и СССР. Целью этих изменений является переход от обязательных государственных стандартов к европейской модели технического регулирования.

Основой для оценки антропогенного влияния и базой для установления экологических нормативов качества среды водных объектов или их частей в Украине в настоящее время является «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [1] и «Методика установления и

использования экологических нормативов качества поверхностных вод суши и эстуариев Украины» [2].

Современная нормативная база оценки качества поверхностных вод должна быть направлена на интеграцию с законами Европейских стран, с Водной Рамочной Директивой ЕС 2000/60 ЕС (ВРД) [3], Директивой Оценки воздействия на окружающую среду ЕС (Директива СЭО 2001/42 ЕС) [4].

В соответствии с положениями Соглашения об ассоциации между Украиной и ЕС, рассчитанного на три года [5], с 01.11.2014 г. началось внедрение отдельных разделов Соглашения (например «Сотрудничество в сфере энергетики», «Окружающая среда»), которые будут введены в действие до завершения процесса ратификации самого Соглашения всеми странами-членами ЕС. Этот документ должен выступать как стимул и вектор комплексной программы масштабных внутренних реформ, в частности в сфере охраны окружающей среды.

Международные нормы права в сфере охраны окружающей среды определены как базовые в процессе аппроксимации законодательства Украины к праву ЕС [6, 7]. Национальный план действий по охране окружающей среды предполагает большое количество мероприятий, направленных на сближение с законодательством ЕС и выполнение международных обязательств Украины [8].

Одними из наиболее проблематичных вопросов остаются методические основы оценки экологического состояния водных объектов. Эти вопросы изучались многими учеными не только в Украине (В.Д. Романенко (1998, 2001), В.Н. Жукинский (2003), О.П. Оксуюк (1993), С.А. Афанасьев (2004), Г.А. Верниченко (1983, 1984), А.В. Яцик (1996), А.Г. Васенко (2000, 2001, 2013), В.И. Пелешенко (2000), В.К. Хильчевский (2007, 2013), Гандзюра В.П. (2008)), но и в мире (Ю.А.Израэль (1979, 1981), В.П.Семенченко (2004), R.M.Brown (1972), J.B.Trutt (1975) и др.).

Оценка экологических рисков, возникающих в водных объектах под влиянием антропогенных и природных факторов, может служить надежным методом исследования и оценки состояния, устойчивости водных экосистем, пределов толерантности гидробионтов в изменяющихся условиях окружающей

среды. Оценка экологических рисков необходима также в качестве основы для мониторинга состояния водных объектов и принятия решений в сфере управления водными ресурсами. Экологическая безопасность государства в значительной степени зависит от успешного решения вопросов, связанных с процессами антропогенной эвтрофикации (деградации), загрязнения водных объектов различными отходами, термического (теплого и холодного) загрязнения и с другими негативными факторами, а также снижения их влияния на водные объекты. Для решения этих вопросов была разработана «Методология оценки экологических рисков...» [9], которая позволяет:

- проводить исследования по малым выборкам;
- проводить исследования при недостатке исходных данных о нагрузках на экосистемы и состоянии самих экосистем;
- получать экспресс-оценку состояния водных объектов более эффективно и точно, чем при использовании критериальных оценок;
- снижать затраты труда, реактивов и время работы.

Исходя из этого, актуальным был поиск надежной методики определения степени влияния различных факторов (антропогенных и природных) на экологическое состояние водных объектов. Необходим метод, основанный на использовании отзыва экосистемы на воздействие химических и физических факторов, хронического загрязнения, точечных и диффузных источников, аварийных ситуаций. Для решения этих вопросов на основании изучения структурных характеристик различных групп гидробионтов, с использованием данных гидрохимического анализа, была апробирована методика определения экологических рисков для оценки воздействия точечных и диффузных источников загрязнения, термического и биотического факторов на экосистемы рек Украины.

Связь с научными программами, планами, темами.

Диссертационная работа выполнялась в Институте гидробиологии НАН Украины в отделе ихтиологии и экологии речных экосистем.

Сбор и обработка материалов проведены в рамках выполнения ряда научно-исследовательских тем и проектов ИГБ НАН Украины:

- «Механізми формування та підтримання біотичної структури річкових систем різного типу» (гос. регист. № 0101U004989);
- «Дослідити різноманіття водяних рослин, його зміни під впливом природних і антропогенних чинників з метою розробки заходів з охорони, збереження та відновлення багатства рослинного світу водойм України» (гос. регист. № 0102U004665);
- «Розробка екологічних показників до системи управління водними ресурсами Дністра для обґрунтування внесення змін до Правил експлуатації Дністровського водосховища» (гос. регист. № 0103U008528);
- «Розробка екологічних стандартів щодо використання та збереження водних і біологічних ресурсів на транскордонних річках (на прикладі р. Дністер)» (гос. регист. № 0103U008529);
- «Оцінка транскордонного переносу забруднюючих речовин, холодних вод та розробка рекомендацій щодо зниження їх негативного впливу на водні екосистеми Дністра» (гос. регист. № 0104U006254);
- «Розробка технології мінімізації екологічних ризиків, пов'язаних із техногенним і біологічним забрудненням поверхневих вод з метою поліпшення навколишнього середовища людини» (гос. регист. № 0104U007822) в рамках Державної програми «Новітні медико-біологічні проблеми та навколишнє середовище людини»;
- «Екологічна оцінка діяльності Дністровської ГАЕС на водні об'єкти (сучасний стан та уточнення прогнозу)» (гос. регист. № 0105U005467);
- «Вплив будівництва та експлуатації лінії електропередачі Новоодеська-Арциз на водні екосистеми Дністровського лиману та заходи його пом'якшення» (гос. регист. № 0106U011305).
- «Комплексна оцінка екологічного стану річкових систем різного типу як основа розробки наукових засад збереження та відновлення різноманіття аборигенної іхтіофауни, рідкісних та зникаючих видів риби» (гос. регист. № 0106U002147) (ответственный исполнитель раздела);

- «Біотичні потоки речовини та енергії як основа функціонування річкових екосистем» (гос. регист. № 0111U000078);
- Програма ПРООН-ГЭФ «Оздоровлення басейну Дніпра» (проекти IDRC «Трансграничний Діагностичний Аналіз басейну Дніпра» та «Проведення оцінки заповідних зон, пріоритетних екосистем та «горячих точок» с точки зору загрози біорізноманіттю»).

Цель работы – определить экологические риски, возникающие в реках при воздействии химического, термического и биотического загрязнения на основе исследования изменений структуры группировок гидробионтов.

Для достижения цели работы были поставлены следующие задачи:

- Проанализировать современные методические и практические подходы к определению экологических рисков и оценке состояния водных экосистем.
- Идентифицировать абиотические и биотические составляющие гидроэкосистем как индикаторов риска ухудшения качества воды и состояния биоты модельных речных экосистем с разной степенью антропогенной нагрузки.
- Исследовать экологические последствия антропогенного изменения абиотических параметров (физических, гидрохимических) в модельных речных экосистемах.
- Провести исследование определенных структурных характеристик фито- и зоопланктона, зообентоса, высшей водной растительности, ихтиофауны модельных речных экосистем.
- Определить экологические риски для участков модельных речных экосистем разных типов и/или их компонентов под воздействием различных по составу и происхождению антропогенных факторов и представить их количественную оценку.
- Предложить методику определения экологических рисков для оценки влияния температурного фактора на состояние водных объектов, оценить влияние сбросов холодных вод и временного осушения, вызываемых эксплуатацией гидроузлов энергетической станции (на примере Днестровских ГЭС).

Объект исследования – состояние биоты и водной среды участков рек, которые испытывают антропогенное влияние.

Предмет исследования – структурные характеристики группировок гидробионтов как показатель экологических рисков загрязнения водных объектов.

Методы исследования. Использованы общепринятые методы отбора, фиксации, микроскопической обработки гидробиологических проб [10]. Гидрохимические показатели определяли по стандартным методикам [10]. Градации качества среды определяли по экологической классификации качества поверхностных вод [10]. Для определения экологических рисков и оценки состояния водных объектов применяли методологические подходы, приведенные в [9]. При оценке рисков от диффузных источников загрязнений и физических факторов применена усовершенствованная методика [11]. Для обработки данных использовали прикладной программный пакет WaCo, разработанный в ИГБ НАН Украины.

Отбор проб проводили по схеме: выше источника загрязнения (контроль) и ниже – на 10, 50, 100, 500 м, 1 км, 3 км и т.д. к зоне, где структура биотических группировок не имела отклонений от контроля. Экологические риски рассчитывали по уровню ПДК, а в качестве гидробиологических параметров использовали индекс Вудивисса (ТВІ), индекс сапробности, применены размерно-массовые показатели популяции брюхоногих моллюсков и др. параметры.

Научная новизна полученных результатов.

Впервые выполнены расчеты экологических рисков от влияния разнообразных антропогенных и биотических факторов, определена динамика и установлены тенденции изменения качества среды и состояния биоты антропогенно нагруженных участков рек Билоус и Десна, Горинь и Устя, Стырь, Припять, Днепр, а также Днестр;

– определены экологические риски от сброса техногенных холодных вод Днестровской ГЭС и подогретых вод Ровенской АЭС;

– предложено использование популяционных морфометрических (размерно-массовых) характеристик брюхоногого моллюска речная лунка (*Theodoxus fluviatilis* L.) в качестве индикатора изменений экологического состояния р. Днестр.

Практическое значение полученных результатов.

Практическое значение проведенных исследований определяется возможностью использования методики определения экологических рисков в системе мониторинга, для экологического прогнозирования, разработки мероприятий по охране, сохранению и возобновлению водных объектов Украины. При использовании методики местные и региональные особенности формирования качества воды учитываются по суммарной антропогенной нагрузке на водный объект.

Разработанная методика определения экологических рисков и оценки состояния водных экосистем внедрена в учебный и научно-исследовательский процесс Черниговского государственного педагогического университета им. Т.Г. Шевченко (акт внедрения № 04-11/811 от 17.10.2007 г.).

Разработаны практические рекомендации по минимизации экологических рисков для участков речных экосистем Украины, которые находятся под антропогенной нагрузкой. Предложено применение биоплато для доочистки сбрасываемых вод на основе существующих биопрудов очистных сооружений коммунального предприятия «Черниговодоканал».

Предложены мероприятия по минимизации экологических рисков от сброса холодных вод Днестровской ГЭС.

Внедрена методика определения экологических рисков от воздействия техногенных холодных вод на основе анализа изменения структурных показателей популяции широко распространенного вида брюхоногих моллюсков речная лунка *Theodoxus fluviatilis* L. (Укр. Держ. Патент. 2009. – Ser. МПК (2009) G01N 33/18, № а200806287 от 27.10.2009 № 12467/1).

Личный вклад диссертанта.

Диссертация является самостоятельным исследованием, выполненным автором. Осуществлен теоретический анализ и практическая работа по сбору и камеральной обработке полученных материалов. Изучены и систематизированы фондовые материалы, проведена экологическая оценка качества среды современного и ретроспективного периодов, обоснована и доказана целесообразность использования методики определения экологических рисков. Основные научные положения и выводы получены и сформулированы диссертантом.

Апробация результатов диссертации.

Результаты исследования и основные положения диссертационной работы докладывались на научных конференциях: II Международной научно-практической конференции «Проблеми природокористування, сталого розвитку та техногенної безпеки регіонів» (Днепропетровск, 2003); Международной конференции «Интегрированное управление природными ресурсами трансграничного бассейна Днестра» (Молдова, Кишинев, 2004); I Международной научно-практической конференции «Экологический менеджмент как составная часть устойчивого развития» (Донецк, 2004); IV съезде Гидроэкологического общества Украины, (АР Крым, 2005); информационном семинаре «Программа НАТО: Наука для мира и безопасности в Словацкой Республике (Information Workshop «NATO Science for Peace and Security Program in Slovak Republic» (Словакия, Братислава, 2006); III Международной научно-практической конференции «Наука, образование, производство в решении экологических проблем» (Башкортостан, Уфа, 2006); Международной научной конференции «Zoocenosis-2007» «Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах» (Днепропетровск, 2007); семинаре НАТО «Естественные бедствия и безопасность воды: оценка риска, ответ на аварии и экологический менеджмент» (NATO Advanced Research Workshop «Disasters and Water Security: Risk Assessment, Emergency Response, and Environmental Management») (Армения, Ереван, 2007); Международной конференции «Управление трансграничной рекой Днестр и

Водная Рамочная Директива Европейского союза» (Молдова, Кишинев, 2008); Международной конференции «Международное сотрудничество и управление трансграничным бассейном для оздоровления реки Днестр» (Одесса, 2009); IV Международной научной конференции «Современные проблемы гидроэкологии» (Россия, Санкт-Петербург, 2010); III Международной научной конференции «Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы исследований» (Херсон, 2012); V научной конференции «Фізичні методи в екології, біології і медицині» (Ворохта, 2014); VII съезде Гидроэкологического общества Украины «Гідроекосистеми: фундаментальні та прикладні проблеми сьогодення» (Киев, 2015) и ряде других.

Теоретические разработки и результаты практического применения методики определения экологических рисков на исследованных водных объектах Украины нашли отражение в ряде работ автора [12–31].

Публикации. Основные научные положения и результаты диссертационной работы опубликованы в 20 научных работах, из них: в монографиях – 3, в статьях в специализированных изданиях, рекомендованных Аттестационной комиссией МОН Украины – 4, патент на изобретение – 1, в журналах и сборниках научных трудов – 5, в материалах и тезисах конференций – 7, на иностранных языках – 2.

Благодарности.

Автор выражает искреннюю благодарность научному руководителю доктору биологических наук, профессору, директору ИГБ НАН Украины Сергею Александровичу Афанасьеву за постоянный интерес, рекомендации и предоставленные консультации; сотрудникам отдела ихтиологии и гидробиологии речных систем Т.Н. Середе, А.Е. Усову, О.В. Мантуровой, коллегам по ИГБ А.А. Протасову, А.В. Лишук и другим за помощь и постоянную моральную поддержку.

ГЛАВА 1

АНАЛИЗ ПОДХОДОВ К ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ И ОПРЕДЕЛЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

1.1. Существующие подходы к оценке состояния водных экосистем и качества среды.

В настоящее время большинство водных экосистем испытывает антропогенное влияние той или иной степени, которое чаще всего является комплексным, многофакторным, сложным по локализации – загрязнение промышленными и коммунальными стоками, сброс подогретых (реже – холодных) вод энергетических станций, застройка поймы и др. Кроме того, к негативным последствиям приводят глобальные изменения климата, в частности возникновение заморных явлений, вызванных повышением температуры воды. Все эти воздействия приводят к ухудшению качества среды, эвтрофикации, утрате эстетической ценности и другим проблемам [32–37]. При интенсивном использовании поверхностных вод различные водопользователи предъявляют к качеству воды строго определенные, но разные требования. Исходя из таких требований, существующую систему классификаций и нормативов оценки качества воды можно рассматривать с двух основных принципов: экосистемного и потребительского (санитарно-гигиенического и народнохозяйственного).

Экосистемный принцип ставит во главу угла состояние среды и определяет все воздействия как опасные или безопасные. Главное назначение экологического принципа заключается в охране водных экосистем от антропогенного пресса, улучшении их состояния путем установления экологических стандартов (нормативов) оптимального качества воды, с учетом типа водных экосистем и осуществления целенаправленной программы водоохранных мероприятий, а также сохранения биологического разнообразия в водных объектах. В публикациях ООН по водным проблемам [38] отмечено, что при проведении

оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) необходимо определить потенциальные риски для экосистемы или составляющих ее компонентов [39].

Санитарно-гигиенические принципы на основе показателей предельно-допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ предназначены для обеспечения уровня негативных воздействий на водоемы в пределах безопасных для здоровья населения допустимых норм [40, 41]. Критериальной нормой здесь выступают фоновые концентрации специфических веществ.

Народнохозяйственная позиция основана на требованиях отраслей, которые используют воду. В потребительском понимании качество воды, как ресурс народного хозяйства, по своему составу и свойствам является пригодным или непригодным для отдельных видов водопользования. Эта группа нормативов оценки качества воды разделена на подгруппы: рыбохозяйственную [42–44], промышленного и сельскохозяйственного водоснабжения [45]. Для решения различных водоохраных задач необходима обобщенная информация о состоянии водных объектов, которая позволяет комплексно оценивать как степень их загрязненности, так и самоочистительную способность водоемов. В настоящее время четко прослеживаются две тенденции. Первая – усиление дифференциации проблемы комплексных оценок с целью более детального изучения составляющих, характеризующих качество воды по отдельным показателям [46]. Вторая – интеграция этих составляющих, которая позволяет получить обоснованные выводы о качестве воды в целом [47–53].

В целом, оценка антропогенного воздействия на водные экосистемы и оценка качества среды проводится по двум методологическим подходам – по абиотическим (гидрохимические, ПДК) и биотическим параметрам. Оба подхода имеют свои преимущества и недостатки. Абиотические параметры удобнее тем, что характеризуют состав среды в момент исследования. Они показывают конкретные негативные изменения, причем имеют строгое количественное выражение, например нормативы ПДК.

Критерии ПДК, несомненно, являются условными [54, 55], количество критериев ПДК, а в некоторых случаях их излишняя строгость, делает их

практически неприменимыми и невыполнимыми на практике [56, 57]. Многолетняя практика использования санитарно-гигиенических и рыбохозяйственных ПДК свидетельствует о том, что на подавляющем количестве пунктов контроля качества поверхностных вод, действующие ПДК нарушаются [58–60]. В большинстве случаев ПДК не могут быть реально достигнуты при существующих технологиях очистки сточных вод. Разработка ПДК для загрязнений не отвечает темпам синтеза все новых и новых токсичных химических соединений, поступления их в окружающую среду и изучения последствий их негативного влияния. Система ПДК не учитывает эффектов синергизма и антагонизма действия нескольких загрязняющих веществ, к тому же, производные химические продукты бывают более токсичны, чем исходные соединения. Поэтому, негативные изменения в водных объектах, в том числе ухудшение качества воды, имеют место даже при концентрациях, не превышающих ПДК. Использование лишь критериев ПДК дает возможность предприятиям разбавлять свои сбросы, подгоняя концентрации загрязняющих веществ до уровня заданных параметров. Все это дает основания говорить, что система ПДК не обеспечивает надежной защиты водных объектов [61, 62].

Следующим шагом была разработка на основе ПДК методических указаний по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям [47]. Как критерий оценки загрязненности воды был принят индекс загрязнения воды. Его использование на протяжении определенного времени упростило обобщение информации, полученной при осуществлении гидрохимического мониторинга разными ведомствами.

Как показали исследования, получить полную оценку состояния среды по абиотическим параметрам невозможно, реакция биоты на изменения среды не учитывается, невозможно восстановить картину прошлых воздействий и, даже ориентировочно, составить прогноз. Оценка по биотическим параметрам более надежна и объективна, дает представление о состоянии среды независимо от характера и источника антропогенного воздействия [63–70]. Экологическое понимание качества среды основано на том, что поверхностные воды имеют три

главные составляющие с разными гидрофизическими, гидрохимическими и гидробиологическими характеристиками: водную массу, донные отложения и биоту. Качество среды является результатом функционирования экосистемы, а вода – единственной средой для жизни водных организмов.

На современном этапе не решена проблема установления количественных проявлений токсических эффектов с одной стороны и качественная и количественная оценка общего повреждающего эффекта токсикантов на разных уровнях экосистем, изменений в экосистеме в целом – с другой. Для решения проблемы была разработана концепция «шкодочинності» [71].

Антропогенное воздействие вызывает перестройки в структуре сообществ гидробионтов. Изменения качества среды и состояния экосистем проявляются на организменном, популяционном и ценотическом уровнях [64]. При антропогенной эвтрофикации отмечен рост доли первичноводных форм беспозвоночных, упрощение трофической структуры при увеличении доли детритофагов [72–77], уменьшение доли хищных беспозвоночных, снижение количества видов, в первую очередь чувствительных к загрязнению. Преобладание фильтраторов, напротив, демонстрирует, что в водном объекте хорошо проходят процессы самоочищения [78, 79]. На современном этапе в экосистемах все более важным становится биотический фактор, в частности значительные изменения могут вызывать виды-вселенцы – инвазивные виды из разных географических зон [80].

Краткосрочные воздействия (залповые сбросы загрязняющих веществ, аварии) вызывают быстрые непродолжительные и, чаще всего, обратимые изменения бактерио-, фито- и зоопланктона [81, 82]. Для получения интегральной оценки в качестве биоиндикатора можно использовать ихтиофауну, состав и обилие которой дает достаточно полное представление о состоянии всей экосистемы в целом [83–86]. Некоторые виды загрязнений определяют состав и структуру высшей водной растительности [87–90].

Общепринятым биоиндикатором состояния водных экосистем является зообентос. Донные организмы ведут оседлый образ жизни, неспособны, как рыбы,

избегать залповых сбросов, спасаясь в притоках. Они имеют гораздо более продолжительный жизненный цикл, чем планктон, поэтому состояние зообентоса четко характеризует не только экологическое состояние водоема или водотока в целом, но и конкретных его участков [91–94]. Биомасса и численность, таксономический состав зообентоса определяются общим состоянием гидроэкосистемы [64, 72, 77, 95–98].

Зооперифитон является группой, чувствительной к загрязнению. При ухудшении условий происходят изменения в структуре сообществ зооперифитона: исчезают редкие виды, снижается разнообразие, уменьшается выравненность обилия и увеличивается доля доминирующих видов. Это позволяет использовать сообщества зооперифитона для биологической индикации качества природных вод. Загрязнение реки сильнее отражается на зооперифитоне прибрежной растительности, чем погруженной, а в качестве индикаторов чистых вод используют турбеллярий, мшанок, личинок веснянок, поденок, ручейников и мошек [99–102].

На основе изменений в биоте разработаны десятки методик оценки, принципы и системы биоиндикации [67, 68, 74, 84, 89, 90, 92, 95–98, 103–107]. Для оценки состояния поверхностных вод используют индексы Шеннона, Симпсона, Бильма-Дорриса и других [108, 109]. Предложено применение индексов разнообразия макрозообентоса как показателя состояния водных экосистем [70, 110–112]. Подчеркивается необходимость использования не только качественных, но и количественных характеристик водной биоты [66, 77, 91, 97, 98, 102, 113]. Наиболее перспективными среди биологических систем анализа качества вод, по мнению многих специалистов, являются оценки, учитывающие таксономический состав – биотический индекс Вудивиса (TBI) [114], Belgian Biotic Index (BBI), использующийся в текущем мониторинге стран ЕС, индексы Грейхема, Чандлера и др. [115], показатели соотношения различных групп (например, Гуднайта – Уитлея) [96, 109, 116]. Методы оценки по биотическим индексам и биоиндикации качества воды в большинстве случаев основаны на применении индексно-балльного подхода [67, 68, 89, 95–98, 110, 117].

Используются методы, позволяющие оценить качество воды однозначно. И хотя, одно число не может передать всю полноту информации о такой сложной многокомпонентной системе, которой является поверхностные воды, эти методы широко применяются в практике [1, 118–121].

Одной из систем оценки органического загрязнения водных объектов является широко используемая система сапробности. Классическая система сапробности, предложенная З. Колквизцем и М. Марссоном [122], основана на присутствии видов-индикаторов. Система включала 4 зоны: олигосапробную, β -мезосапробную, α -мезосапробную и полисапробную. Обширный список водных организмов-индикаторов сапробности широко применяется во многих странах, в том числе и в Украине.

В свою очередь, недостатком оценки по биотическим параметрам часто является невозможность определения фактора, вызвавшего изменения водных экосистем. Интегрированный метод, сочетающий абиотические и биотические параметры, считается более эффективным [1, 2, 9, 106, 107, 123–125].

В последнее десятилетие XX – в начале XXI в., как в Европе, так и в США, наблюдалась тенденция развития биологических методов оценки в рамках экосистемного интегрированного подхода. Водные экосистемы рассматривают как единое целое, принимая во внимание абиотические и биотические компоненты, а также их взаимоотношения, при этом оценивают как биологические параметры, так и качество мест обитания. Такой принцип оценки одобрен Хельсинской конвенцией [126]. Цель интегрированной оценки лежит в области управления водными ресурсами. Задачи управления – поддержать уровень антропогенной нагрузки, «невредный» для экосистемы. Минимальная антропогенная нагрузка обеспечивает природное, или эталонное состояние, к которому нужно стремиться. В рамках экосистемного интегрированного подхода развиваются отдельные методы биологической оценки общего состояния экосистем.

Биологическая оценка – это система использования биологических ответов экосистемы с целью контроля и определения изменений качества окружающей

среды [127–129]. Биологическая оценка в первую очередь определяет состояние экосистемы в целом и лишь косвенно отображает качество воды. В то же время, каждый водный объект характеризуется набором своих уникальных характеристик биотических и абиотических, специфика которых требует своих подходов к биологической оценке, как состояния экосистем, так и качества воды [130, 131]. Одним из методов биологической оценки является биологическое тестирование – реакция тест-организмов дает быстрый ответ на состояние водной среды [88, 132, 133].

Существующие методы комплексной оценки качества воды значительно отличаются как по целям, структуре их построения и способам формализации данных, так и по установленным и используемым критериям оценки, объемам и требованиям к исходной информации.

Одной из первых методик оценок степени загрязненности вод была классификация водных объектов, разработанная Королевской комиссией в Великобритании в 1912 г., которая предусматривала анализ состояния вод по физико-химическим показателям, которые характеризовали влияние на водный объект хозяйственно-бытовых стоков, в то время основного источника загрязнения вод. В основу классификации были положены такие признаки: запах, мутность, наличие или отсутствие рыб, характер водной растительности, химический анализ по БПК₅, окисляемость, аммонийный, альбуминоидный (белковый) и нитратный азот, взвешенные вещества, хлориды и растворенный кислород. Водные объекты по степени загрязнения были разделены на 6 групп: очень чистые, чистые, достаточно чистые, сравнительно чистые, сомнительные и плохие. Наибольшее внимание уделяли величине БПК₅, значение которой определялось по шкале в границах от 1 до 10 г/дм³.

В классификации поверхностных вод, разработанной странами-членами СЭВ в 1963 г., было выделено 3 класса качества воды, для характеристики которых задействовано почти 40 показателей [118]. По степени загрязнения выделено 6 групп качества воды: очень чистые, чистые, достаточно чистые, сравнительно чистые, сомнительные и плохие. Как и в английской

классификации, значение БПК было в границах от 1 до 10 мг/дм³. Со временем в классификацию включались новые показатели (физико-химические и бактериологические) [1, 2].

Следует заметить, что большинство разработанных методик комплексных оценок состояния водных объектов связано с использованием существующих ПДК [118]. Методы комплексных оценок качества воды постоянно разрабатывались и за границей. Известны работы М. Хауза, Р. Брауна с соавторами, Дж. Труитта с соавторами и др. [115, 124, 134, 135].

Для оценки воздействия технических и других объектов на окружающую среду и разработки эффективных мероприятий по снижению антропогенного воздействия, разработаны и внедрены две универсальные системы – оценка влияния на окружающую среду (ОВОС) (англ. Environmental Impact Assessment – EIA) и система экологического мониторинга (СЭМ). Оценка воздействия на окружающую среду предназначена для выявления характера, интенсивности и степени опасности влияния любого вида планируемой хозяйственной деятельности на состояние окружающей среды и здоровье населения [136, 137]. Экологический мониторинг (мониторинг окружающей среды) представляет собой комплексные наблюдения за состоянием окружающей среды, в том числе компонентов природной среды, естественных экологических систем, за происходящими в них процессами, явлениями, включает оценку и прогноз изменений состояния окружающей среды [138, 139].

1.2. Нормативная база оценки качества поверхностных вод.

С целью обеспечения экологической и санитарно-гигиенической безопасности необходимо обеспечить соответствие требований к объектам, которые подлежат стандартизации и нормированию. Однако, ни в одном документе не сказано, что экологические нормативные документы должны отвечать той же методологии, что и санитарно-гигиенические и рыбохозяйственные.

Экосистемные классификации и построенные на них оценки качества поверхностных вод с официальным статусом, отсутствовали как в бывшем СССР, так и в Украине до 1994 г. Интегрированный метод применялся в бывшем СССР в качестве государственного стандарта [42, 45 и др.]. Так, Госкомгидрометом СССР был разработан государственный стандарт – ГОСТ 17.1.3.07.-82 [45], который содержал классификацию качества вод по гидробиологическим и микробиологическим показателям. Гидробиологические показатели включали индекс сапробности неранжированный на классы или на категории качества. Основным нормативным водоохранным документом до настоящего времени являлась исключительно система ПДК (санитарно-гигиенические и рыбохозяйственные) [43, 44]. Списки содержат более тысячи вредных веществ и постоянно пополняются новыми.

До недавнего времени не было классификации качества воды, основанной на экосистемном подходе и в Европейских государствах. В отдельных странах разрабатывались и утверждались классификации качества поверхностных вод и приводились к уровню стандартов [50, 118, 128, 140–144]. Первый, экологический стандарт качества поверхностных вод ЕС (т.н. «референсные условия»), к которому необходимо стремиться, представлен в ВРД [3].

Со временем были разработаны и предложены к использованию в водоохранной практике более совершенные способы интегральной оценки качества поверхностных вод по комплексу показателей [48, 50, 145–147].

Наиболее совершенным, на наш взгляд, нормативом, который можно отнести к экологической группе нормативов качества воды, является система оценки качества воды в Венгрии. Она была разработана в 1976 г. и усовершенствована специалистами научно-исследовательского института VITUKI в 1980 г. В этой классификации есть все экологические характеристики, которые входят в государственный стандарт качества воды.

В Украине с 70-х гг. XX века ведется целенаправленная разработка новых методов контроля качества воды исходя из гидробиологических позиций [1, 2, 33, 129, 136, 148].

«Водный Кодекс Украины» предусматривают разработку и внедрение нового природоохранного регламента – «экологических нормативов качества воды» [149, статьи 33–37].

Основоположниками современной экологической классификации качества поверхностных вод в Украине были специалисты Института гидробиологии НАН Украины Оксиюк О. П., Жукинский В. Н. [129] и другие [136]. Классификация качества поверхностных вод в разных ее вариантах была апробирована на крупных водохранилищах, каналах и равнинных реках разных стран: в Украине, Беларуси, России, Молдове, Финляндии и Словакии [79, 96, 102, 116, 147, 150–154]. Специалисты Института гидробиологии провели сравнительный анализ известных классификаций качества воды, которые действовали в разных странах Европы (Австрия, Болгария, Венгрия, Германия, Норвегия, Финляндия, Швеция, Чехословакия, Югославия), с экосистемной классификацией ИГБ на основе трофо-сапробиологических показателей. Большинство показателей (всего – 28) используется приблизительно в половине из названных стран. Результаты сравнений и критический анализ европейского опыта были учтены при создании украинских нормативных документов по классификации и оценке качества воды в водных объектах [1, 2].

Известны также экологические классификации качества поверхностных вод, разработанные в Украинском научно-исследовательском институте экологических проблем: «Классификация поверхностных вод, основанная на оценке их качественного состояния» [50] и «Экологическая классификация водотоков Украины» [140].

На основе многолетней практики в 1994 г. был создан и утвержден приказом Минприроды Украины руководящий нормативный документ (укр. КНД) 211.1.4.010-94 «Экологическая оценка качества поверхностных вод суши и эстуариев Украины. Методика». Этот ведомственный документ потерял силу 31 декабря 1998 г. в соответствии с приказом № 44 Минэкобезопасности Украины.

На сегодняшний момент в Украине действует «Методика экологической оценки качества поверхностных вод» [1]. Она разработана коллективами ИГБ

НАН Украины, Украинским НИИ водохозяйственно-экологических проблем и НИИ экологических проблем Минэкоресурсов Украины. Методика выполнена согласно требований «Водного кодекса Украины» [149] относительно разработки нормативных документов в отрасли использования и охраны вод и воссоздания водных ресурсов, Постановления КМУ от 19.03.1997 г. № 244 «О мероприятиях по поэтапному внедрению в Украине требований директив Европейского Союза, санитарных, экологических, ветеринарных, фитосанитарных норм и международных и европейских стандартов» [154], в соответствии с Законом Украины «Об охране окружающей естественной среды» [155]. Была разработана и опубликована также «Методика картографирования экологического состояния поверхностных вод Украины по качеству воды» [156]. В ней из гидробиологических показателей использованы биомасса фитопланктона, численность бактериопланктона и индекс сапробности по Пантле – Букк.

«Методика..., 1998» [1] – это нормативный документ, основанный на отечественном, европейском и мировом опыте классификации и оценки качества поверхностных вод в экологическом аспекте. Характеристика качества поверхностных вод дана на основе экологической классификации, которая включает в себя широкий набор гидрофизических, гидрохимических, гидробиологических и других показателей водных экосистем.

Экологическая классификация включает в себя три специализированных группы показателей:

1. По солевому составу,
2. По трофо-сапробиологическим (эколого-санитарным) критериям,
3. По показателям содержания специфических веществ токсического и радиационного действия.

Основные специализированные группы состоят, в свою очередь, из 3–5 показателей, каждый из которых имеет существенное значение при определении качества воды. Экологическая оценка (ориентировочная или доскональная) водных экосистем обязательно включает в себя исследования выше обозначенных трех специализированных групп классификаций. Конкретные гидрофизические,

гидрохимические, гидробиологические и специфические показатели являются признаками водных экосистем, на основе которых производятся обобщающие оценки и определяются классы и категории качества воды. Весь диапазон оценки качества воды разделен на 5 классов и соответствующих им 7 категориям. Методика [1] является «основой для оценки антропогенного влияния и базой для установления экологических нормативов качества воды любых водных объектов или их частей» ([1], п. 1.9.–1.10.).

Основные преимущества методики заключаются в следующем:

- Современность – защита и возобновление целых экосистем; оценка состояния базируется на экосистемном подходе (количественный и качественный состав экосистем). В методике использована гибкая система подхода (5 классов и 7 категорий), что не противоречит Европейским нормативам и отвечает постановлению Кабмина № 244 [133].
- Универсальность – группировка разнообразных показателей в три блока обеспечивает выбор вариантов оценки (по солевому, трофо-сапробиологическому блоку и блоку специфических веществ токсичного действия). Методика дает возможность делать ориентировочную или детальную оценку, результаты которой можно использовать в разных отраслях хозяйства для разработки водоохранных мероприятий. Оценка является критериальной базой для разработки экологических нормативов.
- Практичность – в основу положены определения известных гидрохимических показателей, которые определяются уже давно. Оценку можно проводить для отдельного участка реки, для бассейна в целом, или в каждом контрольном пункте.
- В этой методике из гидробиологических показателей, кроме биомассы фитопланктона, численности бактериопланктона и индекса сапробности по Пантле – Букк, для биотестирования используются ракообразные *Daphnia magna* и *Ceriodaphnia affinis*.

Вместе с тем, отмечены некоторые недостатки «Методики оценки...» [55]:

1. Отсутствие четких требований к статистической обработке исходной информации (требований к объемам, порядок использования статистических характеристик типа средних значений и тому подобное, методов построения интервалов достоверности вокруг точечных значений и других).
2. Отсутствие четко определенного порядка использования «Методики оценки...» при решении задач оценки динамики состояния водных объектов, что осложняет ее систематическое использование в качестве стандартного инструмента оценки.
3. Необходимо уточнение оценки загрязнения вод, переходных к солоноватым, а также к некоторым другим показателям, при экологической оценке которых желательно учитывать высокий уровень естественных фоновых значений концентраций.
4. Для более тонкой оценки состояния и динамики качества поверхностных вод можно предложить введение некоторых дополнительных блочных индексов, которые бы учитывали реальную структуру загрязненности водных объектов.
5. Несмотря на то, что существует большое количество методик оценки качества поверхностных вод, возникает потребность разработки новых подходов к методам оценки, которые реализуют экологические нормативы, регламентируемые статьями 33–37 Водного Кодекса.

«Методика, установления и использования экологических нормативов качества поверхностных вод суши и эстуариев Украины» [2] является логическим продолжением предыдущей. В этом документе категория «качество воды» получила дальнейшее развитие в направлении ее экологизации. Так, если в [1] «якість води – характеристика складу і властивостей води, яка визначає її придатність для конкретних цілей використання» (с. 4), то в [2] – это «характеристика складу і властивостей води як компонента водної екосистеми і життєвого середовища гідробіонтів, а також з точки зору придатності її для конкретних цілей використання людиною» [2, с. 6]. Установление и использование конкретных экологических нормативов качества воды создают условия для управления их состоянием, поскольку природоохранные организации

должны составлять и осуществлять водоохранные программы с четко обозначенными конечными целями улучшения качества воды, а таким образом, и состояния качества водных экосистем [2, с. 3].

Сравнение современных трех групп показателей качества поверхностных вод со значениями экологических нормативов позволяет сделать вывод об экологическом состоянии водного объекта и приоритетах мероприятий, направленных на его улучшение. Однако сроки достижения оптимальных и/или допустимых значений экологических нормативов не устанавливают (в отличие от ВРД, где они четко определены).

Подводя итог, можно утверждать, что общее число предложенных методик оценки и классификаций достаточно велико, однако ни одна из них не имеет широкого применения в водоохранной практике. В разработке классификаций оценки качества поверхностных вод, в которые включено большинство критериев загрязнения, решающее значение имеет принцип определения количественных значений разных критериев, характерных для отдельных классов – степеней загрязнения воды.

Основной недостаток многих классификаций заключается в том, что количественные значения критериев, приведенные для одних и тех же классов загрязнения, не согласованы между собой, что приводит к непригодности их применения на практике. Использование обобщенных показателей (средних, индексов, баллов) устраняют этот недостаток, но одновременно снижает точность оценки. Отсутствие согласованности количественных значений критериев загрязненности обусловлено тем, что большинство классификаций составляются интуитивным путем или комбинацией параметров, важных, по мнению их авторов. То есть количественные значения критериев определяются либо на усмотрение автора, либо вводятся в систему из других классификаций. Если, исходя из практики, возможно приблизительно установить количественные значения, характерные для чистой или очень загрязненной воды, то разделить значение разных критериев по другим классам загрязнения, да и еще так, чтобы цифры были согласованы между собой, интуитивным путем невозможно.

Непосредственная комбинация критериев, взятых из разных классификаций, не дает желаемых результатов в результате разных принципов построения отдельных классификаций.

Таким образом, при разработке методов комплексной оценки качества воды сформулированы два направления. Первое – оценка качества воды с помощью разных классификаций. Международное сотрудничество и попытки оптимизации разработок в отрасли охраны вод стимулировали развитие второго направления – создание интегральных оценок качества вод, где оценка сводится к получению индекса за совокупностью значений показателей.

1.3. Методические подходы и нормативная база определения экологических рисков.

Понятие «экологический риск» это, в первую очередь, возможность возникновения изменений экосистемы, приводящих к ее деградации, исчезновению, либо переходу в состояние, угрожающее здоровью населения и (или) утрате ее хозяйственного значения. Также это – вероятность осуществления нежелательного для экосистемы события, которое принесет ей ущерб. Значение вероятности оценивается для определенного временного интервала, или нескольких интервалов (например, 1 год, 3 года, 10 лет и т.п.). Эти оценки можно также рассчитывать для определенных сценариев хозяйственного использования водных объектов в зоне влияния т.н. «горячей точки». Значение вероятности лежит в интервале от 0 (риска нет) до 1 (риск осуществился).

В узком понимании, экологический риск, по мнению А. В. Яблокова [157], проявляется в утере генетического разнообразия, то есть исчезновении популяции какого-либо вида под влиянием антропогенных факторов. Например, в США для населения принята практика расчета экологического риска от загрязняющих веществ, поступающих тремя путями: с питьевой водой, пищей (загрязненные токсикантами морепродукты и рыба) и при случайном попадании при активном или пассивном отдыхе на водных объектах [158].

В последнее десятилетие наиболее перспективным подходом к определению размеров изменений экологического состояния водных объектов, на наш взгляд, представляется «Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты» [9] (далее – Методика экорисков), разработанная в 2004 г. на основе адаптации «Общих указаний по оценке экологических рисков» Министерства охраны окружающей среды Канады [159, 160].

Была показана возможность ее применения в системе трансграничного мониторинга, для экологического прогнозирования, разработки мероприятий по охране, сохранению и возобновлению ресурсов водных объектов. При использовании Методики местные и региональные особенности формирования качества воды учитываются по суммарной антропогенной нагрузке на водный объект. Методика позволяет рассчитывать экологические риски по малым выборкам, что во многих случаях экономит время, материалы и средства. Предлагается также переход от критериев методики оценки рисков (вероятности ухудшения качества воды) к критериям ВРД (вероятности снижения экологического статуса водного объекта).

Ввиду того, что к настоящему времени ряд терминов, касающихся проблемы экологических рисков, не имеет однозначного толкования, в приложении «А» приведены их дефиниции, которые приняты в настоящем исследовании. В методике, использованной в наших исследованиях, определение терминов сформулировано достаточно близко к их толкованию в [160]. В то же время, учтены как более поздние разработки по этому вопросу, так и научные и терминологические традиции, сложившиеся в Беларуси, России и Украине.

Для определения области действия комплекса понятий, связанных с определением экологических рисков необходимо обратиться к действующей на сегодня правовой базе и принципам ее формирования.

В документах бывшего СССР, многие из которых до сих пор являются нормативными в области контроля состояния окружающей среды и ее охраны [42–47] содержатся термины, определяющие общие понятия, близкие по сути к

кругу изучаемых вопросов. Например, «экологическое благополучие водного объекта», «безопасные уровни воздействия вредных веществ» и ряд других.

За годы независимости Украины практически создано новое природоохранное законодательство. Оно включает Земельный (1992), Лесной (1994), Водный (1995) кодексы, а также Кодекс о недрах (1994), Законы Украины «Об охране окружающей природной среды» (1991), «О природно-заповедном фонде» (1992), «Об охране атмосферного воздуха» (1992), «О животном мире» (1993), «Об экологической экспертизе» (1995), «Об использовании ядерной энергии и радиационной безопасности» (1995), «Об обращении с радиоактивными отходами» (1995), «Об отходах» (1998), «О растительном мире» (1999), «О зоне чрезвычайной экологической ситуации», «О защите населения и территорий от чрезвычайных ситуаций естественного и техногенного характера», «Об объектах повышенной опасности» (2000) [161–171].

Нормативная база проблем экологической безопасности в широком их понимании в нашей стране основана на Конституции и Законах Украины. Закон Украины «Об охране окружающей природной среды» (1991) [155] в статьях 1–3 определяет задачи законодательства в сфере обеспечения экологической безопасности. Статьи 26–30 устанавливают «обязательность экологической экспертизы», а ст. 31–33 – устанавливают экологические нормативы.

Постановление «Об Основных направлениях государственной политики Украины в области охраны окружающей среды, использования природных ресурсов и обеспечения экологической безопасности» [172] определяет основные приоритеты, в частности:

- улучшение экологического состояния бассейнов рек Украины и качества питьевой воды;
- стабилизация и улучшение экологического состояния в городах и промышленных центрах Донецко-Приднепровского региона и ряд других задач.

Водный кодекс Украины (1995) [149] в ст. 22 ставит перед экологической экспертизой задачу: «...обеспечение экологической безопасности...», а ст. 33–38 устанавливают нормативы экологической безопасности водопользования.

Закон Украины «Об экологической экспертизе» (1995) [164] в ст. 35 требует учитывать «количественные и качественные показатели оценки уровней экологического риска». В соответствии с п. 4.8 Закона Украины «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» от 21 декабря 2010 г. № 2818-VI [171], реализация экологической политики требует эффективного функционирования системы природоохранного законодательства, направленного на достижение национальных приоритетов.

Постановления Кабинета Министров (КМУ) по экологическим вопросам имеют такой же обязательный характер, как и Законы [172]. В них детализируются и регламентируются процедуры и положения выполнения Законов, обсуждаются виды деятельности объектов, которые составляют повышенную экологическую опасность, вопросы проведения комплексной государственной экспертизы и др. Постановление КМУ «О порядке осуществления государственного мониторинга вод» (1996) [173] выделяет кризисный мониторинг, который осуществляется в зонах повышенного риска и в зонах влияния аварий и чрезвычайных ситуаций.

Постановления Верховной Рады Украины также имеют обязательный характер и обеспечивают действенность законов. Примером может служить Постановление ВРУ «Порядок ограничения, временного запрещения (остановки) или прекращения деятельности предприятий, учреждений, организаций и объектов в случае нарушения ими законодательства об охране окружающей природной среды» (1992) [174].

Экологические стандарты, нормы и правила, ведомственные инструкции устанавливаются ведомствами и являются обязательными для подчиненных этим ведомствам организаций.

Постоянно разрабатываются и вводятся в действие поправки и дополнения к вышеуказанным документам, что обусловлено потребностью совершенствования

национального законодательства. Так, для ликвидации несогласованностей между законодательными актами различных ведомств 16 августа 1999 г. принято Постановление КМУ об утверждении «Концепции адаптации законодательства Украины к законодательству Европейского союза» [175] и ратификация в 1999 г. Конвенции «О доступе к информации, участии общественности в процессе принятия решений и доступе к правосудию по вопросам, которые касаются окружающей среды» [176] (Орухская конвенция). Для выполнения Указа Президента Украины от 14.09.2000 г. № 1072 «О программе интеграции Украины в Европейский союз» [177] правительством разрабатывается и внедряется детализированная программа приближения природоохранного законодательства к законодательству ЕС. Интеграция Украины в Европейский союз осуществляется путем создания правовой, нормативно-методической и организационной базы, гармонизированной с европейской, которая должна отвечать требованиям национальной и общеевропейской экологической безопасности. Целям унификации мероприятий и исследований в области водной политики, а также интеграции Украины в Европейское сообщество должна послужить принятая Европейским Союзом Водная Рамочная Директива 2000/60/ЕС.

Остро стоят проблемы постоянного совершенствования действующего законодательства соответственно современным требованиям реформирования экономики и реальных условий деятельности субъектов хозяйствования, а также гармонизации национального экологического законодательства с европейским. Экологическая интеграция Украины в Европейский союз должна осуществляться путем системного совершенствования и приведения в соответствие с европейской правовой, нормативно-методической и институциональной базой экологического управления и экологической безопасности, взаимодействия с общественными объединениями.

ГЛАВА 2

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Общая характеристика исследованных водных объектов.

Исследования проводили на протяжении 2002–2012 гг. в бассейнах рек различных физико-географических зон Украины: на р. Десне на участке от г. Чернигова (Полесье) до устья реки (Лесостепная зона), а также на ее притоке р. Билоус – под влиянием сбросов коммунального предприятия «Черниговводоканал» (2004–2005 гг.); на притоках 2-го порядка р. Днепр реках Горынь и Устя в Степной зоне – на участке влияния сбросов ВАТ «Ровноазот» у г. Ровно (2005 г.); на р. Днепр в Степной зоне в окрестностях г. Херсон – на участке влияния сбросов ПУВКХ «Водоканал» (2002–2003 гг.); на р. Днестр в предгорьях Карпат – под влиянием сброса холодных вод Днестровской ГЭС-1 и ГЭС-2 (2003–2004, 2006 гг.); на р. Стырь – на участке влияния сброса Ровенской АЭС (2000 г.); на р. Припять (Полесье) – на участке влияния заторов ВВР и заморов (2005, 2010–2012 гг.). Речные бассейны и районы исследований представлены на карте-схеме (рис. 2.1).

Река Десна – большая река, протекающая по Европейской части России и по территории Украины, левый приток Днепра, самый длинный из его притоков – 1130 км [178]. Впадает в Днепр на северной окраине г. Киева. Площадь бассейна – 88,9 тыс. км². Средний расход воды в устье 360 м³/сек. Минерализация воды р. Десна (г. Чернигов) в среднем составляет в весеннее половодье – 271 мг/дм³; в летне-осеннюю межень – 351 мг/дм³; в зимнюю межень – 376 мг/дм³.

Река Билоус – правобережный приток Десны [179]. Длина – 58 км, ширина русла в верховье не превышает 3–8 м, вблизи устья – 20 м. Глубины колеблются в пределах 0,5–1,5 м. Уклон – 0,82 м/км. Дно торфянистое, местами заиленное или песчаное.



Рис. 2.1. Карта-схема речных бассейнов рек Украины в районах исследований и предприятия-водопользователи.

В р. Билоус выявлено 15 видов рыб, в районе с. Павловка (коллектор очистных сооружений) выявлено 8 видов: плотва, елец, язь, верховка, пескарь, верховодка, лещ, карп. Антропогенный пресс на реку обусловлен поступлением поверхностного стока с сельскохозяйственных угодий и урбанизированных территорий города.

Река Горынь относится к бассейну р. Припять, имеет длину 659 км, площадь водосбора – 27700 км², среднегодовой расход воды в устье – 110 м³/с [180, 181]. Исток находится на Кременецкой возвышенности, далее течет по Волынской возвышенности в узкой долине с высокими и крутыми берегами, затем по Полесью в широкой заболоченной пойме; в нижнем течении протекает через Пинские болота. Минерализация воды р. Горынь составляет: весеннее половодье – 502 мг/дм³; летне-осенняя межень – 455 мг/дм³; зимняя межень – 567 мг/дм³ [182]. Наибольший приток – Случь (правый). На реке расположены города и

поселки Изяслав, Славута, Нетешин, Острог, Гоща, Оржев, Дубровица, Речица, Столин.

Река Устя – река в Ровненской области. Длина реки — 68 км, площадь бассейна — 762 км². Истоки расположены на склонах Мизоцкого кряжа, далее река протекает по территории Здолбуновского и Ровненского районов, после чего впадает в р. Горынь. Русло извилистое, шириной 8–25 м, глубина реки — 1,5–2,0 м. На реке расположено около 20 населенных пунктов, крупнейшие — города Здолбунов и Ровно.

Река Днепр имеет длину 2201 км; в пределах Украины – 1121 км, (115 км находятся на пограничной территории Беларуси и Украины) [183]. Площадь бассейна – 504 000 км², из них в пределах Украины – 291 400 км². Среднегодовой расход воды в устье – 1700 м³/с (53,5 км³/год), средний расход возле г. Киева – 7000 м³/с. Скорость течения колеблется от 0,3 до 1,2 м/с на участке до устья Десны; преобладающая скорость течения на нижележащих участках порядка 0,6–0,7 м/с; минерализация воды – 300–350 мг/дм³.

Водный режим Днепра определяется хорошо выраженным весенним половодьем, низкой летней меженью с периодическими летними паводками, регулярным осенним повышением уровня воды и зимней меженью. Доля площади водосбора реки на территории Украины – более 48%.

Участок Нижнего Днепра административно находится в Цюрупинском и Голопристанском районах Херсонской области. Согласно геоботаническому районированию Украины [184] территория относится к Нижнеднепровскому плавневому геоботаническому району. В его ландшафте преобладают высокотравные тростниковые болота и пойменные луга. Ниже г. Херсон русло Днепра делится на множество рукавов, образуя дельту (350 км²) с многочисленными пойменными островами и водоемами различного размера и конфигурации, около 2/3 дельты занимают плавни. Район отличается хорошо сохранными массивами лесной, болотной и водной растительности, богатой по видовому составу, среди которой много редких, реликтовых и эндемичных видов. Дельта Днепра является местом обитания многочисленных видов водной и

околоводной фауны, используется перелетными птицами во время сезонных миграций. Территория относится к Рамсарским водно-болотным угодьям (3UA009), включает русловые участки, протоки и ерики, мелководные пойменные водоемы, тростниковые плавни, островные массивы, Днепровский лиман.

На большей части водосборной территории ведется интенсивная хозяйственная деятельность: в пойме Днепра проводится выпас скота, сенокошение, рыбная ловля, охота, имеются крупные дачные массивы, размещены дома отдыха и пансионаты, есть прудовые хозяйства и др.

На участке от г. Херсона до верховьев лимана находятся объекты полной и частичной охраны – Бакайский государственный и Днепровский рыбный заказники, Краснюковское, Прорежанское и Лиманское охотничьи хозяйства. В авандельте Днепра сосредоточены основные места нерестилищ, зимовки и нагула ценных промысловых видов рыб (лещ, судак, рыбец, тарань, сазан). Этот участок дельты и прилегающая часть Днепровского лимана являются самыми ценными угодьями для охраны ихтиофауны и возобновления рыбных запасов.

Река Днестр [185]: длина – 1352 км, площадь бассейна – 72,1 тыс. км². Берет начало в Украинских Карпатах в районе с. Волчье на склонах горы Чентыевка на высоте 900 м, впадает в Днестровский лиман, который соединен с Черным морем. Средний расход воды в нижнем течении 310 м³/с. Объем годового стока – 10 млрд. м³.

В верховьях Днестр течет в глубокой узкой долине и носит характер быстрой горной реки. Скорость течения в этом районе составляет 2,0–2,5 м/с. Здесь в Днестр впадает большое количество притоков, берущих начало со склонов Карпат, в основном справа. Наиболее крупный из притоков на этом участке – Стрый. Ниже Галича течение становится более спокойным, но долина остается узкой и глубокой. В среднем течении притоки впадают только слева: Золотая Липа, Стрыпа, Серет, Збруч, Смотрич, Мурафа.

На территории Украины (Хмельницкая, Черновицкая и Винницкая области) расположено Днестровское водохранилище, образовавшееся при строительстве Днестровской ГЭС (677,7 км от устья Днестра, г. Новоднестровск Черновицкой

области). Питание Днестра снеговое и дождевое. На реке часты внезапные подъемы уровня воды, в особенности от выпадения летних ливневых дождей, нередко вызывающие наводнения. Ледостав непродолжительный, в теплые зимы река вообще не замерзает. Минерализация воды Днестра увеличивается вниз по течению от 300 до 450 мг/дм³. Вода Днестра используется для водоснабжения многих населенных пунктов (например, Одессы, Кишинева), орошения; в верховьях по реке осуществляется лесосплав.

Река Стырь [180, 186] протекает на северо-западной Украине и в Беларуси, правый приток Припяти. Берет начало на Волынской возвышенности. Протекает Львовскую, Волынскую и Ровненскую области, после чего пересекает границу с Брестской областью Беларуси, где впадает в Припять. Длина реки – 494 км, площадь ее водосбора – 13 100 км², из них 493 км² на территории Беларуси. Долина реки трапецеидальная, узкая (200–300 м) и глубоко врезанная в верхнем течении. В нижнем течении долина Стыри сливается с долиной Припяти. Склоны долины в верхнем течении крутые, высотой 30–40 м. Пойма непрерывная, двусторонняя. Ширина поймы в нижнем течении до двух километров. В р. Припять Стырь впадает двумя рукавами.

Для р. Стырь характерно интенсивное весеннее половодье (до 50% годового стока). Среднегодовой расход воды в устье составляет 49,5 м³/с. Минерализация воды реки в районе г. Луцка в среднем составляет: весеннее половодье – 373 мг/дм³; летне-осенняя межень – 414 мг/дм³; зимняя межень – 542 мг/дм³. Река используется в качестве водоприемника мелиоративной системы, а также для водообеспечения Ровенской АЭС. На р. Стырь расположены города Берестечко, Рожище, Луцк и Кузнецовск, пгт Колки, Заречное.

Длина реки Припять составляет 775 км. Площадь бассейна 114,3 тыс. км² [187]. Долина Припяти в верховье выражена слабо, в низовьях четче. Пойма развита на всем протяжении, выделяют две надпойменные террасы. Ширина поймы в верхнем течении 2–4 км и более, в отдельные годы затопливается на несколько месяцев. В низовьях ширина поймы достигает 10–15 км. Русло в верховье канализировано; ниже – извилистое, образует меандры, старицы, много

протоков; есть песчаные острова. Ширина реки в верхнем течении до 40 м, в среднем – 50–70 м, в низовьях 100 – преимущественно 250 м, при впадении в Киевское водохранилище – 4–5 км. Дно песчаное и песчано-илистое. Уклон реки 0,08 м/км.

Питание смешанное, с преобладанием снегового. Для водного режима характерно длительное весеннее половодье: с первой декады марта, максимум в середине апреля, спад затягивается на 3,0–3,5 месяца. Летняя кратковременная межень прерывается дождевыми паводками и почти ежегодным осенним поднятием уровня воды. На весну приходится 60–65% годового стока, который составляет 14,5 км³, вода поднимается в верхнем течении до 2 м, в среднем – до 3,5 м, в нижнем – до 5–7 м; сопровождается обширными разливами. Средний расход воды у г. Мозыря 370 м³/с, в устье 460 м³/с (максимум около 6000 м³/с). Цвет воды определяется преобладанием в бассейне реки торфяно-болотных почв.

Национальный природный парк «Припять-Стоход» [188] включает водно-болотные угодья в пойме р. Припять на крайнем северо-востоке Волынской области. Парк имеет вытянутую с запада на восток форму. Берет начало у впадения в Припять р. Турья и тянется вдоль русла (включая пойму) до восточной границы Волынской области с Ровненской областью и Беларусью. На крайнем востоке парк включает приток Припяти р. Стоход (русло в составе парка доходит до пгт Любешов, включая пойму). Структура земель парка: болота – 43%, леса – 35%, кустарники – 16% и водные объекты – 6%. Растительность открытых травяных болот составлена высокотравными сообществами растений с преобладанием камыша и манника большого.

2.2. Материалы и методы исследований.

Первичную характеристику водных объектов давали исходя из результатов натурных обследований с экспертной оценкой комплекса показателей: степень нарушенности биотопа, наличие видимых (визуально) загрязнений воды, замусоривание береговой линии, вытаптывание прибрежной растительности, состав и количественное развитие основных групп гидробионтов.

При выборе мест отбора проб обязательным условием являлось их ландшафтно-биотопическое сходство. Кроме этого обследование проводилось непосредственно в экологически чувствительных и экологически ценных зонах, на охраняемых акваториях, расположенных в пределах до 15 км.

При отборе проб, в качестве контроля на всех исследованных водных объектах использовали типичный биотоп выше источника загрязнений. Остальные станции отбора проб, по возможности, выбирали непосредственно ниже сброса загрязненных вод (десятки метров в случае точечного сброса), в пределах зоны 10, 50, 100, 500 м, 1 км, 3 км (и т.д. с учетом мощности сброса и разбавляющей способности реки) до зоны, где структура биотических сообществ не имела видимых отклонений от фонового биотопа. Принципиальная схема отбора проб представлена на рисунке 2.2.

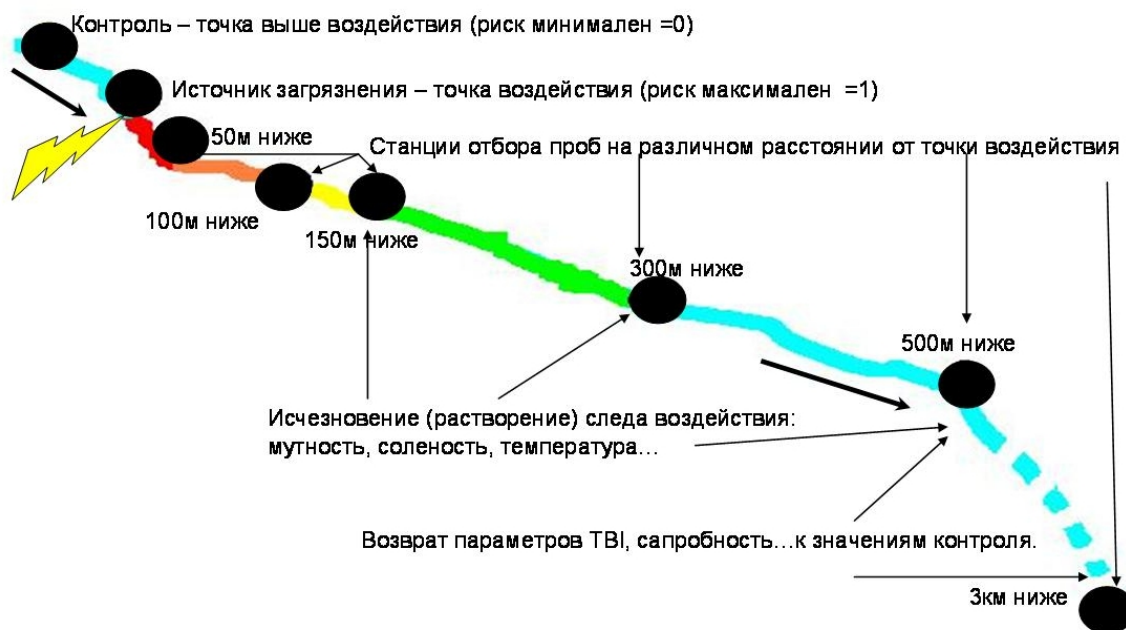


Рис. 2.2. Принципиальная схема отбора гидробиологических проб для расчета экологических рисков.

Влияние точечного источника загрязнения в районе г. Чернигов исследовали на 8-и станциях: 1 – р. Билоус выше сбросов и ст. 2 – ниже сбросов с очистных сооружений; 3 – устье реки Билоус; на р. Десне: 4 – 50 м выше устья

р. Билоус; 5 – 100 м ниже устья р. Билоус; 6 – 1 км ниже устья р. Билоус; 7 – район с. Соколовка; 8 – Деснянский водозабор. В качестве контроля выступали участки р. Билоус выше сбросов (ст. 1) и в русле Десны выше впадения притока (ст. 4).

Изучение влияния точечного источника загрязнения на экосистему р. Горынь проводили на различном расстоянии от сброса: выше по течению – контроль (ст. 1); сбросной канал с очистных сооружений (ст. 2); 10 м ниже сброса (ст. 3); 4,2 км ниже сброса (ст. 4); 4,2 км ниже сброса, устье р. Устя (ст. 5); 4,3 км ниже сброса (ст. 6); 4,8 км ниже сброса (ст. 7).

Исследования влияния диффузного источника загрязнения на р. Днепр в районе г. Херсон проводили на следующих станциях: 1 – сброс очистных сооружений г. Херсона; 2 – промежуточный сброс в каскаде отстойников очистных сооружений г. Херсона (0,65 км выше); 3 – р. Веревчина ниже сброса очистных сооружений г. Херсона (2,1 км); 4 – р. Веревчина ниже сброса очистных сооружений г. Херсона (2,4 км); 5 – р. Веревчина ниже сброса очистных сооружений г. Херсона (2,7 км); 6 – устье р. Веревчина (3,4 км); 7 – рукав р. Веревчина (6,0 км); 8 – р. Днепр, Херсонская биостанция (контроль) (6,2 км выше сброса).

Для изучения влияния сброса холодной воды гидробиологические и гидрохимические пробы в р. Днестр в зоне воздействия Днестровских ГЭС собраны на таких участках: на верхнем участке (контроль, естественные температуры и колебания уровня воды – ст. 1, створ с. Залещики); в буферном водохранилище и участке реки ниже плотины ГЭС-2 (ст. 2, возле нижнего бьефа Днестровского водохранилища (ГЭС-1), с. Волошково), где температура и колебания уровня воды определяются сбросами с глубинных слоев Днестровского и буферного водохранилища; на различном удалении от водохранилищ вниз по течению реки, где показатели температуры вновь приближаются к природным – ниже дамбы ГЭС-2 (ст. 3, с. Нагоряны), вниз по течению реки от дамбы ГЭС-2 (ст. 4, г. Могилев-Подольский) и на расстоянии 120 км (ст. 5 возле с. Большая Косница).

Влияние сброса подогретых вод Ровенской АЭС изучали в р. Стырь на 8 станциях. Учитывая постепенность перемешивания вод, на большинстве участков выделяли две станции отбора проб: у левого и правого берега. Контроль – выше сброса подогретых вод РАЭС у с. Маюничи: правый берег – ст. 1, левый берег – ст. 2; на участке непосредственного сброса подогретых вод РАЭС, правый берег – ст. 3; 30 м ниже сброса вод РАЭС, правый берег – ст. 4, левый берег – ст. 5; на удалении около 7 км ниже сброса вод РАЭС, правый берег – ст. 6; около 15 км ниже сброса подогретых вод и ниже сброса с очистных сооружений РАЭС и г. Кузнецовска, правый берег – ст. 7, левый берег – ст. 8.

На водных объектах НПП «Припять-Стоход» схема отбора проб включала такие станции: 1 – русло Припяти выше ирригационного канала, 2 – канал, 3 – 30 м ниже по течению от канала, 4 – 200 м ниже по течению от канала, 5 – 500 м выше р. Цир, 6 – в месте впадения р. Цир, 7 – в 50 м, 8 – 350 м и 9 – 3 км ниже устья р. Цир. Также пробы отбирали в зарослях телореза в русле р. Припять и в заливе. В качестве контроля выбраны две русловые станции р. Припять, расположенные соответственно в районе с. Ветлы и выше впадения каналов и р. Цир.

Таким образом, на разных водных объектах были проведены комплексные исследования, направленные на апробацию методики расчета экологических рисков от влияния не только химических загрязнений и физических факторов (не только точечных и диффузных источников), а и биотических (например, самозагрязнение от заторов русла реки высшей водной растительностью) (табл. 2.1).

Для характеристики основных гидрофизических и гидрохимических показателей в водных объектах определяли: температуру ртутным или электрическим термометром с точностью 0,1°C, прозрачность (по диску Секки диаметром 30 см), цветность (по шкале цветности ШЦВ-000Т0), скорость течения, концентрацию кислорода (портативным полевым кислородомером Oxi 315i/SET), электропроводность, минерализацию (портативным полевым прибором DurOx 325).

Таблица 2.1.

**Исследованные водные объекты и источники антропогенного
воздействия**

Водные объекты	Тип водного объекта*	Источники загрязнений	Тип антропогенного воздействия	Период исследований
р. Десна, г. Чернигов	большая река	«Чернигов-водоканал»	точечное, химическое	2004, 2005
р. Горынь и р. Устя	средняя и малая реки	ВАТ «Ровноазот»	точечное, химическое	2002
р. Днепр, г. Херсон	большая река	«Водоканал»	диффузное, химическое	2002, 2003
р. Днестр	большая река	Днестровская ГЭС-1 и ГЭС-2	точечное, термическое	2003, 2004
р. Стырь	средняя река	Ровенская АЭС	точечное, термическое	2000
р. Припять, НПП «Припять – Стоход»	большая река	заторы ВВР	диффузное, биотическое	2010–2013

Примечание: * – по площади водосбора.

При исследовании гидрохимических показателей природной воды определяли основные компоненты солевого режима и общую минерализацию, а также биогенные элементы (формы минерального азота и фосфора), БПК₅ и некоторые другие гидрохимические показатели. Пробы 2002, 2003 гг. на р. Днепр были обработаны сотрудниками Херсонской гидробиологической станции под руководством канд. биол. наук Т. Л. Алексенко. Гидрохимические пробы воды р. Десны (2004–2005 гг.) обработаны в отделе гидрохимии Института гидробиологии НАНУ канд. геогр. наук А.А. Морозовой; пробы, отобранные в 2005, 2010–2012 гг. в реках Припять и Днепр обработаны под руководством док. хим. наук П.Н. Линника. Пробы 2003, 2004, 2006 гг. из р. Днестр обработаны в лаборатории гидрохимии Днестровского бассейнового управления Государственного агентства водных ресурсов В.В. Гуйдой, помощь в организации исследований оказал В.В. Семченко – зав. Озерной гидрометеорологической станцией (г. Новоднестровск).

Пробы планктона отбирали из поверхностного горизонта: фитопланктон непосредственно в пластиковую бутылку объемом 0,5 л; зоопланктон – концентрируя 100 л воды через планктонную сеть Апштейна (газ № 72). Все пробы фиксировали 40%-ным раствором формалина. После отстаивания, объем пробы фитопланктона с помощью сифона доводили до 50–100 мл и обсчитывали в камере Нажотта под микроскопом. Количественные показатели пересчитывали на 1 дм³. Пробы зоо- и фитопланктона обрабатывали сотрудники отдела ихтиологии и гидробиологии речных систем ИГБ канд. биол. наук Л.В. Гулейкова и Т.Н. Середа.

Пробы зообентоса отбирали дночерпателем Петерсена площадью 0,0225 м² или коробчатым пробоотборником (площадь захвата 0,01 м²). Обрастания с твердых субстратов отбирали скребком с шириной лезвия 5 см. С отдельных камней, затопленной древесины, поднятых на поверхность, делали смывы. Пробы моллюсков в р. Днестр отбирали вручную с каменистых субстратов площадью 0,25 м². Все пробы фиксировали и обрабатывали по стандартным методикам [10]. Пробы зообентоса промывали в гидробиологическом сачке (газ № 23). Камеральную обработку проб зообентоса и зооперифитона проводили по общепринятым методикам [10]. Видовую принадлежность беспозвоночных определяли в основном у особей размером от 0,5 мм и крупнее по различным определителям [189–203].

Высшую водную растительность (ВВР) – изучали в их связи с зоофитосом и индикаторными характеристиками. Видовую принадлежность определяла канд. биол. наук Г.А. Карпова.

Ихтиологический материал был собран в 2005–2010 гг. во время экспедиционных выездов в бассейны рек Припять, Днепр и Десна. Научно-исследовательские работы проводили в соответствии с программами, утвержденными Ученым советом ИГБ и Государственным комитетом рыбного хозяйства Украины.

Сборы ихтиологического материала осуществляли любительскими снастями и ставными сетями с размерами ячеи 25-30-35-40-45-50-55-60-65-75 мм,

мальковой волокушей (с размером ячеи 15 мм, размах 3,5 м, высота 0,9 м, глубина 0,5 м, тканкой, сачком та рамковыми сетками. Отбор проб проводили в соответствии с разрешениями на научно-исследовательский лов рыбы, выданные Государственным комитетом рыбного хозяйства в 2006 р. – № ДР 020 от 07.04.2006 г., № ДР 034 от 20.04.2006 г.; в 2007 г. – № 001 от 27.02.2007 г., № 001 от 17.09.2007 г.; в 2008 г. – № 001 от 31.03.2008 г., № 001 от 31.03.2008 г. № 001 от 03.04.2008 г., у 2009 г. – № 001 от 16.03.2009 г., № ДКРГ 001 от 10.04.2009 г., № 002 от 17.04.2009 г., в 2010 р. – № ДР 001 от 31.03.2010 г., № 001 от 12.04.2010 г., № ВДДБУ 002 от 23.04.2010 г.

Научно-исследовательский лов рыбы в водоемах, протекающих через территории с природоохранным статусом, проводили с разрешения Минприроды Украины: № 322 от 19.06.2008 г. на р. Припять в Волынской и Ровненской областях на территории НПП «Припять-Стоход».

Видовую принадлежность ихтиологического материала определяли канд. биол. наук В.Л. Долинский и Н.И. Гончаренко.

Предварительную идентификацию и подсчет количества организмов проводили под бинокуляром МБС-9, МБС-10. Окончательное определение видов – с использованием микроскопа «Биолам Ломо», «Laboval 4».

Макробеспозвоночных животных разделяли на следующие таксономические группы: Spongia, Hydrozoa, Turbellaria, Nematoda, Oligochaeta, Polychaeta, Hirudinea, Hydracarinae, Ostracoda, Isopoda, Cumacea, Mysidacea, Gammaridae, Corophiidae, Odonata, Ephemeroptera, Trichoptera, Heteroptera, Coleoptera, Diptera, Chironomidae, Heleidae, Megaloptera, Bivalvia, Gastropoda, Bryozoa. Некоторых беспозвоночных (пауки, клещи, планарии) определяли до рода или класса.

Для исследования структуры популяции определяли размерно-массовые показатели особей брюхоногого моллюска речная лунка (*Theodoxus fluviatilis* L.). Измеряли ширину раковины как расстояние между наиболее удаленными точками палатального края устья и поверхности последнего оборота. За величину шага ширины в размерных группах принимали 1 мм при точности измерения до 0,1 мм,

массы – 10 мг при точности 1 мг. Степень повреждения поверхности моллюсков определяли визуально с точностью до 10%.

Помощь в организации экспедиционных работ 2004 г. на р. Днестр оказали начальник Днестровско-Прутского БУВР О.М. Прачук и начальник регионального отделения Новоднестровской озерной станции Черновицкого ГМЦ А. Дибенко.

Помощь в определении проб зообентоса и интерпретации данных оказали сотрудники отдела ихтиологии и экологии речных систем ИГБ д.б.н. проф. С.А. Афанасьев, д.б.н. проф. Л.В. Шевцова, к.б.н. А.Е. Усов, В.В. Трылис, Е.Н. Летицкая, ведущий инженер Н.Г. Панькова, а также сотрудники лаборатории технической гидробиологии д.б.н., проф. А.А. Протасов, к.б.н. А.А. Силаева.

Исходными данными являлись литературные и фондовые источники, а также «Полевые протоколы» [9] (Приложение Б), заполняемые для каждой точки. Обсчет и статистическую обработку гидробиологического материала проводили с использованием прикладного программного пакета WaCo, разработанного в ИГБ НАН Украины. Доминантом считали таксон, доля которого в показателях обилия была больше 50%, в доминирующий комплекс входили таксоны, суммарная доля которых составляла 50% и более. Экологические риски по химическим показателям рассчитывали с учетом отклонений от уровней ПДК, в качестве гидробиологических параметров использовали индекс Вудивисса (ТВІ), индекс сапробности ($S_{ПБ}$), количество таксонов в группах, размерно-массовые показатели популяции брюхоногих моллюсков.

2.3. Краткое описание методики расчета экологических рисков.

Использованная в работе методика оценки экологических рисков разработана в 2004 г. [9] на основе адаптации «Общих указаний по оценке экологических рисков» Министерства охраны окружающей среды Канады [159, 160]. Методы получения оценок риска были различными и включали как стандартные методы математической статистики (в частности, частотное определение вероятности риска), так и экспертное оценивание вероятности и

размера риска. К точности и статистической достоверности предварительных оценок риска не предъявляется жестких требований. Детальная оценка экологического риска производится лишь тогда, когда есть возможность и средства собрать массив информации, достаточный для построения прогностической модели с точными и статистически достоверными оценками рисков. Как и большинство из успешно работающих методик оценка экологического риска имеет трехуровневую структуру: 1 – проверочная оценка (англ. – screening assessment), 2 – предварительная количественная оценка риска, 3 – детальная количественная оценка риска [159 и др.]. Аналогичная структура принята в настоящем исследовании. Каждый из трех рассмотренных уровней оценки риска включает следующие четыре компонента: 1 – характеристика рецепторов; 2 – оценка воспринимаемых воздействий (в частности, объемов и концентраций загрязняющих веществ); 3 – идентификация экологических и экономических угроз (типов экологических рисков); 4 – характеристика рисков (оценка их вероятности и размеров) [159].

Расчетный метод оценки вероятности риска по вариации значений его индикатора состоял из следующих предположений [204]. Если для индикатора риска x задан некоторый диапазон значений, выход за пределы которого свидетельствует о наступлении нежелательных изменений экосистемы, то вероятность этого события (т.е. риска) будет тем меньше, чем шире этот диапазон; чем дальше от его границ (x_{max} и x_{min}) находится значение индикатора риска x_i ; чем меньше вариация этих значений в течение заданного временного интервала Δt либо заданной площади территории ΔS . Исходя из этого, вероятность того, что значения индикатора риска x будут находиться в пределах диапазона их допустимых изменений, можно определить как:

$$q_x(\Delta t) = p(x_{min} < x_i < x_{max}) = \int_{x_{min}}^{x_{max}} f(x_i) dx_i \quad (1)$$

где: $q_x(\Delta t)$ – вероятность нахождения значений экологического индикатора x в пределах заданной нормы в течение временного интервала Δt ; x_{min} и x_{max} –

соответственно верхнее и нижнее значение индикатора риска x , ограничивающие диапазон его экологически допустимых значений; $f(x)$ – плотность распределения x .

Если нет иных предположений, распределение значений экологического индикатора x можно условно принять как гауссово (что для предварительной оценки риска допустимо). Тогда выражение (1) принимает вид:

$$q_x = q(x_{\min} < x_i < x_{\max}) = \Phi\left(\frac{x_{\max} - \bar{x}}{\sigma_x}\right) - \Phi\left(\frac{x_{\min} - \bar{x}}{\sigma_x}\right) \quad (2)$$

где: Φ – функция нормированного нормального распределения, значения которой табулированы и приведены в справочниках по математической статистике; Δ_x – оценка среднего квадратического отклонения величины x .

Вероятность возникновения за временной интервал Δt экологического риска вида x оценивается, таким образом, как

$$p_x = 1 - q_x. \quad (3)$$

Изложенный метод оценивания вероятности риска дает надежные результаты в том случае, если достаточно точно и статистически достоверно оценены значения статистических параметров $\bar{x}$ и Δ_x . (среднего арифметического и среднего квадратического отклонения). При экспресс-методе оценки значений индикаторов экологического риска об этой точности и достоверности говорить не приходится, однако для приближенной оценки вероятности риска q_x вместо $\bar{x}$ и Δ_x , которые должны бы рассчитываться по статистическим совокупностям, можно использовать их экспертные оценки.

В качестве среднего арифметического значения индикатора экологического риска x , рекомендуется использовать его значение, измеренное в точке, для которой оценивается риск (данные берутся из соответствующей графы полевого протокола, заполняемого для каждой станции наблюдений).

В качестве заменителя оценки среднего квадратического отклонения допустимо принять оценку Δ_x , рассчитанную по выборке значений переменной x ,

измеренных во всех точках отбора проб для данной реки (т.е. в самой «горячей точке» и точках, находящихся на различном расстоянии от нее). Следует, однако, иметь в виду, что в этом случае значение Δ_x окажется одинаковым для всех точек отбора проб и в общем случае несколько завышенным. Очевидно, для «горячей точки» (места сброса загрязненных вод) временная и пространственная вариация значений индикатора экологического риска при его «худшем» в экологическом смысле среднем значении $\bar{x}$, будет меньшей, нежели пространственная вариация значений x , рассчитанная по всем обследованным точкам реки. Аналогично, при «лучшем» среднем значении x в точке контроля (точке выше места сброса), вариация значений переменной x будет меньшей. В виду этого, можно условно принять, что оценку среднего квадратического отклонения Δ_x , рассчитанную по всем точкам данной реки, следует откорректировать для каждой конкретной точки. Значения поправочных коэффициентов, на которые следует умножить «среднюю по реке» оценку Δ_x приведены в табл. 2.2.

Таблица 2.2

Поправочные коэффициенты k к оценке среднего квадратического отклонения

Расстояние точки от места сброса, км	Контроль (выше сброса)	«Горячая точка» (сброс)	До 1 км	До 3 км	До 5 км	До 15 км
Значение k	3,0	3,0	1,5	2,0	2,5	3,0

Значения поправочного коэффициента k , приведенного в табл. 2.2, следует рассматривать как рекомендательные. В каждом конкретном случае, исходя из особенностей распространения мутьевого стока, мощности сброса, разбавляющей способности реки, морфологии поймы и русла эти значения можно корректировать.

Методы экспертного оценивания вероятности риска целесообразно применять в том случае, если не удастся сделать никаких предположений

относительно оценки среднего квадратического отклонения Δ_x индикатора риска x . Для многих типов экологических рисков, приведенных в табл. 2.3, это типичная ситуация. Из имеющихся методов экспертного оценивания значения вероятности события наиболее подходящим для целей данного исследования является оценивание значения вероятности каждым экспертом-членом экспедиционной группы с последующим вычислением средней арифметической оценки – каждый участник экспедиционной группы дает экспертную оценку вероятности (от 0 до 1) для каждого типа экологического риска для каждой обследованной станции.

Хотя в каждом конкретном случае (для каждой «горячей точки» и расположенных на удалении от нее) выбор расчетного или экспертного метода оценки вероятности экологического риска может диктоваться особыми соображениями, в табл. 2.3 даются рекомендации по выбору метода оценивания применительно к оценке вероятности разных типов экологического риска.

Таблица 2.3

**Рекомендуемый метод предварительного оценивания вероятности
экологических рисков**

Индекс типа риска	Индикатор экологического риска	Рекомендуемый метод оценивания вероятности
HW_R	Концентрации загрязняющих веществ в речной воде (данные соответствующих организаций), ТВІ для перифитона	Расчетный (при наличии данных), экспертный
HW_S	Концентрации загрязняющих веществ в донных отложениях (данные соответствующих организаций), ТВІ для бентоса	То же
HB_P	Индекс сапробности S для высшей водной растительности	Экспертный, расчетный
HB_{INV}	Число видов для сообществ макробеспозвоночных	То же
HB_{SF}	Индекс сапробности S для донной фауны, ТВІ для донной фауны	Расчетный
HB_{PHPL}	Риск деградации сообщества фитопланктона	Экспертный

Продолжение таблицы 2.3

Индекс типа риска	Индикатор экологического риска	Рекомендуемый метод оценивания вероятности
HB _{ZPL}	Риск деградации сообщества зоопланктона	Экспертный
HB _{ZBT}	ТВИ для бентоса	Расчетный
HB _{ZPR}	Риск деградации сообщества зоперифитона	Расчетный (ТВИ) при фрагментарных сведениях экспертный
HB _F	Индекс сапробности S для ихтиофауны	Расчетный, при фрагментарных сведениях о видовом составе - экспертный
E _{UF}	Глубина залегания уровня грунтовых вод	Экспертный
E _{WR}	Риск загрязнения поверхностных вод, имеющих рекреационное значение	Экспертный
E _{PR}	Популяционный состав экосистем заповедных территорий	Экспертный
E _{FR}	Популяционный состав чувствительных экосистем	Экспертный
E _{BWF}	Популяционный состав сообществ водоплавающих птиц	Экспертный
E _{BF}	Популяционный состав сообществ птиц, гнездящихся на пойме и террасах реки	Экспертный
E _{MF}	Популяционный состав популяций млекопитающих приречных биотопов	Экспертный

Имея оценки вероятности возникновения каждого типа экологического риска p_i , по формуле произведения вероятностей можно оценить вероятность наступления определенной комбинации рисков разных типов:

$$p_{j=1-k} = 1 - \prod (1 - p_j) \quad (4)$$

и, в частности, вероятность того, что за заданный временной интервал в экосистеме не произойдет ни одного типа экологического риска:

$$p = \prod_{i=1}^n (1 - p_i), \quad (5)$$

где: n – число типов экологических рисков, характерных для исследуемой точки.

Как указывалось в примечании к дефиниции термина «вероятность экологического риска» (см. табл. Приложение А), оценку этой вероятности желательно рассчитать для нескольких временных интервалов (1 год, 3 года и т.п.). Точный такой расчет возможен лишь на третьем уровне оценки риска (детальной количественной оценки). На уровне предварительной количественной оценки, ориентировочная оценка вероятности риска для различных временных интервалов была получена, используя метод граничного оценивания вероятности отказа, предложенная в работе Р. Барлоу, Ф. Прошан [205] и модифицированная применительно к оцениванию устойчивости экосистем М.Д. Гродзинским [204].

Граничные оценки вероятности риска (p_n – нижняя и p_v – верхняя) указывают некоторый интервал, внутри которого может находиться истинная оценка вероятности риска: $p_n < p < p_v$. Излагаемый ниже метод позволяет перейти от значения именованной переменной x_i к безразмерной оценке степени нежелательности этого значения – $d_i \in [0, 1]$, а, рассчитав значения нежелательности d_i для всех переменных-индикаторов риска, определить интегральную оценку нежелательности ожидаемых изменений экосистемы $D \in [0, 1]$.

Реализация метода предусматривает следующие шаги.

1. Для индикатора экологического риска вида x задается его оптимальное (наиболее желаемое) значение x_{opt} и наихудшее в экологическом смысле значение x_{cr} . Этим значениям соответствуют оценки желательности $d=1$ (для x_{opt} и $d=0$ (для x_{cr}).

Эти значения определяются исходя из содержательных соображений. Для ТВІ $x_{cr}=1$, а как x_{opt} можно принять значение ТВІ в контрольном створе (она должна колебаться в пределах 7–9). Для индекса сапробности S его наихудшее значение равно $x_{cr}=4,0$, а в качестве x_{opt} можно принять его значение, определенное в контрольной точке. Например, для рек Полесья оно должно колебаться в пределах 1,1–1,5, а для устьевой области Днепра (для «горячих точек» в районе г. Херсона) – в пределах 1,5–2,0.

2. Для индикатора экологического риска вида x задается его ожидаемое при осуществлении риска значение x_{risk} . Оно, естественно, должно удовлетворять условию $x_{opt} < x_{risk} < x_{cr}$ либо $x_{opt} > x_{risk} > x_{cr}$.

3. Оценивается степень нежелательности экологического риска типа x по модифицированной формуле желательности Харрингтона [9]:

$$d_x = 1 - \exp \left\{ - \exp \left\{ - \left[9 \left| \frac{x_{opt} - x_{risk}}{x_{cr} - x_{risk}} \right| \right]^{1,927} - 2 \right\} \right\} \quad (8)$$

4. Интегральная оценка нежелательности состояния экосистемы в случае наступления всех типов экологического риска оценивается по выражению:

$$D = \sum_{i=1}^n a_i \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n d_i^{a_i}} \quad (9)$$

где: d_i – оценка нежелательности риска i -го типа, число типов рисков, a_i – оценка существенности риска i -го типа (допустимо принять $a_i = 1$ для всех типов риска). Чем ближе к единице значение d_i или D , тем более нежелательными являются размеры экологического риска.

Для каждого из индикаторов риска необходимо установить его критическое значение, выход за границы которого указывает на то, что риск осуществился. В качестве критических значений приняли значения градаций индексов качества воды и водной среды [2], указывающие на переход качества воды к классу IV категории 6 («грязная», *severely impaired biological quality*). Исходные данные и определенные по ним критические значения для индикаторов риска имеют следующий вид (табл. 2.4).

Таблица 2.4

Критические значения индикаторов риска

Категория	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	O_2	TBI
Очень чистая	< 0,1	< 0,002	< 0,2	< 0,015	> 8	9–10
Чистая	0,1–0,2	0,002–0,005	0,2–0,3	0,015–0,03	7,6–8	8
Достаточно чистая	0,21–0,3	0,006–0,01	0,31–0,5	0,031–0,05	7,1–7,5	7
Слабо загрязненная	0,31–0,5	0,011–0,02	0,51–0,7	0,051–0,1	6,1–7,0	6
Умеренно загрязненная	0,51–1,0	0,021–0,05	0,71–1,0	0,101–0,2	5,1–6,0	5
Грязная	1,01–2,5	0,051–0,1	1,01–2,5	0,201–0,3	4,0–5,0	4–3
Очень грязная	> 2,5	> 0,1	> 2,5	> 0,3	< 4	2–1
Критическое значение	max=1,0	max=0,05	max=1,0	max=0,2	min=5	min=4

ГЛАВА 3

СТРУКТУРА БИОТИЧЕСКИХ ГРУППИРОВОК И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РИСКИ,
ВОЗНИКАЮЩИЕ В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ
ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И КОММУНАЛЬНЫХ СТОКОВ

3.1. Структура биотических группировок и экологические риски в условиях точечного источника загрязнений (на примере сбросов КП «Черниговводоканал» в р. Десну).

В Национальном докладе Украины «Идентификация и оценка источников загрязнения водных объектов («горячих точек») в бассейне Днестра на территории Украины» [206] отмечено, что коммунальное предприятие «Черниговводоканал» входит в первую десятку из указанных 5000 точечных загрязнителей водных объектов бассейна р. Днестра. Учитывая тот факт, что ниже по течению находится питьевой водозабор г. Киева, вопрос о влиянии сбросов г. Чернигова как на качество потребляемой киевлянами воды, так и на экологическое состояние р. Десны является более чем актуальным.

На территории г. Чернигова гидрографическая сеть представлена тремя основными реками – Десной и двумя ее притоками – Стрижем и Билоусом. В р. Стрижень сбрасываются загрязненные воды ливневой канализации города, в нижнее течение р. Билоус – недостаточно очищенные стоки КП «Черниговводоканал».

Гидрохимические и гидробиологические исследования [16, 206, 207], а также результаты мониторинга Госуправления экологии и природных ресурсов в Черниговской области [208] показали, что влияние р. Стрижень на Десну практически отсутствует ввиду низких расходов. Поэтому основное внимание было уделено изучению влияния загрязненных сбросов на экосистему р. Билоус, а также р. Десну в районе впадения этого притока и вниз по течению до устья Десны и впадения ее в Днестр [16].

В выпусках возвратных вод КП «Черниговводоканал», имеющих достаточно большие объемы, наблюдается постоянное превышение нормативов предельно допустимых сбросов (ПДС). Контроль физико-химических показателей воды в районах водовыпусков сбросных вод г. Чернигова на реках Билоус и Стрижень, а также Десны ниже впадения этих притоков проводился Госуправлением экологии и природных ресурсов в Черниговской области и Деснянским региональным управлением водных ресурсов.

В нижнем течении р. Билоус расположены два главных сброса (на расстоянии 4,2 км и 3,6 км от устья реки) по которым КП «Черниговводоканал» сбрасывает недостаточно очищенные воды очистных сооружений, переработанные коммунальные стоки г. Чернигова. Кроме того, в нижнем течении отмечено несколько мелких сбросов через трубы диаметром от 20 до 100 см. Объем недоочищенных сбросов в 2004 г. составил 30,13 млн. м³, а в 2005 г. – 29,01 млн. м³, что соответствовало 22864,45 и 20589,82 т загрязняющих веществ в год [16]. Мощность очистных сооружений биологической очистки составляет 94 тыс. м³/сут.

Изменения некоторых гидрохимических показателей воды дают представление о влиянии сбросов. Так, на протяжении 2004 г. и 2005 г. в сточных водах двух сбросов очистных сооружений фиксировали превышение содержания аммонийных ионов, фосфатов, железа общего, органических веществ по БПК₂₀ и ХПК (табл. 3.1).

Максимально допустимые разовые концентрации загрязняющих веществ в устье р. Билоус в 2004 г. превышали ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения по аммонийным ионам в 41 раз, по фосфатам – в 2,5 раза, по железу общему – в 16 раз. Самое низкое содержание растворенного кислорода составляло 0,4 мг/дм³. Госуправление экологии и природных ресурсов в Черниговской области неоднократно (18.06.2004 г. и 27.07.2005 г.) объявляло о чрезвычайных ситуациях в связи с загрязнением р. Билоус недостаточно очищенными сточными водами КП «Черниговводоканал».

Таблица 3.1

Гидрохимические показатели контрольных станций (по [207])

Станции	Годы исследований	Концентрация ионов (мг/дм ³) (среднее за год)				
		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	ХПК	БПК ₂₀
Выше г. Чернигова	2004	0,62	0,018	0,27	17,8	2,64
	2005	0,55	0,010	0,17	17,7	2,28
Выше очистных сооружений	2004	0,56	0,063	0,25	21,2	3,04
	2005	0,62	0,052	0,26	21,9	2,59
Ниже очистных сооружений	2004	15,75	0,220	6,62	53,5	19,24
	2005	9,20	0,240	7,04	43,1	16,10
Устье р. Билоус	2004	18,26	0,155	5,72	75,8	24,43
	2005	5,43	0,080	4,53	29,6	10,03
Сточные воды КП «Черниговводоканал»	2004	31,61	–	12,95	–	25,97
	2005	17,46	–	11,69	–	13,56
ПДС		8,94	–	7,04	–	14,2*

Примечание: в нормативах ПДС нормируется БПК₅; «–» – нет данных.

В период наших исследований (2000–2005 гг.) наблюдалось значительное ухудшение гидрохимических показателей р. Билоус после прохождения урбанизованных территорий. Сбросы с очистных сооружений вызывали резкое увеличение содержания органических и минеральных веществ – концентрация аммонийных ионов возрастала в 28 раз, фосфатов – в 26 раз, БПК₂₀ – в 6 раз. В устье (3,6 км ниже последнего сброса) заметного улучшения гидрохимического режима не наблюдалось.

В р. Десне по мере удаления от сбросов (ст. 4–8) концентрация биогенных элементов снижалась, а содержание кислорода возрастало за счет разведения деснянской водой (табл. 3.2).

Уже на расстоянии 1 км от устья р. Билоус значения всех показателей заметно улучшались, а на расстоянии 50 км – в районе с. Соколовка влияние сбросов не отмечено. Величины гидрохимических показателей на ст. 8, за исключением фосфатов (0,251 мг Р/дм³), были в пределах нормы.

Таблица 3.2

Гидрохимические показатели р. Билоус и р. Десна, 2005 г.

Станции		Гидрохимические показатели (мг/ дм ³)					
		pH	O ₂	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻
1	Выше сброса очистных сооружений в р. Билоус	7,75	7,5	0,27	0,010	0,033	0,015
2	Р. Билоус, 100 метров ниже сброса	7,40	2,7	5,72	0,040	0,016	1,305
3	Устьевой участок р. Билоус	7,45	4,3	5,25	0,015	0,018	0,990
4	Русло р. Десны, выше впадения р. Билоус	7,45	4,4	3,78	0,027	0,021	0,795
5	Русло р. Десны, 100 м ниже устья р. Билоус	8,18	4,6	5,25	0,026	0,017	1,050
6	Русло р. Десны, 1 км ниже р. Билоус	8,18	5,4	0,55	0,014	0,031	0,255
7	Река Десна, 50 км ниже р. Билоус (с. Соколовка)	8,42	8,5	0,32	0,016	0,016	0,102
8	Деснянский водозабор	8,35	7,8	<0,10	<0,010	<0,100	0,251

Для выяснения влияния точечного источника загрязнений КП «Черниговводоканал» на экологическое состояние р. Десны от г. Чернигова до устья использовали комплексное описание исследованных участков в соответствии с «Полевыми протоколами».

Характеристика рецепторов и индикаторов риска. Выше сброса очистных сооружений в р. Билоус (ст. 1) вода визуально достаточно чистая. Ширина реки не превышает 10 м, глубина 1,5 м. Преобладающий тип субстрата песок и камень. Скорость течения на этом участке относительно высокая, прозрачность воды – до дна, температура – 13,2°C; pH – 7,75; содержание O₂ – 7,5 мг/дм³.

Прибрежная растительность представлена осоками, аиром и вербами, с проективным покрытием до 40%. Среди макроводорослей наиболее часто встречалась *Cladophora* sp., доля которой в покрытии субстрата достигала 10%.

Фитопланктон на данном участке р. Билоус характеризовался бедным видовым составом (7 разновидностей и форм), представленным в основном диатомовыми и зелеными хлорококковыми водорослями и невысокими показателями количественного развития (табл. 3.3). Зоопланктон, также как и фитопланктон, характеризовался бедным видовым составом и низкими показателями количественного развития (зарегистрировано 11 видов) (рис. 3.1).

Таблица 3.3

**Структурные показатели планктонных группировок р. Билоус и р. Десна,
2005 г.**

Стан- ции	Планктон	Численность	Биомасса	H_N	H_B	$S_{ПБ}$
1	Фито-	0,90	0,89	2,14	2,32	1,85
	Зоо-	0,28	0,01	2,76	2,14	2,23
2	Фито-	45,60	76,02	2,21	1,04	1,86
	Зоо-	4,38	0,02	3,09	3,23	2,25
3	Фито-	136,7	456,15	1,51	0,84	2,13
	Зоо-	34,93	0,03	2,59	2,69	2,01
4	Фито-	1,40	1,16	3,13	2,52	2,06
	Зоо-	17,25	0,10	3,02	3,06	2,04
5	Фито-	4,1	4,94	3,48	2,84	1,81
	Зоо-	0,37	0,01	3,69	2,89	1,93
6	Фито-	2,70	1,58	3,04	2,51	1,84
	Зоо-	2,09	0,02	3,02	3,06	2,04
7	Фито-	24,60	23,13	3,34–4,16	–	1,81–2,01
	Зоо-	16,27	0,29	2,57	2,72	1,63
8	Фито-	40,40	36,21	3,20–3,84	–	1,92–2,03
	Зоо-	4,66	0,16	3,12	3,01	1,92

Примечание: Численность фитопланктона – в млн. кл/дм³; зоопланктона – в тыс. экз/м³; биомасса фитопланктона – в мг/дм³, зоопланктона – в г/м³; H_N – разнообразие по численности, бит/экз; H_B – разнообразие по биомассе, бит/мг; $S_{ПБ}$ – индекс сапробности Пантле – Букк.

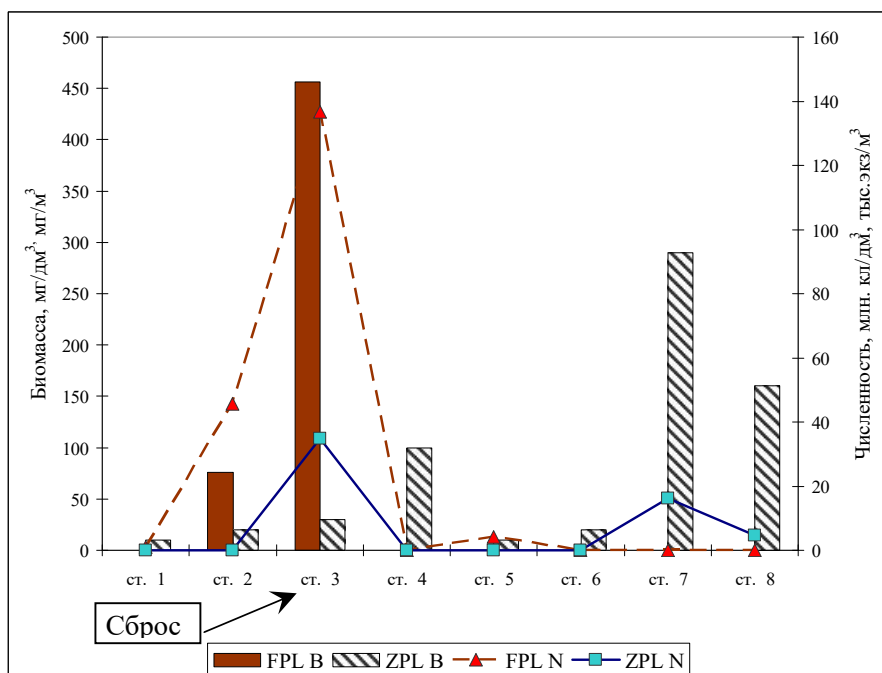


Рис. 3.1. Изменения численности и биомассы фито- и зоопланктона на участке р. Билоус и р. Десна, 2005 г.

Зообентос был представлен небольшим количеством видов (11). Среди организмов обрастаний камней и железобетонных конструкций по численности доминировали личинки ручейников, присутствие которых, безусловно, является показателем благоприятной экологической ситуации. Среди беспозвоночных доминировали хирономиды, по биомассе – брюхоногие и двухстворчатые моллюски, значение ТВІ равнялось 6. Ихтиофауна представлена, в основном, плотвой, окунем, карасем, уклейей.

Ширина русла на участке реки на расстоянии 100 м ниже очистных сооружений (ст. 2) составляла 20 м, глубина 2 м, дно илистое, течение медленное. Структура берегов естественная, на левом берегу дачные участки, к правому берегу примыкают сельскохозяйственные поля и сенокосы. Все индикаторные характеристики заметно отличались от контроля, вода имела повышенную мутность, содержание кислорода снизилось до $2,7 \text{ мг/дм}^3$, значительно повысилась концентрация фосфатов и минеральных форм азота.

Характер зарастания высшей водной растительностью подобен таковому на ст. 1, но с преобладанием вербы (70–80%). О поступлении загрязнений на данном участке реки свидетельствовали повышение видового состава фитопланктона (до 19 видов и внутривидовых таксонов) и увеличение показателей их количественного развития. Массовое развитие антропогенно устойчивых видов *Microcystis pulverea* (Wood) Fortiemend. Elenk. и *Chlamydomonas monadina* Stein. определяли олигодоминантный характер группировки. Индекс сапробности характеризовал зону умеренного загрязнения. Качественный состав зоопланктона увеличился до 20 видов, количественные показатели также возросли. В группировке донных беспозвоночных произошла смена доминантов, видовой состав сократился. Наиболее многочисленными здесь стали нематоды, также зарегистрированы брюхоногие моллюски, олигохеты и личинки хирономид, значение ТВІ снизилось до 2.

С продвижением вниз по течению происходило некоторое улучшение физико-химических показателей воды, снижалась мутность, повышалось содержание кислорода. Тем не менее, экологическая ситуация оставалась неблагоприятной до самого впадения в р. Десну. На устьевом участке р. Билоус (ст. 3) отмечено низкое содержание кислорода 4,3 мг/дм³, прозрачность – 0,25 м. Течение умеренное, преобладающий тип субстрата – заиленный песок.

Характер зарастания ВВР оставался таким же, фрагментарно отмечены погруженные макрофиты – *Ceratophyllum demersum* L. (роголистник темно-зеленый). Видовое богатство водорослей здесь увеличивалось до 24 таксонов, численность и биомасса – соответственно в 3 и 6 раз, достигая уровня «цветения». Монодоминантность фитопланктона определяла, как и выше по руслу, *Chlamydomonas monadina* Stein. Индекс сапробности увеличивался. Общая численность зоопланктона в устье была наибольшей относительно всех исследованных участков, при этом количество видов снижалось до 17. Структура зоопланктона оставалась полидоминантной. Индекс сапробности характеризовал этот участок реки как зону умеренного загрязнения. Видовой состав зообентоса был беден, по численности доминировали олигохеты, а по биомассе – брюхоногие

моллюски, встречались также нематоды и хирономиды (табл. 3.4). Значение ТВІ оставалось низким (2). Ихтиофауна нижнего течения представлена, в основном, карасем, щукой, уклейей, плотвой, щиповкой.

Таблица 3.4

**Распределение доминирующих таксонов зообентоса на участке
рек Билоус и Десна, 2005 г.**

Станции		Доминирование	
		по численности	по биомассе
1	р. Билоус, выше сброса очистных	Chironomidae	Gastropoda + Bivalvia
2	р. Билоус, ниже сброса очистных	Nematoda	Gastropoda
3	р. Билоус, устье	Oligochaeta	Gastropoda
4	р. Десна, выше устья р. Билоус	<i>Viviparus viviparus</i>	<i>Unio</i> sp.
5	р. Десна, ниже устья р. Билоус	Oligochaeta	Bivalvia
6	1 км ниже устья	Oligochaeta	Gastropoda
7	20 км ниже устья	Chironomidae	Bivalvia
8	Устье р. Десна	Oligochaeta	Oligochaeta

Река Десна в месте впадения р. Билоус имеет ширину русла около 100 м, глубину 3–5 м. Преобладающий тип субстрата – песок, заиленный песок. Структура берега естественная, прозрачность воды в период исследований была 0,7 м, течение сильное. В русле Десны выше впадения притока (ст. 4) была зарегистрирована непредвиденно высокая концентрация биогенных веществ и низкое содержание кислорода ($4,4 \text{ мг/дм}^3$), что может быть результатом несанкционированного сброса загрязненных вод непосредственно в р. Десну.

Макрофиты были представлены рдестами, сусаком зонтичным, фрагментарно встречался роголистник *C. demersum*. Фитопланктон р. Десны выше впадения р. Билоус характеризовался небогатым видовым составом (11 разновидностей и форм из 3 отделов водорослей) и невысокими показателями количественного развития. Низкие структурные показатели фитопланктона р. Десны подтверждают предположение о формировании речного стока в

неблагоприятных условиях урбанизированных территорий города [207]. Как в качественном, так и в количественном отношении доминировали диатомовые и зеленые водоросли. Индекс сапробности свидетельствовал об умеренном загрязнении. Зоопланктон представлен 21 видом, структура сообщества олигодоминантная с преобладанием по численности коловраток *Brachionus calyciflorus* Pallas., на данном участке реки зарегистрированы невысокие количественные показатели. В зообентосе массово встречались моллюски, при этом доминантами по численности являлись брюхоногие *Viviparus viviparus* L., а по биомассе – двухстворчатые моллюски р. *Unio*. Видовое разнообразие невысокое, значение TBI = 5. В составе фитофильной макрофауны обнаружено 25 видов (индекс Шеннона 3,02 бит/экз.), значение индекса сапробности было низким и составляло 1,96. Значение TBI для фитофильных макробеспозвоночных равнялось 6.

Русло Десны 100 м ниже устья р. Билоус (ст. 5) характеризовалось некоторым снижением прозрачности воды (до 0,5 м), невысоким содержанием кислорода и значительным развитием ВВР, представленной аиром, горцем земноводным, стрелолистом, роголистником и рдестами.

Видовой состав и количественные показатели фитопланктона увеличивались до 18 видов и разновидностей из 4 отделов водорослей, численность и биомасса – почти в 3 раза, относительно таковых выше впадения притока. Структуру группировок формировали, как и на вышележащем участке Десны, зеленые и диатомовые водоросли (индекс флористического сходства Серенсена составлял 48%). Присутствие в деснянском фитопланктоне аллогенных форм притока ниже его впадения подтверждают индексы Серенсена (47%), что можно рассматривать как потенциальный фактор в формировании фитостока р. Десны на данном участке. Полидоминантный характер развития группировок и индекс сапробности свидетельствовали о достаточно высоком самоочистительном потенциале р. Десны в условиях антропогенных нагрузок. В зоопланктоне также происходили значительные изменения. Количество обнаруженных видов снизилось до 16, снизились количественные показатели. Структура группировки

изменилась на полидоминантную со сменой доминирующих видов как по численности (*Bosmina longirostris* O.F. Müller), так и по биомассе (*Mesocyclops leuckarti* Claus). В зообентосе по численности на первое место вышли малощетинковые черви, по биомассе доминировали двухстворчатые моллюски. Значение ТВІ равнялось 3. Фитофильная фауна в сравнении со ст. 4 обогатилась видами – всего их выявлено 30, возросла и сапробность, значение ТВІ для фитофильных макробеспозвоночных уменьшилось на единицу, что указывает на влияние загрязнения.

Русло Десны на расстоянии 1 км ниже впадения р. Билоус (ст. 6) характеризовалось значительным развитием макрофитов (стрелолист, роголистник, рдесты). Содержание кислорода увеличилось до 5,4 мг О₂/дм³.

Структурные показатели фитопланктона Десны снижались, как в качественном (до 12 разновидностей и форм), так и в количественном отношении и имели черты сходства с таковыми до впадения р. Билоус. Индекс общности флоры с устьевым участком р. Билоус снижался до 36%. Индексы общности (рассчитанные для вышележащих ст. 4 и 5 р. Десны – соответственно 42 и 33%) свидетельствуют о факторе дискретности со стороны притока, нарушающем континуальный характер формирования группировок по профилю Десны. Индексы Шеннона и сапробности были сходны с таковыми на вышележащем участке.

В составе зоопланктона зарегистрировано 28 видов, по биомассе преобладали коловратки *Brachionus calyciflorus*. Видовое разнообразие было достаточно высоким. В группировках зообентоса преобладали малощетинковые черви, брюхоногие моллюски преобладали по биомассе. Наблюдалось увеличение индекса ТВІ до 5. Количество видов фитофильной фауны не изменялось – 30 видов, постоянным оставалось значение ТВІ для фитофильных макробеспозвоночных – 6, но наблюдалось уменьшение индекса сапробности почти до контрольных для Десны (ст. 4) значений – 1,97.

В 50 км от сбросов на участке Десны в районе с. Соколовка (ст. 7) физико-химические показатели свидетельствовали об улучшении экологической ситуации в русле. Содержание кислорода повышалось до 8,5 мг O_2 /дм³.

Фитопланктон характеризовался богатым видовым составом (24 формы из 7 отделов водорослей) и высокими показателями количественного развития. Ведущую роль в формировании группировок играли диатомовые, по показателям численности доминирующий комплекс дополняли синезеленые, по показателям биомассы – динофитовые. Восстановление деснянского комплекса фитопланктона демонстрируют индексы Шеннона и сапробности. На данном участке зарегистрировано 28 видов зоопланктона, общая численность составила 16,27 тыс. экз/м³, а биомасса 0,29 г/м³ при доминировании коловратки *Asplanchna priodonta* Gosse. В зообентосе доминировали хирономиды и двухстворчатые моллюски, индекс ТВІ равняется 7.

Устьевой участок Десны, функционирующий в условиях влияния работы Киевской ГЭС, отличается широкой амплитудой физико-химических параметров водной среды (рН = 7,40–8,70; растворенный кислород 6,6–8,1 мг O /дм³; БПК₅ = 2,1–3,7 мг O /дм³). Глубина русла в районе Деснянского водозабора (ст. 8) 4 м, субстрат – ил.

В фитопланктоне зарегистрировано 37 видов и форм из 6 отделов водорослей. Количественные показатели были достаточно высокими, основу численности и биомассы формировали диатомовые водоросли (соответственно 57 и 90%). Полидоминантный характер развития группировок и индекс сапробности свидетельствовали о высоком самоочистительном потенциале реки в условиях нагрузок на ее экосистему. Общая численность зоопланктона составляла 4,66 тыс. экз/м³, биомасса – 0,16 г/м³. Монодоминантный характер зоопланктона на устьевом участке реки определяло развитие крупной коловратки *Asplanchna priodonta*. В бентосе по численности доминировали малощетинковые черви. Количество видов невысокое – 9, при этом индекс ТВІ был низким – 2.

Характеристика угроз. Очистные сооружения негативно воздействуют на биоту р. Билоус. Критические нагрузки на водотоки в пределах г. Чернигова

индицировались по планктонным группировкам, в целом, как обратимые. Массовое развитие олигохет и личинок хирономид, как индикаторов загрязнений в русле р. Билоус ниже очистных сооружений свидетельствует о негативном влиянии этого притока на его экологическое состояние, необходим постоянный мониторинг и контроль состояния экосистемы реки. Депрессивное состояние фитопланктона р. Десны в условиях урбанизированных территорий, усугубленное поступлением вод загрязненного притока, оценивалось как рискованное. Высокая вероятность заморов рыбы (отмечен нами в р. Билоус в июне 2004 г.) вызывает также крайнюю обеспокоенность.

Основными компонентами экосистемы, которые находятся под угрозой, следует считать донную фауну и водную среду. Сброс загрязненных вод г. Чернигова оказывает на бентосные группировки отрицательное влияние, которое прослеживается вплоть до самого устья р. Билоус. В устье притока, как и непосредственно ниже сбросов, индекс ТВІ равен 2. В русле Десны на расстоянии 1 км ниже впадения р. Билоус индекс повышался до 5, а в 50 км возле с. Соколовка он достигал 7, в устье р. Десны индекс ТВІ снижался до 2 (рис. 3.2).

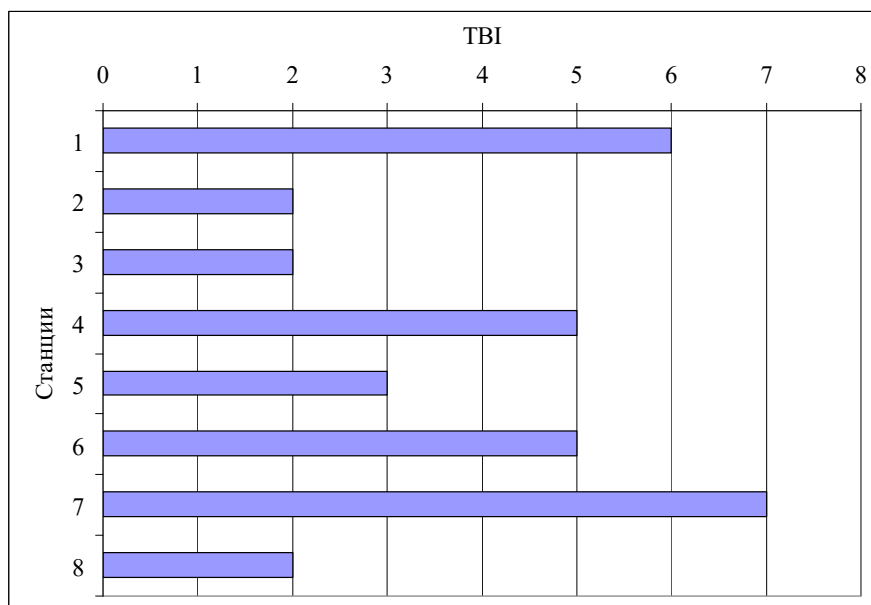


Рис. 3.2. Значения индекса ТВІ по организмам зообентоса на участке рек Билоус и Десна, 2005 г.

Оценка экологических рисков. Анализ рецепторов риска, воспринимающих влияние и угрозу от источника загрязнения КП «Черниговводоканал» позволяет установить типы вероятных экологических рисков (табл. 3.5).

Степень реальности (вероятности) определенного типа экологического риска оценена экспертным путем по трем градациям: высокая – средняя – низкая. Аналогично проведена оценка размеров экологического ущерба по градациям: крайне нежелательные – нежелательные – малозначимые последствия.

Таблица 3.5

Типизация экологических рисков, оценка степени их реальности и размеров

Индекс риска	Тип экологического риска	Степень реальности	Оценка размеров
HWR	Риск загрязнения речных вод	Очень высокая	Крайне нежелательные
HWS	Риск загрязнения донных отложений	Очень высокая	Крайне нежелательные
HBSF	Риск деградации группировок донной фауны	Высокая	Крайне нежелательные
HBRHF	Риск деградации группировок фитофильной фауны	Высокая	Нежелательные
HBR	Риск деградации группировок высшей водной растительности	Средняя	Нежелательные
HBRHPL	Риск деградации группировок фитопланктона	Средняя	Нежелательные
HBZPL	Риск деградации группировок зоопланктона	Средняя	Нежелательные
HBZBT	Риск деградации группировок зообентоса	Высокая	Нежелательные
HBF	Риск деградации группировок ихтиофауны	Высокая	Нежелательные
EUH	Риск подтопления поймы и первой надпойменной террасы загрязненными водами	Низкая	Нежелательные
EBF	Риск деградации группировок птиц, гнездящихся в пойме и на террасах рек	Низкая	Нежелательные

Сопоставление оценок реальности и размеров каждого типа экологического риска позволяет установить те из них, для которых рекомендована их предварительная количественная оценка (табл. 3.6).

Нами рассчитаны риски, которые возникают в результате смешивания загрязненных вод р. Билоус с деснянской водой (табл. 3.7).

Также определена общая вероятность того, что вода будет загрязнена хотя бы по одному из гидрохимических показателей. Риск того, что река будет загрязнена, является высоким, наименьшая вероятность установлена для станции в районе с. Соколовка (ст. 7), которая составляла 40% (см. табл. 3.7). Для устья р. Десны значение вероятности риска высокое – 69%, что, в первую очередь, объясняется повышением содержания фосфора фосфатов.

Таблица 3.6

Типы экологических рисков, для которых рекомендована предварительная количественная оценка

Индексы риска	Типы экологических рисков
HWR	Риск загрязнения речных вод
HWS	Риск загрязнения донных отложений
HBSF	Риск деградации группировок донной фауны
HBZBT	Риск деградации группировок зообентоса
HBPHF	Риск деградации группировок фитофильной фауны
HBF	Риск деградации группировок ихтиофауны

Риск загрязнения донных отложений и деградации группировок зообентоса в устье р. Билоус составлял 84%, что свидетельствует о негативном влиянии сбросов. Этот риск для р. Десны вниз по течению уменьшался от 70% (100 м ниже устья р. Билоус) до 0% (ст. 7), а на устьевом участке – резко возрастал до 98%. Риск деградации группировок фитофильной фауны в устье р. Билоус являлся также высоким – 79%, но этот же риск для р. Десны быстро снижался вниз по течению, и уже на расстоянии 1 км он составил 6%.

Таблица 3.7

Вероятность осуществления экологических рисков для р. Десны от точечного источника загрязнений (сброс «Черниговводоканал»)

Станции	Вероятность осуществления риска							
	по гидрохимическим показателям						по биотическим индексам	
	O ₂ , мг О/дм ³	NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	Общая вероятность	ТВІ для зообентоса	ТВІ для фито- фильных беспозвоночных*
3	0,65	0,96	0,00	0,00	0,97	1,00	0,84	0,79
4	0,75	0,99	0,00	0,00	1,00	1,00	0,16	0,00
5	0,41	0,96	0,00	0,00	0,98	1,00	0,69	0,21
6	0,33	0,36	0,00	0,00	0,60	0,83	0,16	0,06
7	0,00	0,21	0,00	0,00	0,24	0,40	0,00	×
8	0,00	0,23	0,00	0,00	0,60	0,69	0,98	×

Примечание: «←» – не определяли; * по [16].

Таким образом, можно заключить, что сбросы г. Чернигова, безусловно, оказывают негативное влияние на р. Билоус и приводят ее к «рискованному» состоянию. В р. Десне в районе впадения притока вероятность возникновения неблагоприятных событий в экосистеме составляет 100%. Благодаря значительным расходам Десны и ее высокой самоочистительной способности происходит заметное снижение отрицательного влияния и восстановление структуры биотических компонентов уже на расстоянии 1 км ниже впадения притока. На 50-м километре по руслу Десны ниже сбросов г. Чернигова наблюдались минимальные риски загрязнения вод по гидрохимическим показателям и деградации группировок гидробионтов. Фактически, вероятность неблагоприятных изменений в экосистеме от влияния сбросов г. Чернигова по всем показателям в 50 км ниже по течению р. Десны составляла всего 40%, что даже ниже чем в «контрольных» створах.

В то же время, в устье Десны риск загрязнения донных отложений и деградации группировок донной фауны очень высок и достигал 98%. Риск загрязнения речных вод, составляющий 69%, зарегистрирован за счет повышенного содержания фосфатов и аммонийных ионов. Принимая во внимание, что ниже г. Чернигова нет других значительных источников загрязнения Десны, такую ситуацию логично было бы рассматривать как следствие воздействия именно сбросов с очистных сооружений этого города.

Кроме того, причиной ухудшения экологического состояния реки в районе Деснянского водозабора может быть суммарное воздействие диффузных и небольших точечных источников загрязнения, возникающих вследствие развернувшегося в низовье р. Десны коттеджного и дачного строительства. Бесконтрольное освоение деснянской поймы, накопление на территории водосбора строительного мусора, неизбежное попадание в реку с поверхностным стоком и грунтовыми водами органических веществ, приводит к тому, что в рекреационной зоне и, тем более в районе питьевого водозабора г. Киева, во много раз возрастает риск ухудшения качества воды и экологического состояния устья р. Десны в целом.

Данное допущение требует дополнительных исследований, однако уже на существующем уровне анализа изученных материалов можно с уверенностью заключить, что к экологическим проблемам в устье р. Десны приводят не сбросы г. Чернигова, а чрезмерная нагрузка на реку в ее нижнем течении.

3.2. Структура биотических группировок и экологические риски в условиях воздействия крупного точечного источника загрязнений и коммунальных стоков (на примере рек Горынь и Устя).

Была проведена оценка экологических рисков, которые возникают при воздействии крупных точечных источников загрязнения в окрестностях г. Ровно на экосистемы рек Горынь и Устя.

Предприятие «Ровноазот» сбрасывает свои стоки в р. Горынь через систему собственных очистных сооружений [209], в которые также сбрасываются коммунальные стоки г. Ровно (табл. 3.8).

Таблица 3.8

Список основных водопользователей – загрязнителей (по [209])

Водопользователь	Объем сброса, тыс. м ³		Объем загрязняющих веществ, т/год
	Неочищенные	Недоочищенные	
ВАТ «Ровноазот» (данные 2001 г.)	425 (возвратные воды отвалов фосфогипса)	26350	Фосфаты – 850,9
ОВДКП «Ровно-облводоканал» (данные 2000 г.)	Нет данных	9125	Взвешенные в-ва – 171,6; Нефтепродукты – 2,01; Азот аммон. – 17,3; Азот нитрит. – 0,73; фосфаты – 38,6
Ровненское ШЕУ (данные 2001 г.)	839 (ливневые воды)	165	Взвешенные в-ва – 7,9
ВАТ «Ровненская фабрика нетканых материалов»	56 (ливневые воды)	—	—

Мощность очистных сооружений ВАТ «Ровноазот» (63510 тыс. м³) обеспечивает нормативную очистку всего объема поступающих стоков. Однако, не все стоки вышеуказанных водопользователей сбрасываются через систему очистных сооружений ВАТ «Ровноазот». В частности, как было выяснено в ходе исследований, большое количество неочищенных стоков сбрасывается непосредственно в р. Устя (приток Горыни), что создает неблагоприятную экологическую ситуацию как в ней, так и в р. Горынь ниже места впадения этого притока. Сброс в р. Горынь с очистных сооружений осуществляется по длинному (несколько километров) каналу в земляном русле, идущему с территории завода по пойме Горыни непосредственно в реку.

В 1995–2000 гг. среднее значение минерализации воды р. Горынь ниже г. Ровно было выше по сравнению с участком выше города [17, 209, 210]. Величины рН практически одинаковы (8,0 – выше г. Ровно, 8,17 – ниже города). Средняя концентрация растворенного кислорода выше г. Ровно (9,7 мг О/дм³) существенно превышала таковую (7,5 мг О/дм³) для участка ниже города.

Сравнивая результаты собственных исследований (табл. 3.9) и статистические данные (1995–2000 гг.) [209, 210] следует отметить, что общая минерализация воды р. Горынь на различных участках отличалась незначительно. Это свидетельствует об отсутствии заметного солевого загрязнения. Значения рН были несколько выше, чем средние статистические показатели, что может быть объяснено сезонными колебаниями. В сбросном канале и устье р. Устя (ст. 2, 5, 6) отмечена повышенная концентрация биогенных элементов, некоторое повышение минерализации воды, а на ст. 5, кроме того, снижение рН и концентрации растворенного кислорода.

На основании анализа гидрохимических показателей можно сделать вывод о том, что сточные воды ВАТ «Ровноазот» оказывают меньшее влияние на качество воды р. Горынь, чем приток – р. Устя. Наблюдения последних десятилетий свидетельствуют о прогрессирующем загрязнении бассейнов рек Устя, Горынь (по трофо-сапробиологическим показателям), незначительном изменении солевого состава и снижении загрязнения специфическими агентами

токсического действия [209]. Самым грязным притоком р. Горынь по всем критериям качества воды является р. Устя.

Таблица 3.9

Гидрохимические показатели рек Горынь и Устя, 2002 г.

Стан- ции	Показатели							
	Общая минера- лизация, г/дм ³	pH	t, °C	Концентрация, мг/дм ³				
				O ₂	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻
1	0,30	9,2	22,2	9,4	0,013	0,012	0,78	0,065
2	0,41	9,2	22,2	9,4	0,013	1,73	10,43	0,35
3	—	9,2	22,2	9,4	0,013	1,12	6,72	0,15
4	0,28	9,2	20,8	9,7	0,013	0,18	1,43	0,31
5	0,34	8,8	20,7	7,5	0,019	1,08	3,26	0,22
6	—	9,0	20,7	8,5	0,019	1,08	3,26	0,22
7	—	9,0	20,7	9,7	0,013	0,12	1,35	0,27

Примечание: «—» — нет данных.

Река Горынь на изученном участке имеет ширину русла 10–15 м, глубину 3–7 м, характеризуется быстрым течением; преобладающие донные субстраты — камни, песок; пойма ненарушенная, структура берега природная; видимого загрязнения и гибели водных организмов не обнаружено. Основным типом водопользования является рекреация.

Контроль (ст. 1) — расположена выше сбросов. Температура была 22,2°C; прозрачность — 0,6 м; pH — 9,2; O₂ — 9,4 мг/дм³; электропроводность — 0,4 г/дм³; макрофиты: в русле водная растительность практически отсутствовала, отмечены отдельные экземпляры *Ceratophyllum demersum*. Выше уреза воды небольшие куртины *Phragmites australis*, *Sagittaria sagittifolia*, *Butomus umbellatus*, кайма *Polygonum amphibium*. Степень зарастания — 1%, доминант по покрытию — *Polygonum amphibium*. S_{ПВ} высшей водной растительности = 1,9.

В зообентосе доминировали моллюски — *Theodoxus fluviatilis* L., значение ТВІ равно 7 (табл. 3.10), S_{ПВ} донной фауны 1,7.

Ихтиофауна была представлена *Carassius carassius* L., *Cyprinus carpio* L., *Leuciscus cephalus* L., *Esox lucius* L., *Sander lucioperca* L.

Таблица 3.10

Значения биотических показателей рек Горынь и Устья, 2002 г.

Станции	Значения индексов		
	ТВІ по зообентосу	S _{ПБ} по зообентосу	S _{ПБ} по высшей водной растительности
1	7	1,8	1,8
2	2	1,9	1,8
3	3	1,8	1,8
4	6	2,0	1,75
5	1	3,6	1,75
6	4	3,6	1,75
7	6	2,0	1,75

Ст. 2 – сброс с очистных сооружений (канал). Высшей водной растительности нет, ТВІ бентоса 2, S_{ПБ} донной фауны 3,05. Отмечены пятна нефтепродуктов, однако, все индикаторные характеристики, исключая прозрачность (уменьшается до 0,4 м), вполне сопоставимы с контролем. Характер зарастания высшей водной растительностью оставался прежним. Непосредственно в сбросном канале, донное население состояло только из личинок хирономид и тубифицид. Однако, уже через 50 м ниже сброса в р. Горынь (ст. 3) появлялись пиявки и сферииды, количество видов гастропод увеличивалось до трех, ТВІ = 3. Ихтиофауна представлена теми же видами, что и на ст. 1. Учитывая тот факт, что в р. Горынь непосредственно перед сбросом находится зимовальная яма, где в последние годы отмечали браконьерский вылов крупных экземпляров сомов, можно констатировать, что существенного влияния на ихтиофауну сброс с очистных сооружений не оказывает.

Ст. 4 расположена в 1 км ниже сброса. С продвижением вниз по течению происходит постепенное восстановление структуры макрозообентоса, и уже через 4 км значения ТВІ восстанавливаются до 6 (ст. 5). Вопреки ожиданиям, в районе предполагаемого поступления загрязнений с отвалов фосфогипсов в р. Горынь заметных изменений физико-химических показателей воды и структуры биоты не обнаружено. Вероятно, это связано с отсутствием поверхностного стока из-за засушливого лета, а также с возможностью восстановления структуры бентоса за

счет дрефта. Видовой состав прибрежной кустарниковой и многолетней луговой растительности также не указывал на поступление кислых вод. Эти факты свидетельствуют о слабом влиянии отвалов фосфогипсов на экосистему р. Горынь.

Ст. 5 расположена в 3,5 км ниже сброса. Температура – 20,7°C; прозрачность – 0,3 м; pH – 8,8; содержание кислорода – 7,5 мг/дм³; электропроводность – 0,34 г/дм³. Как по химическим, так и по биологическим показателям р. Устя оказалась гораздо более загрязненной, чем сбросной канал «Ровноазот». В зообентосе отмечены только наиболее стойкие к загрязнению тубифициды, поэтому значение ТВІ самое низкое и равно 1. В связи со сбросами, в р. Горынь ниже впадения р. Устя (50 м) структура донных группировок также нарушалась: преобладали личинки хирономид, тубифициды и сферииды, что резко снизило значение ТВІ. Находка нескольких экземпляров ручейников, увеличивающая значение ТВІ до 4, может быть следствием дрефта. Некоторое восстановление структуры биоты р. Горынь начиналось только через 500 м. Однако, уже через 1 км в р. Горынь поступают воды с очистных сооружений предприятия «Оржевский ДОК» (143 тыс. м³/год), что также ухудшило качество среды.

Летний фитопланктон р. Горынь выше г. Ровно был очень разнообразен. Его основу составляли зеленые (42%) и диатомовые (28%) водоросли с численностью соответственно 908 тыс. и 1,3 млн. кл/дм³. По фитопланктону качество воды соответствовало β-мезосапробной зоне (69% β-мезосапробов, 17% α-мезосапробов, 14% олигосапробов). В фитопланктоне участка ниже г. Ровно доминировали α-мезосапробы. Зоопланктон характеризовался ротаторным типом с доминированием α-мезосапробов.

Зообентос на участке выше г. Ровно имел β-α-мезосапробный характер, при значительном доминировании β-мезосапробов, в таксономическом отношении был богат. Ниже впадения р. Устя зообентос был однообразен и состоял, в

основном, из олигохет. Видовой состав свидетельствовал о полисапробном характере локального участка в районе впадения этой реки.

Ихтиофауна. В период исследований промышленный лов рыбы в данном регионе не проводился. В структуре уловов рыболовов-любителей на всех станциях наблюдений отмечалось до 18 видов рыб. В речных уловах преобладали плотва и щука, в озерных – карась и окунь, чаще всего встречались лещ, густера, судак и сом.

Характеристика рецепторов и индикаторов риска. Установлено, что очистные сооружения не оказывают существенного влияния на ихтиофауну (заморов рыбы в последние годы не отмечалось) [210]. Природоохранных объектов, находящихся на расстоянии до 30 км ниже по течению от точки сброса, нет. Объектов стационарной рекреации нет, а периодический неорганизованный отдых практически отсутствует из-за плохой транспортной доступности р. Горынь ниже г. Ровно.

Судя по значениям индексов сапробности и ТВІ (см. табл. 3.10) влияние точечного источника загрязнения на биоту реки практически прекращается на расстоянии 4,2 км ниже по течению. Ниже впадения р. Устя в р. Горынь качество воды и экологическое состояние р. Горынь вновь ухудшается. Восстановление группировок наблюдалось уже через 500 м (ст. 7). Сопоставление значений индексов сапробности и ТВІ позволяет сделать вывод о наиболее высокой аккумуляции загрязняющих веществ в донных отложениях.

Характеристика угроз. Основную угрозу биоразнообразию и здоровью человека от сброса сточных вод ВАТ «Ровноазот» представляют фосфаты, основными компонентами экосистемы, находящимися под угрозой, следует рассматривать донную фауну и водную среду. Анализ рецепторов риска, воспринимаемых воздействий и угроз от точечного источника загрязнения позволяет установить типы вероятных экологических рисков, а также оценить степень их реальности и размеров (табл. 3.11).

Предварительная оценка вероятности наступления риска. Применили два метода ориентировочной оценки вероятности риска: метод оценки по вариации значений индикатора риска и метод экспертной оценки.

Таблица 3.11

Экологические риски, оценка степени их реальности и размеров рек Горынь и Устья, 2002 г.

Индекс риска	Тип экологического риска	Степень реальности	Оценка последствий
HWR	Риск загрязнения речных вод	Очень высокая	Крайне нежелательные
HWS	Риск загрязнения донных отложений	Очень высокая	Крайне нежелательные
HBP	Риск деградации группировок высшей водной растительности	Средняя	Нежелательные
HBSF	Риск деградации группировок донной фауны	Высокая	Нежелательные
HBRHPL	Риск деградации группировок фитопланктона	Средняя	Нежелательные
HBZPL	Риск деградации группировок зоопланктона	Средняя	Нежелательные
HBZBT	Риск деградации группировок зообентоса	Высокая	Нежелательные
EUF	Риск подтопления поймы и первой надпойменной террасы загрязненными речными водами	Низкая	Нежелательные

Экспертную оценку вероятности (от 0 до 1) давали для каждого типа экологического риска на каждой обследованной станции. Сопоставление оценок реальности и размеров каждого типа экологического риска позволило установить те из них, для которых представлялась целесообразным их предварительная количественная оценка (табл. 3.12).

В качестве исходных для расчета значений вероятности типов рисков HWS, HBP, HBSF и для расчета средних арифметических и средних квадратических отклонений для каждого из индикаторов риска использовали количественные данные (табл. 3.13).

Таблица 3.12

Типы экологических рисков, для которых необходима их предварительная оценка

Индекс риска	Тип экологического риска
HWR	Риск загрязнения речных вод
HWS	Риск загрязнения донных отложений
HBP	Риск деградации группировок высшей водной растительности
HBSF	Риск деградации группировок донной фауны
HBPНPL	Риск деградации группировок фитопланктона
HBZPL	Риск деградации группировок зоопланктона
HBZBT	Риск деградации группировок зообентоса

Таблица 3.13

Оценка статистических параметров индикаторов экологических рисков

Индекс риска	Индикатор риска	Среднее арифметическое	Среднее квадратическое отклонение σ
HWS	TBI зообентоса	4,62	2,50
HBSF	$S_{ПБ}$ по зообентосу	2,32	0,79
HBP	$S_{ПБ}$ по BBP	1,77	0,0267

Для типа риска HWS следует внести поправочные коэффициенты на вариацию значений TBI бентоса, зависящие от расстояния от точки сброса (табл. 3.14).

Таблица 3.14

Откорректированные значения среднего квадратического отклонения σ_{HWS}

Станции	1	2	3	4	5	6	7
σ_{HWS}	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
Поправочный коэффициент k	3,0	1,5	3,0	2,5	2,5	2,5	2,5
$\sigma_{HWS} : k$	0,83	0,83	1,66	1,00	1,00	1,00	1,00

Влияние точечного источника загрязнения на экологическое состояние рек Горынь и Устя, выражающееся в вероятности осуществления риска, представлено на рис. 3.3. Для HBP вероятность была минимальна на всех станциях (0).

Экологическое состояние р. Горынь возвращалось к норме (параметрам точки контроля) на расстоянии 4,2 км ниже точечного источника загрязнения (ВАТ «Ровноазот»). Однако, в месте впадения р. Устья в реку Горынь экологическое состояние реки ухудшалось.

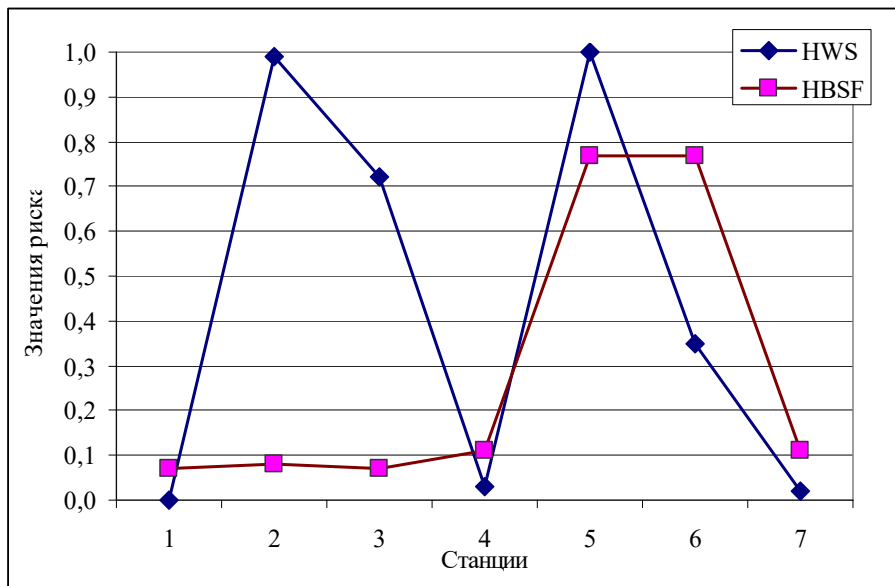


Рис. 3.3. Вероятность осуществления экологических рисков для станций рек Горынь и Устья по биотическим индексам (HWS – TBI зообентоса, HBSF – $S_{ПБ}$ по зообентосу), 2002 г.

Оценку вероятности риска загрязнения речных вод HWR рассчитывали, используя также гидрохимические показатели (см. табл. 3.7). Для каждого из указанных гидрохимических показателей вычислено среднее квадратическое отклонение σ , которое для NH_4^+ составило 0,003, для NO_2^- – 0,067, для NO_3^- – 3,426, для PO_4^{3-} – 0,104 и для O_2 – 0,747. Результаты расчета значений вероятности экологического риска загрязнения речных вод по каждому из гидрохимических показателей представлены в таблице 3.15.

По рассмотренным гидрохимическим показателям риск того, что река будет загрязнена хотя бы по одному из них, даже в точке контроля достаточно велик и составлял 76%. Это свидетельствует об общей неблагоприятной экологической ситуации в р. Горынь и о том, что река находится в «рискованном» состоянии.

Наличие точечного источника загрязнения ВАТ «Ровноазот» приводит к увеличению риска на всех станциях исследования практически до 100%.

Таблица 3.15.

Вероятность осуществления экологических рисков на станциях рек Горынь и Устя (по гидрохимическим показателям), 2002 г.

Гидрохимические показатели	Станции						
	1	2	3	4	5	6	7
NH_4^+	0	0	0	0	0	0	0
NO_2^-	0,49	0,99	0,94	0,57	0,93	0,93	0,53
NO_3^-	0,48	1,00	0,95	0,54	0,74	0,74	0,53
PO_4^{3-}	0,10	0,92	0,32	0,85	0,57	0,57	0,74
O_2	0	0	0	0	0	0	0
Общая вероятность	0,76	1,00	0,99	0,97	0,99	0,99	0,94

На основании проведенных исследований можно заключить, что влияние крупного точечного источника загрязнения (ВАТ «Ровноазот») на экосистему реки постепенно прекращается через небольшое расстояние. Уже через 4,2 км от сброса величина экологического риска снижается практически до контрольных значений. Благодаря самоочистительной способности реки абиотические и биотические показатели состояния экосистемы становятся аналогичными таковым в точке контроля. Таким образом, на экосистему реки большее влияние оказывают суммарный сток многочисленных мелких и диффузных источников загрязнений (стоки небольших населенных пунктов, животноводческих ферм, поверхностный сток с сельскохозяйственных угодий и др.). В то же время, риск того, что река будет загрязнена хотя бы по одному из изученных показателей очень велик и даже в точке контроля составляет 76%. Это свидетельствует об общей неблагоприятной ситуации в реке, она уже до точечного источника загрязнения находится в «рискованном» состоянии.

3.3. Структура биотических группировок и экологические риски в условиях воздействия диффузного источника загрязнений (на примере сбросов жилищно-коммунального хозяйства г. Херсон в р. Днепр).

Сточные воды, поступающие в канализационные сети городов, формируются из бытовых (хозяйственно-фекальных) и сточных вод промышленных предприятий. Минерализация и состав химических соединений в сточных водах зависят от вида перерабатываемой продукции и технологии производства. В составе сбросов есть неорганические и органические вещества во взвешенном, коллоидном и растворенном состоянии.

Сброс загрязненных вод без очистки в поверхностные водные объекты Херсонской обл., начиная с 1990 г., уменьшился в десятки раз и эта тенденция сохраняется. Так, объемы сбросов в 1990 г. составляли 41,4 млн. м³, в 1995 г. – 58,5 млн. м³, а в 2000 и 2001 гг. – соответственно 2,1 и 0,3 млн. м³ [206].

В 2001 г. было зафиксировано несколько аварийных сбросов с очистных сооружений Херсонского водоканализационного хозяйства общим объемом сточных вод 3,7 тыс. м³ и с превышением норм ПДК по БПК₃ и взвешенным веществам в 10 раз, ХПК – в 5, железу – в 6, фосфатам – в 2,5 раза. Экологическую ситуацию также ухудшало поднятие вверх по фарватеру Днепра от Днепровского лимана сероводородного клина. Экологический риск аварийных ситуаций для экосистемы нижнего Днепра может быть связан с ВАТ «Херсоннефтепереработка», в трех шламонакопителях которого сохраняется 9252 т нефтешлама, а также с канализационной сетью г. Херсона, 300 км из которой находятся в аварийном состоянии, но эксплуатируются. Определенный риск представляет г. Голая Пристань, где нет очистных сооружений, а стоки сбрасывают на поля фильтрации.

Оценку состояния водных экосистем и определение экологических рисков под влиянием воздействия крупных точечных источников загрязнения проводили на примере сбросов ПУВКХ г. Херсона.

Херсон – крупный город в русловой части Днепра после Каховского водохранилища перед дельтой, Херсонскими плавнями и Днепровско-Бугским

лиманом, где нет значительных источников загрязнений. Кроме того, на участке от Херсона до верховьев лимана находятся объекты полной и частичной охраны природы, сосредоточены основные места нерестилищ, зимовки и нагула ценных промысловых видов рыб (лещ, судак, рыбец, тарань, сазан). Этот участок дельты и прилегающая часть Днепровского-Бугского лимана являются самыми ценными угодьями для охраны ихтиофауны и возобновления рыбных запасов.

Выяснение степени влияния стоков г. Херсона на этот участок имеет, кроме экологического, еще и большое экономическое значение. Список основных водопользователей-загрязнителей водных объектов в районе г. Херсон представлен в таблице 3.16.

Таблица 3.16

**Список основных водопользователей-загрязнителей водных объектов в
Низовьях Днепра [по 206]**

Водопользователи	Место сброса (река)	Неочищенные стоки, т	Недоочищенные стоки, т
ПУВКХ г. Херсон («Водоканал»)	Веревчина	—	233,2
Судостроительный завод, г. Херсон	Кошевая	—	11,4
	Днепр	27,3	—
Государственный завод «Паллада», г. Херсон	Кошевая	2,0	—
	Днепр	1,1	—
Херсонский консервный комбинат, г. Голая Пристань	Конка	15,0	—
ПУВКХ, г. Цюрупинск	Конка	3,9	—
ВАТ «ХСФ», г. Голая Пристань	Конка	—	4,0

Примечание: «—» — нет данных.

В период с 1990 г. по 2005 г. в Херсонской области количество предприятий, сбрасывающих оборотные воды в поверхностные водные объекты, уменьшилось более чем вдвое (с 61 до 28), а централизованного открытого сброса с очистных сооружений городов Цюрупинск и Голая Пристань в р. Днепр не существует. Все стоки этих населенных пунктов поступают на поля фильтрации, а

затем путем дренажа – в реку. В связи с этим в качестве точечных источников загрязнения они не рассматривались.

При расчетах значений экологического риска использована база данных многолетних мониторинговых исследований состояния водных экосистем Нижнего Днепра, собранная сотрудниками Херсонской гидробиологической станции НАН Украины.

Средние значения общей минерализации воды Днепра выше и ниже г. Херсона за период 1995–2005 гг. не превышали 400 мг/дм³, а pH и содержание растворенного кислорода изменялись незначительно. Содержание биогенных элементов приведены в табл. 3.17.

Таблица 3.17

**Среднее содержание минеральных форм азота и фосфора в воде р. Днепр
(1995–2000 гг., по [19])**

Показатели (мг/дм ³)	Выше г. Херсона	В пределах г. Херсона
NH ₄ ⁺	0,1900	0,1600
NO ₂ ⁻	0,0096	0,0097
NO ₃ ⁻	0,1830	0,1910
PO ₄ ³⁻	0,1190	0,1180

Сброс сточных вод г. Херсона производится через систему прудов-отстойников и каналов в р. Вереvчина, затем в р. Кошевая, которая впадает в Днепр. После каскада прудов, расположенных в пойме р. Вереvчина, через канал вода по системе рукавов проходит через массив тростниковых плавней, занимающих значительную площадь. Ниже слияния всех рукавов, приблизительно в 3 км от выхода воды из системы прудов, р. Вереvчина протекает вдоль дачной застройки, где ее воды используются для полива огородов, рекреации и рыбной ловли.

Сбросной канал имеет ширину 1,5–2,0 м; глубину – 0,5–0,7 м; течение – 1,2 м/с, температура в период исследований была +24,2°C; pH – 8,0; содержание растворенного кислорода – 8,4 мг/дм³; минерализация – 1400 мг/дм³. Высшая водная растительность в канале отсутствовала из-за неподходящего субстрата,

бетонные стенки интенсивно обрастали зелеными нитчатыми водорослями. На выходе воды из канала ширина рукава – 2,5–3,0 м, глубина – 1,0–1,5 м, течение – быстрое. На поверхности воды отмечены пена и пятна нефтепродуктов. Температура здесь была несколько ниже – $+22,7^{\circ}\text{C}$; вода мутная, прозрачность – 0,3 м; pH – 8,7; содержание растворенного кислорода – $8,8 \text{ мг/дм}^3$; минерализация – 1400 мг/дм^3 (табл. 3.18).

После слияния рукавов, через 3 км ниже сброса, р. Вереvчина имеет ширину 1,5–2,5 м; глубину – 0,5–1,5 м; скорость течения – 0,6–0,8 м/с. Затем русло заметно расширяется и, пройдя через плавневый массив, превращается в очень вытянутый залив (ширина водного объекта – 10 м; глубина – 3–4 м, течение слабое, не исключен подпор днепровской водой при соответствующих ветрах или попусках Каховской ГЭС).

Уже в 0,5 км от слияния рукавов прозрачность воды увеличивалась до 1 м, содержание кислорода повышалось до $11,5 \text{ мг/дм}^3$, а минерализация снижалась до контрольных значений (400 мг/дм^3). В русловой части прибрежные мелководья нарушены, т.к. здесь располагаются дачные участки.

Значения pH водных объектов в 2002 г. были сопоставимы с таковыми за период 1995–2000 гг. Повышение pH в устье р. Вереvчины и на контрольном участке (ст. 6, 8) связано с интенсивным развитием сине-зеленых водорослей. Относительно высокие концентрации кислорода в точке сброса связаны с высокой турбулентностью потока и аэрацией водных масс. При прохождении через естественное биоплато – тростниковый массив плавней (ст. 4, 5) концентрация кислорода закономерно снижалась, а при поступлении в устье р. Вереvчина – увеличивалась из-за значительного развития водорослей вплоть до «цветения». Общая минерализация воды была довольно высокой (особенно на ст. 1 и 3) по сравнению с днепровской. Необходимо отметить высокое содержание аммонийного и нитритного азота в точке сброса. В воде всех исследованных водных объектов высоким было и содержание фосфатов. По мере удаления от точки сброса концентрация форм минерального азота и фосфора обычно уменьшались.

Таблица 3.18

Гидрохимические показатели водных объектов ПУВКХ г. Херсон

	Станции отбора проб	Минерализация, мг/дм ³	pH	t°C	O ₂ , мг/дм ³ (% насыщения)	NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³
1	Сброс очистных сооружений г. Херсона	1400	8,7	22,7	8,8 (104)	0,450	1,380	10,43	0,690
2	Промежуточный сброс в каскаде отстойников очистных сооружений г. Херсона (0,65 км выше)	1440	8,0	24,1	6,3 (75)	0,070	0,006	2,60	0,400
3	р. Вереvчина ниже сброса очистных сооружений г. Херсона (2,7 км)	1060	8,2	24,2	8,4 (100)	0,013	0,009	7,30	0,620
4	р. Вереvчина ниже сброса очистных сооружений г. Херсона (2,4 км)	990	8,3	24,2	4,6 (55)	0,026	0,370	4,35	0,320
5	р. Вереvчина ниже сброса очистных сооружений г. Херсона (2,1 км)	1030	8,1	22,0	4,4 (50)	0,013	0,014	2,48	0,350
6	Устье р. Вереvчина (3,4 км)	380	9,2	25,7	11,5 (141)	0,017	0,006	0,44	0,094
7	Рукав р. Вереvчина (6,0 км)	380	9,0	25,1	10,1 (119)	0,017	0,029	0,44	0,104
8	Днепр, Херсонская биостанция (контроль) (6,2 км выше)	360	8,8	24,3	6,1(72)	0,017	0,023	0,55	0,101

Таким образом, отмечено значительное поступление загрязненных сточных вод в р. Веревчину. Однако, после прохождения воды через естественное биоплато – тростниковые плавни, развивающиеся в пойме р. Веревчины, происходит существенное ее очищение, при этом уровень загрязнения по биогенным веществам в месте впадения р. Веревчина в протоку Днепра – р. Кошевую, равен или даже ниже контрольного. Это единственные в нашем исследовании станции, где отсутствовали макробеспозвоночные.

В системе рукавов наблюдалось постепенное восстановление биотических группировок. ТВІ равен 6, а по показателям трофности река относилась к полигипертрофным водоемам.

Через 6 км ниже сброса, при впадении р. Кошевая в Днепр все изученные параметры приближались к контролю и влияние сброса сточных вод г. Херсона не обнаруживалось, в частности здесь отмечались самые высокие в устьевой области Днепр индексы сапробности по фитопланктону – 1,55–2,94 (до α -мезосапробной зоны).

Качество воды в р. Веревчина, оцененное по донным беспозвоночным, соответствовало α -мезосапробной зоне (2,83), а в русле Днепра – олигосапробной (1,50). Введение в строй очистных сооружений и прекращение сброса неочищенных стоков в р. Кошевую способствовало оздоровлению экологической ситуации в этих водотоках.

Значения биотических показателей (табл. 3.19) показывали заметное улучшение качества воды и состояния водных объектов от места сброса сточных вод до поступления их в Днепр.

Таблица 3.19

Значения биотических показателей водных объектов ПУВКХ г. Херсон

Стан- ции	Расстояние от точки сброса	Индикатор		
		ТВІ	S _{ПБ} ВВР	S _{ПБ} донной фауны
1	Херсонская биостанция (контроль) (6,2 км выше)	7	1,77	1,92
2	Сброс очистных сооружений	0	—	—
3	Промежуточный сброс (0,65 км выше)	0	—	—
4	Ниже сброса (2,1 км)	1	2,05	3,6
5	Ниже сброса (2,4 км)	2	2,05	3,6
6	Ниже сброса (2,7 км)	3	2,05	3,6
7	Ниже сброса (3,4 км)	6	1,86	2,75
8	Ниже сброса (6,0 км)	7	1,86	1,85

Об улучшении экологического состояния ниже очистных сооружений ПУВКХ г. Херсон демонстрирует также индекс ТВІ (рис. 3.4).

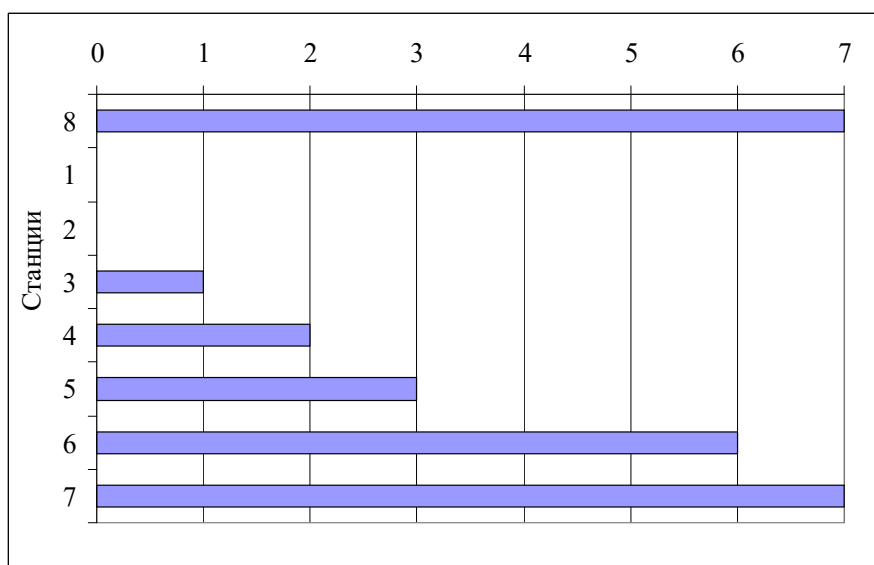


Рис. 3.4. Значения индекса ТВІ по организмам зообентоса на участке р. Днепр в районе влияния сбросов ПУВКХ г. Херсон.

Анализ воспринимаемых воздействий и рецепторов риска позволил установить типы вероятных экологических рисков, а также оценить степень их реальности и размеров (табл. 3.20).

Таблица 3.20

Список типов экологических рисков, оценки степени их реальности и размеров

Индекс риска	Тип экологического риска	Степень реальности	Оценка размеров
HWR	Риск загрязнения речных вод	Высокая	Крайне нежелательные
HWS	Риск загрязнения донных отложений	Высокая	Крайне нежелательные
HBP	Риск деградации группировок высшей водной растительности	Средняя	Нежелательные
HBSF	Риск деградации группировок донной фауны	Высокая	Нежелательные
HBRHPL	Риск деградации группировок фитопланктона	Средняя	Нежелательные
HBZPL	Риск деградации группировок зоопланктона	Средняя	Нежелательные
HBZBT	Риск деградации группировок зообентоса	Средняя	Нежелательные
EUf	Риск подтопления поймы и первой надпойменной террасы загрязненными речными водами	Низкая	Нежелательные

Исходя из этого, компонентами экосистемы, находящимися под угрозой загрязнения, следует рассматривать донную фауну и водную среду. Сопоставление оценок реальности и размеров каждого типа экологических рисков позволило установить те из них, для которых представляется целесообразным их предварительная количественная оценка (табл. 3.21). В качестве индикаторов риска для HWS, HBP, HBSF были приняты соответственно TBI, $S_{ПВ}$ высшей водной растительности, $S_{ПВ}$ донной фауны.

Для каждого из индикаторов риска были определены средние арифметические и средние квадратические отклонения. Для типа риска HWS внесены поправки на вариацию значений TBI зообентоса, зависящие от расстояния от точки сброса (табл. 3.22).

Таблица 3.21

Типы экологических рисков, для которых необходима их предварительная оценка

Индекс риска	Тип экологического риска
HWR	Риск загрязнения речных вод
HWS	Риск загрязнения донных отложений
HBP	Риск деградации группировок высшей водной растительности
HBSF	Риск деградации группировок донной фауны
HBRHPL	Риск деградации группировок фитопланктона
HBZPL	Риск деградации группировок зоопланктона
HBZBT	Риск деградации группировок зообентоса

Таблица 3.22

Откорректированные значения среднего квадратического отклонения σ_{HWS}

	Станции							
	1	2	3	4	5	6	7	8
σ_{HWS}	2,88	2,88	2,88	2,88	2,88	2,88	2,88	2,88
Поправочный коэффициент k	3,0	2,0	3,0	2,0	2,5	2,5	3,0	3,0
$\sigma_{HWS} \cdot k$	0,96	1,44	0,96	1,44	1,15	1,15	0,96	0,96

По имеющимся данным были рассчитаны значения вероятностей экологических рисков от воздействия сбросов ПУВКХ г. Херсона (табл. 3.23).

Оценку вероятности риска загрязнения речных вод HWR выполнили расчетным путем, используя данные по содержанию NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} и растворенного кислорода (см. табл. 3.18). Также определены оценки среднего квадратического отклонения σ для указанных гидрохимических характеристик – соответственно 0,143, 0,453, 3,565, 0,229, 2,632.

Таблица 3.23

**Вероятность осуществления экологических рисков от воздействия сбросов
ПУВКХ г. Херсона**

Тип риска	Станции							
	1	2	3	4	5	6	7	8
HWS	1,00	0,91	1,00	0,98	0,80	0,04	0	0
HBP	0	0	0	0	0	0	0	0
HBSF	–	–	0,77	0,77	0,77	0,38	0,07	0,08

Примечание: «–» – организмы отсутствовали.

Для каждого из индикаторов риска установлены его критические значения, выход за границы которых указывает на то, что риск осуществился. В качестве обобщенного показателя вероятности экологического риска и загрязнения речных вод можно принять вероятность того, что речная вода будет загрязнена хотя бы по одному из измеренных показателей (табл. 3.24).

Таблица 3.24

**Вероятности осуществления экологических рисков по загрязняющим
веществам ПУВКХ г. Херсон**

Показатели	Станции							
	1	2	3	4	5	6	7	8
NH_4^+	0	0	0	0	0	0	0	0
NO_2^-	0,47	0,49	0	0,49	0,47	0,47	0,49	0,48
NO_3^-	1,00	0,82	0,96	0,82	0,65	0,44	0,44	0,45
PO_4^{3-}	0,98	0,59	0,96	0,59	0,74	0,32	0,34	0,33
O_2	0,08	0,32	0,10	0,55	0,58	0	0	0,28
Общая вероятность	1,00	0,97	0,99	0,98	0,98	0,80	0,81	0,86

Исходя из полученных результатов, по гидрохимическим показателям риск того, что река будет загрязнена, был очень велик и даже в точке контроля составлял 86% (рис. 3.5). Это свидетельствует об общем неблагоприятном положении в реке и о том, что она находится в «рискованном» состоянии.

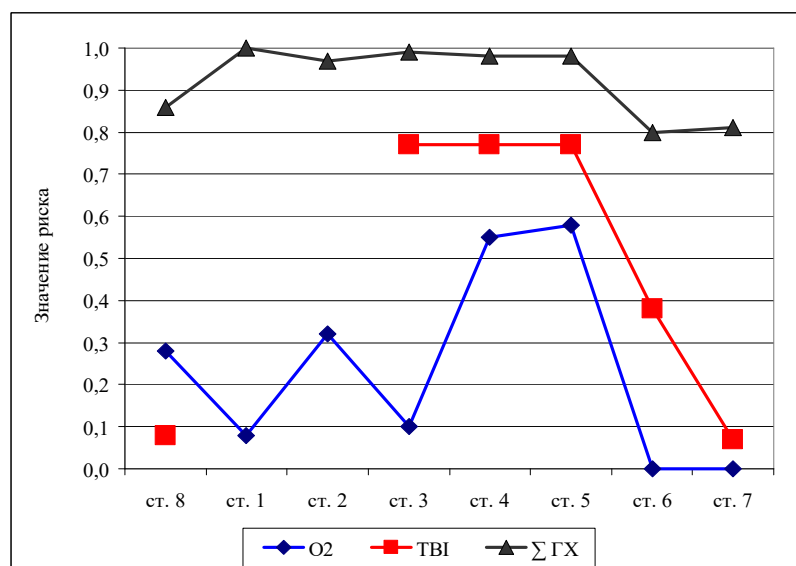


Рис. 3.5. Изменение величины риска от воздействия сбросов ПУВКХ г. Херсона по загрязняющим веществам и зообентосу.

Таким образом, исследования показали, что общая минерализация воды исследованных объектов довольно высока, особенно в точках сброса с очистных сооружений. После прохождения через тростниковые плавни происходит существенное очищение воды, при этом уровень загрязнения по биогенным веществам аналогичен или даже ниже контрольного. Риск загрязнения р. Днепр по одному из химических показателей даже в точке контроля составляет 86%. Высокую степень реальности имеют следующие типы экологических рисков: риск загрязнения речных вод, риск деградации группировок высшей водной растительности, риск деградации сообществ донной фауны.

Анализ данных по исследованным станциям показал, что экологическое состояние р. Веребичина возвращается к норме (параметрам точки контроля) через 3,4 км ниже от точки сброса загрязненных вод. Это свидетельствует о высоком самоочистительном потенциале этого водотока, протекающего через крупный массив тростниковых плавней (биоплато), в котором достаточно быстро и эффективно очищаются загрязненные воды.

4 ГЛАВА

СТРУКТУРА БИОТИЧЕСКИХ ГРУППИРОВОК И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РИСКИ
В УСЛОВИЯХ ТЕРМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Под термином «термальное (термическое) загрязнение» обычно подразумевают один из видов физического загрязнения, связанный с изменением температуры среды. При этом имеется в виду изменение температуры исключительно в сторону ее увеличения, например, в результате сброса подогретых вод промышленными предприятиями. Однако температура, как и любой другой фактор внешней среды, воздействует на биологические объекты не только при увеличении, но и при понижении ее значений. Если различные аспекты воздействия искусственного повышения температуры в настоящее время исследованы достаточно хорошо, то влияние на организмы техногенного понижения температуры водной среды практически не изучалось [211].

Живые организмы, в том числе и гидробионты, по разному реагируют на повышение температуры относительно природной. Так, при повышении температуры водоемов на $0,5-3,0^{\circ}\text{C}$ (минимальные изменения), выше природной гидрохимический режим не изменяется. Ускорение биохимических процессов в живых организмах незначительно. При снижении температуры воды на те же величины ($0,5-3,0^{\circ}\text{C}$) также не происходит значительных изменений гидрохимического режима и биохимических процессов. Могут наблюдаться изменения поведенческих реакций гидробионтов: вертикальные миграции планктонных организмов в более теплые поверхностные слои водоема, или, например, уход рыбы, особенно мальков, на хорошо прогреваемые мелководья.

При умеренном повышении температуры в водоеме ($4-5^{\circ}\text{C}$) его биологический режим может нарушаться. Повышение температуры ведет к возрастанию первичной продукции и численности микроорганизмов, гибели в летний период донной фауны, обеднению видового состава гидробионтов и снижению темпов их роста, а также к увеличению количества органических и

биогенных веществ в воде. Снижение температуры на те же величины ведет к существенному снижению первичной продукции и численности микроорганизмов [211].

Адаптация к умеренному повышению температуры у большинства видов рыб проходит в течении нескольких часов, тогда как при снижении на ту же величину на это может потребоваться несколько дней [211–214]. В рыбоводстве рекомендуют проводить акклиматизацию, если разность температур превышает 2°C [213].

В водоемах или их зонах сильного перегрева (на 6°C и более) наблюдаются значительные нарушения гидрохимического, гидробиологического режимов и биохимических реакций у гидробионтов. Происходит быстрое эвтрофирование, снижение видового богатства, элиминация ряда видов, что приводит к снижению качества воды и санитарно-эпидемиологического состояния водоема. Подобные явления часто возникают при сбросе подогретых вод с различных энергетических и промышленных объектов и достаточно полно описаны в технической и гидробиологической литературе [215–217].

4.1. Влияние сбросов холодной воды на структуру донных группировок и экологические риски от сброса холодных вод (на примере сброса Днестровских ГЭС в р. Днестр).

Работа гидроузлов Днестровских ГЭС приводит к изменению уровня реки, скорости течения, прозрачности и термического режима участков, расположенных ниже плотин водохранилищ. Влияние работы ГЭС особенно сильно проявляется на участках ниже ГЭС-1 на Днестровском водохранилище и ГЭС-2 – на буферном, от плотины Днестровского водохранилища до верховья Дубоссарского. Известно, что эти изменения негативно влияют на компоненты биоты реки. Суточные колебания уровня воды, обусловленные работой агрегатов ГЭС, в нижнем бьефе Днестровского и буферного водохранилища достигают метра и более. Снижение уровня приводит к периодическому осушению значительных площадей литорали и гибели гидробионтов, осушение моллюсков

приводит к разрушению раковины. Изменение термического режима реки нарушает биологию развития организмов и тем самым приводит к перестройке структуры биоценозов вплоть до исчезновения отдельных видов и/или появления других, что в большинстве случаев имеет для экосистемы негативные последствия [218–227]. Наблюдается усиление процессов разложения макрофитов, что приводит к вторичному загрязнению воды р. Днестр органическими веществами и снижению растворенного кислорода в ней.

Ниже плотины Днестровского и буферного водохранилища возникла ситуация, когда из глубинных слоев Днестровского водохранилища во время работы агрегатов ГЭС, круглогодично сбрасывается вода температурой 7,5°C. В результате в экосистеме реки (буферное водохранилище и река ниже плотины ГЭС-2) температура воды в зимний период стала немного выше, а в весенне-летний – значительно ниже по сравнению с природными показателями. В весенне-летний период в буферном водохранилище и на значительном отрезке реки температура воды ниже природных показателей на 7–10°C (рис. 4.1).

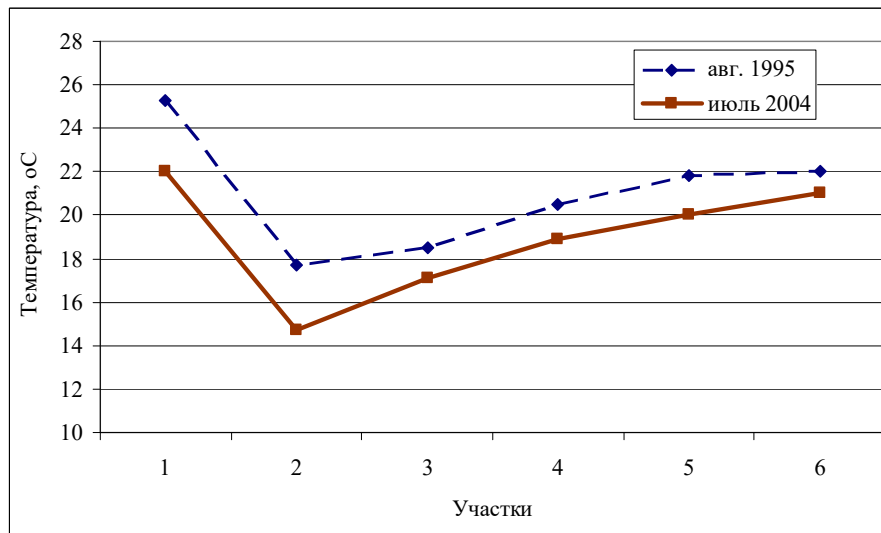


Рис. 4.1. Термический режим в р. Днестр на исследованной участке до августа 1995 г. и после введения в эксплуатацию Днестровской ГЭС – июль 2004 г.: 1 – Днестровское вдхр.; 2 – ГЭС-1; 3 – г. Могилев-Подольский; 4 – с. Каменка; 5 – г. Дубоссары; 6 – с. Маяки.

В отличие от сбросов каких-либо веществ-загрязнителей, термическое загрязнение, в данном случае поступление техногенных холодных вод, носит волнообразный характер, масса холодной воды заполняет собой весь объем реки, это явление по своему масштабу напоминает аварийные ситуации или залповые сбросы. Кроме того, из-за суточных и годовых перепадов температуры в долине Днестра изменились мезоклиматические условия: обычным явлением во все сезоны года стали постоянные туманы [221]. Это уже влияет не только на прибрежную флору и фауну, но и на здоровье населения. Холодная вода ухудшила также и рекреационную ценность значительного участка реки.

По величине концентрации аммонийного, нитритного и нитратного азота в период исследований вода р. Днестр относилась к категориям 5 «умеренно загрязненная» и 6 «грязная».

Гидробиологическая оценка влияния попусков ГЭС на структуру и функционирование экосистем реки, состояние фито-, зоопланктона, бентоса, высших водных растений, процессы продукции и деструкции, органического вещества, условия воспроизводства рыб и птиц, приведены в ранее опубликованных работах [218–227].

Брюхоногий моллюск речная лунка (*Theodoxus fluviatilis* L.) – широко распространенный реофильный вид, обитает в пресных и солоноватых водах, встречается во многих водоемах Европы и Северной Африки [228–231]. Он обычен в бассейне Черного, Балтийского морей, а в настоящее время, по указанию ряда авторов [232–235] ареал вида значительно расширяется. *Th. fluviatilis* имеет широкие границы толерантности по отношению к температуре и солености воды.

Морфологические и гидрологические условия верхнего и среднего Днестра соответствуют экологическим требованиям *Th. fluviatilis* [230–234]. Функционально-морфологически моллюски приспособлены к противостоянию быстрому течению, которое обеспечивает им хороший кислородный режим и питание. Непостоянный гидрологический режим реки также не является препятствием для моллюсков, так как в период снижения уровня они могут

мигрировать на обводненные участки, а также переносить без вреда для физиологического состояния многочасовое осушение.

Th. fluviatilis является доминантом в литореофильных биоценозах верхнего и среднего Днестра, где каменистые субстраты занимают 85–90% всей поверхности дна. По мере продвижения вниз по реке естественные каменистые грунты замещаются песчаными, илисто-песчаными, глинистыми и илистыми грунтами. Вклад *Th. fluviatilis* в формирование донных группировок снижается. Структурная организация группировок *Th. fluviatilis* во многом определяется локальными условиями, в частности, степенью обрастания каменистых субстратов водорослями, турбулентностью течения и преобладающим биофондом данного участка реки.

Структуру донных группировок исследовали на следующих участках р. Днестр:

- на верхнем участке, где популяция речной лунки живет в условиях естественных температур и колебаний уровня воды (ст. 1) (на створе с. Залещики);
- в буферном водохранилище (ниже ГЭС-1) (ст. 2);
- на участке реки ниже плотины ГЭС-2 (ст. 3), где температура и колебания уровня воды определяются сбросами с глубинных слоев Днестровского и буферного водохранилища;
- на различном удалении от сброса вниз по течению реки, где показатели температуры вновь приближаются к природным: 16 км вниз по течению реки от плотины ГЭС-2 у г. Могилев-Подольский (ст. 4);
- на расстоянии 120 км вниз по течению реки у с. Великая Косница (ст. 5).

Принимая во внимание тот факт, что на каждой из станций (участков реки), характеризующейся однородными экологическими условиями, образуются особые морфы с определенным фенотипом (размерами и массой тела) нами осуществлен анализ этих показателей с учетом термического фактора. В июне 2004 г. были проведены специальные исследования по изучению влияния холодных вод и колебаний уровня воды на морфологические показатели *Th.*

fluviatilis. Для этого отбирали по 100 экз. моллюсков с каменистых субстратов в нижнем бьефе ГЭС-1, т.е. месте, где в наибольшей степени проявляется техногенный фактор: влияние холодных вод (13,7°C) и колебания уровня воды; в середине буферного водохранилища, где происходит некоторый прогрев воды; в нижнем бьефе ГЭС-2, где температура вновь снижается; также возле с. В. Косница, где влияние термического фактора на биоту значительно уменьшается (температура была 20°C). В качестве природной считали температуру 22°C, которая была в Днестровском водохранилище выше плотины. Следует отметить, что температура воды в прибрежной полосе сильно зависит от температуры воздуха. Так, летом в нижнем бьефе Днестровского водохранилища (ГЭС-1) во время попусков она была 7,4°C, в буферном (ГЭС-2) – 8,4°C. В период до очередного включения агрегатов ГЭС вода у берега прогревалась до 10,2°C (ГЭС-1) и 16,0°C (ГЭС-2), соответственно. Таким образом, можно считать, что организмы, населяющие прибрежные участки реки и водохранилища живут в условиях импульсного термического режима, причем температура воды всегда была ниже природных значений.

Структура группировок с доминированием *Th. fluviatilis* на разных участках различалась. В их составе на разных участках отмечено от 13 до 25 видов беспозвоночных (табл. 4.1). Таксономическая структура группировок *Th. fluviatilis* на галечных песчаных субстратах реки в условиях естественной температуры и под влиянием сброса холодной воды была сходной (98% по результатам кластерного анализа), однако различались доминанты по биомассе.

Доминирование *Th. fluviatilis* в группировках на исследованном участке составляло от 40 до 70%, а субдоминанты различались. Группировка *Th. fluviatilis* на ст. 1 имела полидоминантную структуру, субдоминантами выступали *H. ornatula*, два вида р. *Dikerogammarus* и *H. sulfurea* (соответственно 19, 13 и 11% общей биомассы) (рис. 4.2).

Несколько отличной от речных участков была структура донных группировок в буферном водохранилище (ст. 2), она отличалась монодоминантностью при преобладании *D. haemobaphes*.

Таблица 4.1

Видовой состав беспозвоночных группировок *Th. fluviatilis* L. на каменистых субстратах р. Днестр

Виды	ст. 1	ст. 3	ст. 4	ст. 5
Oligochaeta				
<i>Nais communis</i> Piguet	+	+	+	
<i>N. barbata</i> (Müller)	+	+	+	
<i>N. pseudobtusa</i> Piguet	+	+	+	
<i>Stylaria lacustris</i> (L.)				+
<i>Specaria josinae</i> (Veid.)				+
<i>Limnodrilus</i> sp.	+	+	+	
<i>Potamotheix moldaviensis</i> Vejd. et Mraz.	+	+	+	
Lumbricidae gen. sp.	+	+	+	
Gammaridae				
<i>Dikerogammarus</i> sp.	+	+	+	
<i>D. haemobaphes</i> (Eichwald)	+	+	+	+
<i>D. villosus</i> (Soninsky)	+	+	+	
<i>Chaetogammarus ischnus</i> Stebbing	+	+	+	
<i>Pontogammarus obesus</i> (Sars)	+	+	+	
Isopoda				
<i>Jaera sarsi</i> Walker	+	+	+	
Trichoptera				
<i>Hydropsyche ornatula</i> Curtis	+	+	+	
Ephemeroptera				
<i>Heptagenia sulfurea</i> (O.F.Müller)	+			
Diptera				
Tipulidae gen. sp.				+
<i>Ablabesmyia monilis</i> Linne				+
<i>Brillia modesta</i> Mg.				+
Orthocladiinae gen. sp.	+	+	+	
<i>Trissocladius</i> sp.	+	+	+	
<i>T. potamophilus</i> (Tschernovskij)				+
<i>Diamesa insignipes</i> Kieffer	+	+	+	
<i>Cricotopus algarum</i> Kieffer	+	+	+	+
<i>C. silvestris</i> Fabr.				+
<i>Cladotanytarsus</i> gr. <i>mancus</i> Walker				+
<i>Rheotanytarsus exiguus</i> Johansen	+	+	+	
<i>Paratendipes albimanus</i> (Mg.)	+	+	+	
<i>Polypedilum scalaenum</i> Shrank	+	+	+	
Mollusca				
<i>Dreissena bugensis</i> Andrusov	+	+	+	
<i>Euglesa</i> sp.	+	+	+	
<i>Lithoglyphus naticoides</i> Pfeiff.	+	+	+	
<i>Bithynia tentaculata</i> L.	+	+	+	+
<i>Physa fontinalis</i> Linne				+
Hydracarina gen. sp.				+

На ст. 3 субдоминантами выступали *D. haemobaphes* (22% и *D. bugensis* (7%). Ниже по течению реки (ст. 4, левый берег) в составе субдоминантов оказались олигохеты *P. moldaviensis* (28%) и моллюски *B. tentaculata* (4% общей биомассы).

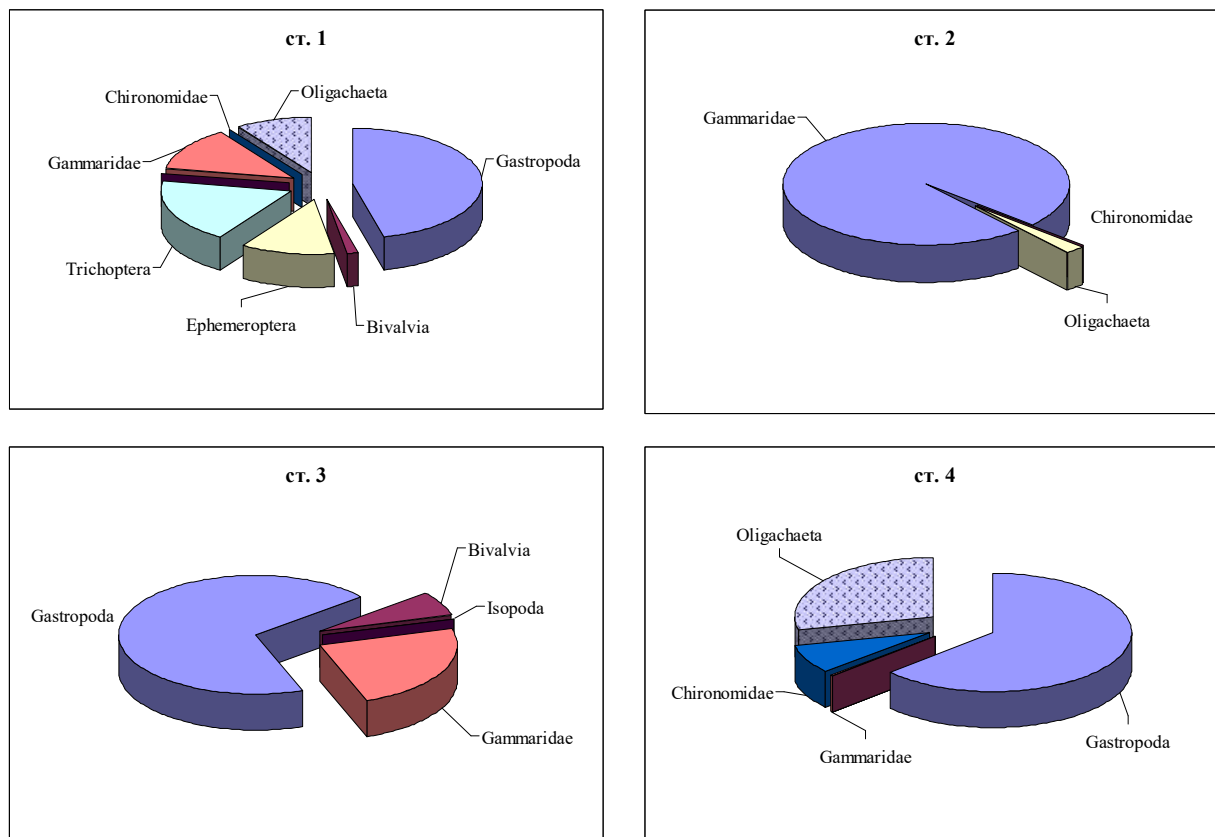


Рис. 4.2. Структура группировок донных беспозвоночных (по биомассе, г/м²) на исследованном участке р. Днестр.

Для исследования воздействия сброса холодных вод была выбрана популяция *Th. fluviatilis*, широко распространенного реофильного вида брюхоногих моллюсков. Количественные показатели *Th. fluviatilis* на различных участках р. Днестр значительно отличались (табл. 4.2), верхней точкой обнаружения этих моллюсков был створ возле г. Галич [219], здесь на камнях в небольшом количестве присутствовала молодь моллюсков с плотностью поселения 21 экз/м². Однако, уже на ст. 1 *Th. fluviatilis* становится доминантом по биомассе.

Таблица 4.2

**Показатели численности и биомассы *Th. fluviatilis* L. на разных участках
р. Днестр***

Станции	Дата	Численность		Биомасса		t°C
		экз/м ²	%	г/м ²	%	
с. Галич	VIII. 1995	21	0,2	0,20	2,7	—
Верховье Днестровского вдхр. (с. Рухотин)	V. 1992	206	30,0	14,20	98,1	19,3
	IX. 1992	350	7,7	27,40	18,5	15,4
с. Залещики	V. 1992	1000– 1920	7,4– 26,0	66,00– 104,00	62,5– 64,0	18,4
	IX. 1992	400	7,7	31,65	41,9	15,3
	VIII. 1995	4303	49,6	87,30	93,7	25,3
с. Жванец	V. 1992	33	6,0	3,00	74,6	18,4
Нижний бьеф ГЭС-1	VI. 1993	99–602	1,1–5,1	0,69– 29,10	1,0–8,0	8,4– 10,2
	VII. 2004	2000		160,00		14,7
	VIII. 1994	225	4,0	13,24	2,0	13,0
Середина буферного (с. Козлив)	VIII. 1994	46	1,9	5,96	32,4	14,0
Нижний бьеф буферного вдхр.	VI. 1993	3426	11,3	139,86	2,6	7,4
Нижний бьеф ГЭС-2 (с. Наславча)	VII. 2004	2000	—	160,00	—	16,0
	VIII. 1994	1935	48,0	127,42	69,5	14,5
	VIII. 1995	1710– 3000	3,8– 36,7	37,10– 268,60	46,7– 84,7	17,7
с. Атечь	VI. 1993	714	4,5	18,50	81,9	—
г. Могилев- Подольский	VI. 1993	784– 1600	5,0–9,6	43,17– 73,50	53,9– 67,7	10,3– 10,4
г. Сороки	VI. 1993	27– 3298	3,4– 63,3	1,46– 208,70	41,4– 62,7	16,7
с. Великая Косница	VII 2004	940	—	67,00	—	19,6
с. Каменка	VIII. 1995	5872	80,7	55,10	78,9	20,6
Дубоссарское вдхр., верхний бьеф	VIII. 1995	1566	10,6	44,30	37,3	—
г. Вадулай-Воде	VIII. 1995	571	3,9	17,70	29,1	21,8

Продолжение таблицы 4.2

Станции	Дата	Численность		Биомасса		t°C
		экз/м ²	%	г/м ²	%	
Выше г. Бендеры	VIII. 1995	862	13,2	51,00	88,5	21,1
с. Оланешты	VIII. 1995	130	1,7	13,20	4,6	22,0
с. Маяки	VIII. 1995	100	1,0–4,0	0,20– 0,70	2,0–4,9	21,6

Примечание. * использованы фондовые материалы ИГБ НАНУ, любезно предоставленные Л.В.Шевцовой; «–» – нет данных.

Численность моллюсков варьировала в пределах 21–5872 экз/м², биомасса – 0,2–268,60 г/м². Высокая численность характерна для популяции моллюсков буферного водохранилища, где возле плотины ГЭС-1 она варьировала от 99 до 2000 экз/м², биомасса 0,7–160 г/м². В средней части (с. Козлив) численность была ниже, вновь возрастая ниже плотины буферного водохранилища (ГЭС-2). Ниже по течению на створе г. Могилев-Подольский численность и биомасса *Th. fluviatilis* варьировали соответственно от 27 до 3298 экз/м² и от 1,5 до 208,7 г/м². На каменистых субстратах численность моллюска была выше (с. Каменка 5872 экз/м²), на песчано-каменистых грунтах эти показатели были более чем в 10 раз меньше. Мозаичность распределения моллюсков отмечена в Дубоссарском водохранилище. На нижних участках Днестра площади твердых субстратов уменьшаются, они составляют не более 10% дна. Здесь количественные показатели *Th. fluviatilis* не превышали 862 экз/м² и 51 г/м².

Анализ морфометрических показателей моллюсков, обитающих в условиях разного термического градиента, указывает на существенное влияние температуры на популяционную структуру *Th. fluviatilis*. Так, при низких температурах воды (ст. 2, ГЭС-1 и ст. 3, ГЭС-2) размерная структура (по ширине раковины) имела одновершинный характер с доминированием моллюсков размерной группы 6–7 мм (соответственно 51 и 58% общего количества особей) (рис. 4.3). Численность речной лунки здесь составляла 1935–2000 экз/м², биомасса 150–170 г/м².

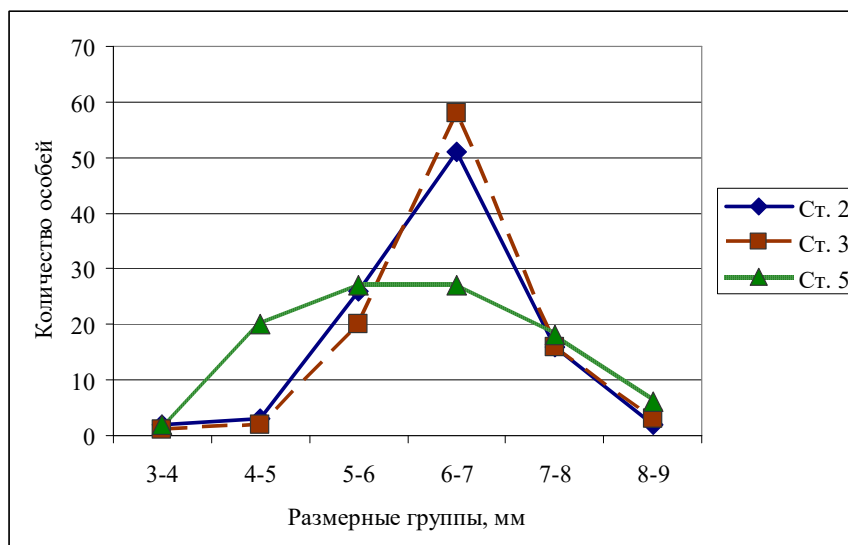


Рис. 4.3. Размерная структура популяции *Theodoxus fluviatilis* (ширина, мм) на исследованном участке р. Днестр.

На участке реки, где температура воды приближались к природной (ст. 5, с. В. Косница), размерная структура имела полидоминантный вид, где практически в равных долях присутствовали моллюски размерных групп от 4–5 до 7–8 мм (соответственно 20, 27, 27, 18%). Показатели численности и биомассы были меньше и составляли соответственно 940 экз/м² и 67 г/м².

Сходную картину наблюдали и при анализе биомассы моллюсков (рис. 4.4). На участках с низкой температурой воды (ст. 2) преобладали особи массой 60 мг, количество особей массой до 50 мг и более 90 мг было низким относительно других участков. В буферном водохранилище (ст. 3), где температура была несколько выше, наметилась тенденция к полидоминантности в распределении массовых групп. Моллюски массой 60–100 мг составляли 70% общего количества особей при преобладании особей массой 90 мг (22%).

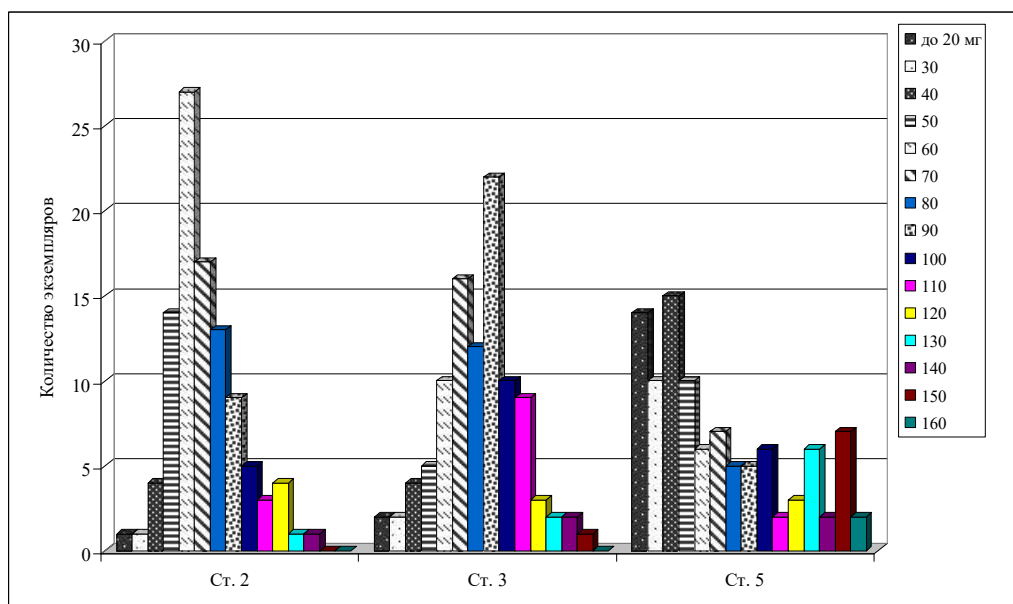


Рис. 4.4. Структура популяции *Theodoxus fluviatilis* по массе (мг).

Полидоминантную структуру по биомассе имела популяция речной лунки, обитающая в температурных условиях, приближенных к природным (ст. 5, с. В. Косница). Характерным для нее было присутствие значительного количества молоди моллюсков массой до 50 мг (48%) и крупных особей (140–160 мг, 11%), несущих на себе яйцевые капсулы.

Сравнение средней массы моллюсков, собранных на разных станциях, свидетельствует о том, что они, в зависимости от температурных условий среды, находятся на разных этапах биологического развития. Так, у ГЭС-1, где температура воды колебалась от 8,4 до 14,7°C средняя масса ($W_{\text{ср}}$) одной особи речной лунки в популяции составляла 42,8 мг при амплитуде 30,6–79,1 мг. У ГЭС-2 при $t = 14,5\text{--}16,0^\circ\text{C}$ масса была выше ($W_{\text{ср}} = 63,6$ мг) при амплитуде от 40,8 до 84,2 мг. На створе ст. 4 при $t = 10,3\text{--}10,4^\circ\text{C}$ $W_{\text{ср}} = 50,5$ мг при амплитуде от 40,0 до 55,0 мг. И хотя эта точка находится ниже ГЭС-2, состояние популяции близко к таковой участков возле ГЭС-1 и ГЭС-2. На ст. при $t = 19,6^\circ\text{C}$ $W_{\text{ср}} = 71,8$ мг при широкой амплитуде 18,0–164,0 мг. В этой популяции представлены все весовые группы, что в сочетании с высокой средней массой особи

свидетельствует, по нашему мнению, о наиболее благоприятных условиях обитания моллюска.

Зависимость ширины и массы моллюсков для участков с разным температурным режимом имела некоторые различия (рис. 4.5), что может свидетельствовать о том, что температурные условия влияют на развитие моллюсков.

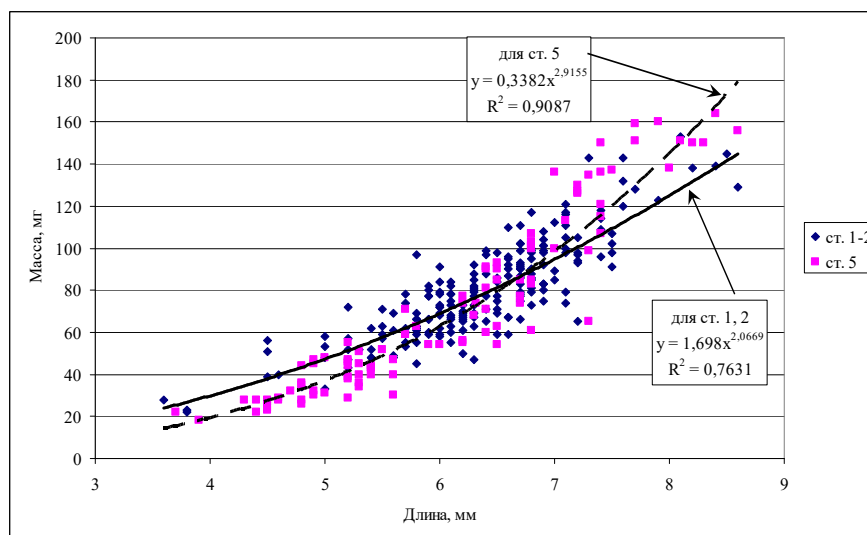


Рис. 4.5. Зависимость ширины и массы моллюсков *Theodoxus fluviatilis* выше и ниже сброса холодных вод.

Важным техногенным фактором влияния на состояние *Th. fluviatilis* являются резкие суточные колебания уровня воды, обусловленные включением и отключением турбин ГЭС-1 и ГЭС-2. Несмотря на способность выдерживать без видимых последствий осушение более 24 часов [232], резкие суточные колебания уровня приводят к разрушению поверхности раковин. Раковина теряет свою прочность, выветривается, а на ее поверхности появляются белые пятна (фото 4.1).



Фото. 4.1. Раковины моллюсков *Theodoxus fluviatilis* L. поврежденные осушением (слева внизу – целая).

Степень разрушения раковин анализировали на моллюсках, отобранных на участках с разным суточным колебанием уровня воды (рис. 4.6). Возле ГЭС-1, где моллюски сильнее, чем в других местах ощущают резкий перепад уровня воды во время работы и остановки турбин ГЭС, доля моллюсков с целой раковиной не превышала 10%. Повреждение раковины разной степени наблюдали у большинства моллюсков.

На участке ниже плотины ГЭС-2 колебания уровня воды не столь резкие, так как берег более пологий, что давало возможность моллюскам перемещаться на нижние горизонты. Количество *Th. fluviatilis*, имеющих поврежденную раковину, было значительно меньше, чем на предыдущем участке, значительно сократилось количество особей, имеющих полностью поврежденную поверхность раковины.

На участке реки возле с. В. Косница, где река имеет естественные берега и малые глубины рипали, моллюски с поврежденными раковинами составляли небольшую часть выборки, а раковины с повреждением более чем на 65% отсутствовали.

Таким образом, как показали исследования, размерная структура популяции и состояние раковины могут быть хорошими индикаторами техногенного воздействия на биоту реки.

На основании собственных результатов исследований и литературных данных о гидрохимическом режиме, состоянии фитопланктона, зообентоса, макрофитов [219, 222, 223, 227, 236, 237] экспертным путем были рассчитаны экологические риски от влияния техногенных холодных вод на экосистему Среднего Днестра.

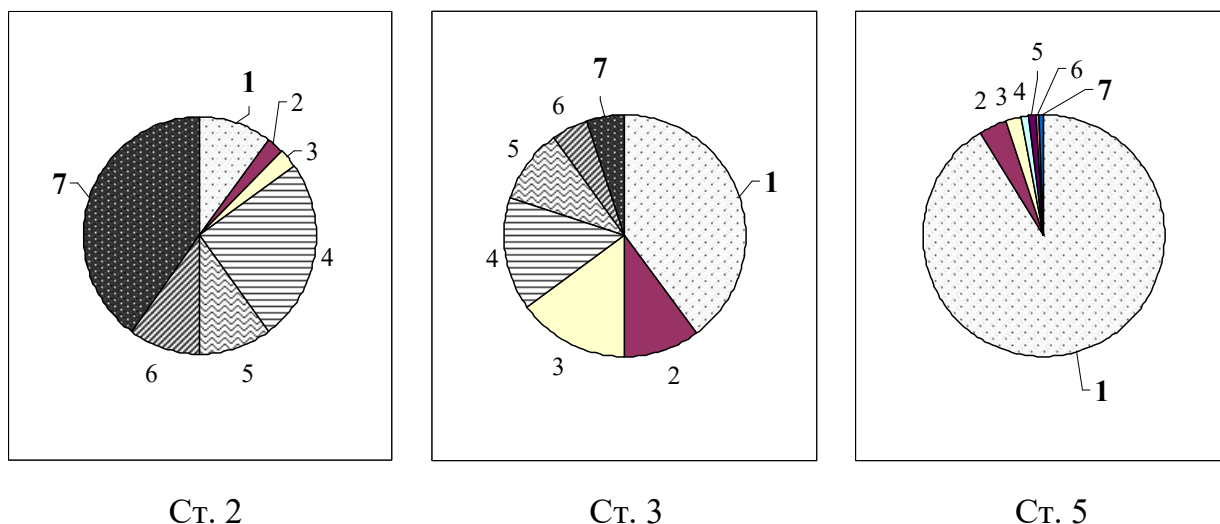


Рис. 4.6. Доля (%) повреждения поверхности раковин *Theodoxus fluviatilis* L. в р. Днестр. Степень повреждения раковины моллюсков: 1 – целая, 2 – 25%, 3 – 30, 4 – 50, 5 – 66, 6 – 75, 7 – 100%.

Риск деградации группировок фитопланктона (НВРНПЛ). Сброс воды Днестровской ГЭС осуществляется из глубинных, бедных планктоном слоев водохранилища. Ниже плотины буферного водохранилища у с. Нагоряны количественное развитие фитопланктона несколько интенсифицируются по сравнению с уровнем в буферном водохранилище, но показатели численности остаются низкими. У г. Могилев-Подольский наблюдаются максимально зарегистрированные в Днестре показатели валовой первичной продукции 0,15–3,83 O₂/л сут [218]. Отмечены аномальные «цветения» воды в зимний период за счет значительного придонного роста нитчатых водорослей, вызванные уменьшением мутности и увеличением температуры воды по сравнению с природной. Исследования фитопланктона [223] показали, что по мере удаления от плотины буферного водохранилища увеличивается как количество видов, так и количественные показатели фитопланктона, численность которого у г. Ямполь увеличивается в 5,4, а биомасса – в 10,1 раза.

На основании исследований фитопланктона можно сделать вывод, что под влиянием холодных сбросных вод происходит деградация группировок фитопланктона (НВРНПЛ), а риск можно считать осуществившимся.

Риск деградации группировок донной фауны (HBSF). В бентосе увеличилась доля олигохет и личинок хирономид, появился новый для Среднего Днестра вид моллюска *Dreissena bugensis*, который становится доминантным и распространяется вниз по реке [223]. Применение индекса TBI показало ухудшение качества среды от категории 4 «слабо загрязненные» (TBI = 6) до категории 6 «грязные» воды (TBI = 3) на исследованном участке.

Существующий термический градиент в зоне влияния сбросов холодных вод не препятствует развитию моллюска *Th. fluviatilis*, но существенно снижает темпы увеличения их массы [22]. Отмеченные различия в структуре популяции *Th. fluviatilis* из разных мест обитания могут свидетельствовать о специфичности прохождения биологических циклов развития моллюсков. Значительное количество молодежи и яйцевых капсул на раковинах речной лунки в условиях естественных температур дает основание считать, что моллюски уже приступили к интенсивному размножению, чего практически не отмечено на участках с холодной водой. Также необходимо отметить действие другого значительного фактора работы агрегатов ГЭС – колебания уровня воды. Связанное с этим осушение моллюсков ведет к различной степени разрушения поверхности раковины вплоть до полного, чего никогда не наблюдается в естественных условиях [22]. Таким образом, риск деградации группировок донной фауны можно считать осуществившимся.

Риск деградации группировок высшей водной растительности (HBR) оценивался по снижению (или обогащению за счет вселенцев) богатства (количества видов или групп). До 1987 г. на участке Днестра от с. Наславча до г. Каменка было отмечено 5–7 видов макрофитов [218, 219, 221]. Через десять лет зарастание реки стало почти повсеместным, появились и массово расселились чужеродные виды, общее количество ВВР достигло 26. Поступление холодной воды в летнее время приводит к усилению процессов разложения макрофитов, что ведет к вторичному загрязнению воды органическими веществами и снижению количества в ней растворенного кислорода. В комплексе с увеличившейся

прозрачностью воды это вызывает массовое развитие (вплоть до «цветения») придонных нитчатых сине-зеленых водорослей.

Таким образом, произошла заметная смена группировок высшей водной растительности, а риск можно считать осуществившимся, что связано с перестройкой гидрологии реки и переходом реки от предгорного типа к водоему озерного типа и, местами, болоту. Современное обилие форм высшей водной растительности и высокую биомассу нитчатых водорослей следует считать тревожным знаком быстрых и необратимых изменений экосистемы р. Днестр [221, с. 55].

Риск деградации группировок ихтиофауны (НБФ). Исследования ихтиофауны Среднего Днестра показали значительные изменения под влиянием сброса холодных вод [220, 223, 226, 227, 237].

В Днестровском и буферном водохранилище изредка встречаются голавль, подуст, лещ, судак, окунь и несколько видов бычков. Неоднократно отмечена гибель молоди рыб при сбросе холодной воды из Днестровского водохранилища и изменении уровня воды. Снизилось воспроизводство рыб на участке реки ниже плотины буферного водохранилища. Здесь в весеннее-летний период встречаемость молоди крайне низка, скат молоди, как основной показатель эффективности нереста, сократился почти в 20 раз и из него выпали такие виды рыб как карп, лещ, белоглазка и др.; преобладают малоценные виды. Произошло снижение показателей темпов роста икры, роста рыб и их упитанности, особенно бентоядных видов, а также у белого толстолобика и ряда хищников – судака и жереха. Полностью прекратился нерест не только теплолюбивых видов рыб, нерест которых проходит при 15–22°C (стерлядь, усач, рыбец, лещ, сазан, серебристый карась, сом, вырезуб), но и холоднолюбивых, нерестящихся при температуре воды 4–10°C (жерех, белоглазка, окунь, судак, подуст).

Отрицательное влияние на ихтиофауну оказало массовое распространение в Днестре ельца (*Leuciscus leuciscus* L.), холоднолюбивого ранее немногочисленного вида, выедающего икру и личинок более ценных и охраняемых видов рыб. Нерест ельца проходит уже при температуре воды 5–8°C

когда большинство других видов рыб только приступают к нересту, этот вид уже активно нагуливается.

В 2004 г. году зарегистрировано массовое развитие колючки трехиглой (*Gasterosteus aculeatus* L.), ранее встречавшейся редко на среднем участке Днестра. Этот вид наносит значительный вред воспроизводству промысловых видов рыб и вызывает биопомехи при заборе воды для ГЭС [237].

Из изложенного следует, что поступление очень холодной и бедной кормовыми организмами воды из средних слоев Днестровского водохранилища, вызывает изменения возрастной структуры и видового состава ихтиофауны, задерживает нерест и развитие рыб ниже буферной плотины на 1,5–2,0 месяца, приводит к деградации группировок ихтиофауны (НВФ).

Таким образом, данные исследований различных группировок показывают, что влияние эксплуатации Днестровской ГЭС негативным образом отражается на экосистеме реки (табл. 4.3).

Таблица 4.3

Влияние сброса Днестровской ГЭС на экосистему Среднего Днестра

Индекс риска	Структура биологических группировок	
НВРНПЛ	Риск деградации группировки фитопланктона	По мере удаления от плотины увеличивается как количество видов, так и количественное развитие фитопланктона, численность у г. Ямполь увеличивается в 5,4, а биомасса – в 10,1 раза
НBSF	Риск деградации группировки донной фауны	Изменения размерно-массовой структуры популяції <i>Th. fluviatilis</i> L., увеличение доли олигохет и личинок хирономид, появление нового вида <i>Dreissena bugensis</i>
НВР	Риск деградации группировок высшей водной растительности	Русло зарастает высшей водной растительностью. Вторичное загрязнение органическими веществами, придонное цветение сине-зелеными водорослями
НВФ	Риск деградации группировки ихтиофауны	Изменение возрастной структуры, видового состава, задержка нереста и развития рыб

4.2. Структура группировок зообентоса в условиях влияния подогретых вод (на примере сброса Ровенской АЭС в р. Стырь).

Результаты сброса в реку стоков очистных сооружений с повышенным содержанием органических веществ и биогенных элементов широко известны. В отличие от них, последствия теплового загрязнения для биоты реки остаются малоизученными.

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. Многолетние исследования водоемов-охладителей и других водных объектов, вода которых используется для охлаждения агрегатов энергетических станций, не подтвердили первоначальных прогнозов о катастрофических последствиях теплового загрязнения, однако, многие факторы техногенного воздействия имеют весьма значительное негативное влияние на биотические процессы [238]. Есть работы, указывающие, что в реках, длительное время испытывающих воздействие подогретых вод, таксономический состав зообентоса обедняется, наблюдается преобладание личинок хирономид *Chironomus plumosus* L., биомасса «мягкого» зообентоса значительно снижается [239].

Во многих странах повышение температуры воды в результате сброса подогретых вод в водные объекты регламентируется. Летняя температура воды после сброса сточных вод не должна превышать более чем на 3°C по сравнению со среднемесячной температурой воды самого жаркого месяца года в пунктах хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования [239]. При использовании водных объектов для рыбохозяйственных целей температура воды может повышаться относительно естественной не более чем на 5°C. При изучении последствий воздействия повышенных температур для водоемов-охладителей было предложено выделять в летний период зоны с разной температурой подогрева: слабого – на 0,5–3,0°, умеренного – на 4,0–6,0° и сильного – более чем на 6,0°C [215]. В реках выделение зон осложняется тем, что процесс перемешивания вод, имеющих разную температуру, происходит постепенно и

зависит от многих факторов. Это значительно усложняет оценку влияния подогретых вод на биоту реки и зообентос, в частности, как широко используемую индикаторную группу.

Была проведена предварительная оценка риска деградации зообентоса в р. Стырь под влиянием сброса подогретых вод РАЭС [28].

Вода р. Стырь используется для подпитки системы охлаждения РАЭС, расположенной в среднем ее течении. Электростанция использует оборотную с градирнями систему охлаждения циркуляционной воды. Потери воды в системе охлаждения компенсируются закачкой воды из р. Стырь, в реку постоянно сбрасывается около 0,2 м³/с подогретой воды, температура которой в самый жаркий летний период может достигать 42°C [240].

Река Стырь на исследованном участке характеризуется незначительными глубинами, редко превышающими 2 м, высокими обрывистыми берегами. Грунты прибрежных участков представлены песками различной степени заиления локально с включениями глины и растительных остатков. Практически для всех участков реки характерна относительно высокая скорость течения (0,4–0,6 м/с), слабое отложение донных осадков, высокая мутность, низкая прозрачность воды (0,5 м по диску Секки) [241].

Температура в точке контроля (ст. 1) была 19,3°C, в точке сброса (ст. 3) – 34°C, в 30 м ниже по течению на правом берегу – 26,2°C, на левом берегу – 19,5°C, на ст. 6 – 21,0°C. Следует отметить, что значительного отличия в ионно-солевом составе воды реки на третьем участке относительно других исследованных станций не отмечено [241].

Вышележащие от сброса подогретых вод участки р. Стырь характеризовались более высоким количеством таксонов и групп, в точке сброса эти показатели снижались до 1 – отмечен один таксон (табл. 4.4). Ниже по течению (ст. 6) отмечено восстановление таксономического богатства зообентоса до контрольных значений. Изменение таксономического богатства зообентоса происходили в основном за счет личинок насекомых, в частности ручейников и поденок, которые являются индикаторами загрязнения. Подобным образом

изменялись и показатели разнообразия и обилия зообентоса. На ст. 1 достаточно высокую общую биомассу определяли двустворчатые моллюски сем. Cycladidae (52,3% общей). Ниже по течению моллюски этого семейства, а также брюхоногие моллюски *Lithoglyphus naticoides* С. Pfeiff. были обнаружены лишь на ст. 6. Доля моллюсков в общей биомассе составила здесь 72,4%.

Таблица 4.4

Структурные характеристики зообентоса р. Стырь на исследованном участке

Станции	N _{SP}	N _{GR}	Индекс Шенона			N	B	B _S
			H _{такс}	H _N	H _B			
Ст. 1, выше сброса РАЭС, правый берег	24	9	2,72	3,62	1,86	4700	61,24	29,21
Ст. 2, выше сброса РАЭС, левый берег	21	8	2,65	3,25	2,34	6600	11,98	11,98
Ст. 3, сброс подогретых вод РАЭС, правый берег	1	1	0	0	0	1300	0,46	0,46
Ст. 4, 30 м ниже сброса РАЭС, правый берег	2	2	1,00	0,05	0,17	11700	0,37	0,37
Ст. 5, 30 м ниже сброса РАЭС, левый берег	11	4	1,69	2,18	1,72	2300	0,89	0,89
Ст. 6, 7 км ниже сброса РАЭС, правый берег	26	12	2,98	3,43	1,85	20400	32,74	9,04
Ст. 7, около 15 км ниже сброса РАЭС, правый берег	5	3	1,52	0,36	1,23	4333	0,42	0,42
Ст. 8 около 15 км ниже сброса РАЭС, левый берег	6	3	1,46	2,28	0,85	933	0,90	0,90

Примечание. N_{SP} – количество таксонов; N_{GR} – количество таксономических групп; H_{такс} – разнообразие таксонов в группах, бит/таксон; H_N – разнообразие по численности, бит/экз.; H_B – разнообразие по биомассе, бит/г; N – общая численность зообентоса, экз/м²; B – общая биомасса зообентоса, г/м²; B_S – биомасса «мягкого» зообентоса, г/м².

Следует отметить, что на правобережном участке, подверженном воздействию сбросных вод, основными обитателями зообентоса были олигохеты

Propappus volki Michaelsen (11633 экз/м², 0,37 г/м²), их численность была самой высокой среди всех прибрежных участков. Этот вид считается показателем чистых вод (олигосапроб).

Структурные характеристики зообентоса указывают на значительное угнетение донных группировок беспозвоночных на станциях расположенных вблизи сброса подогретых вод РАЭС. Характер сбросов (термическое загрязнение) не позволяет напрямую применить Методику... [9] для оценки риска деградации зообентоса. В качестве индикаторов риска, как правило, используют различные биотические (ТБИ, ЕБИ, ВБИ и др.) и/или сапробиологические индексы. Сапробиологические и большинство биотических индексов изначально были разработаны для индикации органического загрязнения и в данном случае не применимы. Ярким примером является доминирование олигосапробного вида *Propappus volki*, в зоне непосредственного влияния теплового сброса.

Поэтому в качестве индикаторов риска нами предложено использовать количество таксономических групп зообентоса. Возможные значения количества таксономических групп зообентоса были сопоставлены с экологической классификацией качества поверхностных вод суши [2] по аналогии с градациями значений биотического индекса ТБИ изложенными в Методике... [9]. Критерием перехода качества среды к категории «грязная вода» предложено считать снижение количества таксономических групп до 4 и менее.

При таком подходе вода на контрольных станциях (ст. 1 и 2) соответствует категории качества воды «чистая» и «достаточно чистая» (соответственно 9 и 8 таксономических групп). Воды ст. 3, испытывающей термическое загрязнение (обнаружена лишь 1 группа), соответствуют категории «очень грязная» (рис. 4.7). Ситуация на ст. 4 и 5 является результатом процесса смешивания разнотемпературных водных масс, и исходя из этого количество групп в бентосе возле правого берега составило 2 («очень грязная»), а возле противоположного от сброса левого берега – 4 («умеренно загрязненная»). При продвижении вниз по течению, происходит восстановление количества групп зообентоса до 12 (категория «очень чистая вода»).

Ниже по течению, на ст. 7 и 8 после поступления в р. Стырь сброса с очистных сооружений вновь происходит снижение количества групп до 3 (категория 6 «грязная» вода).

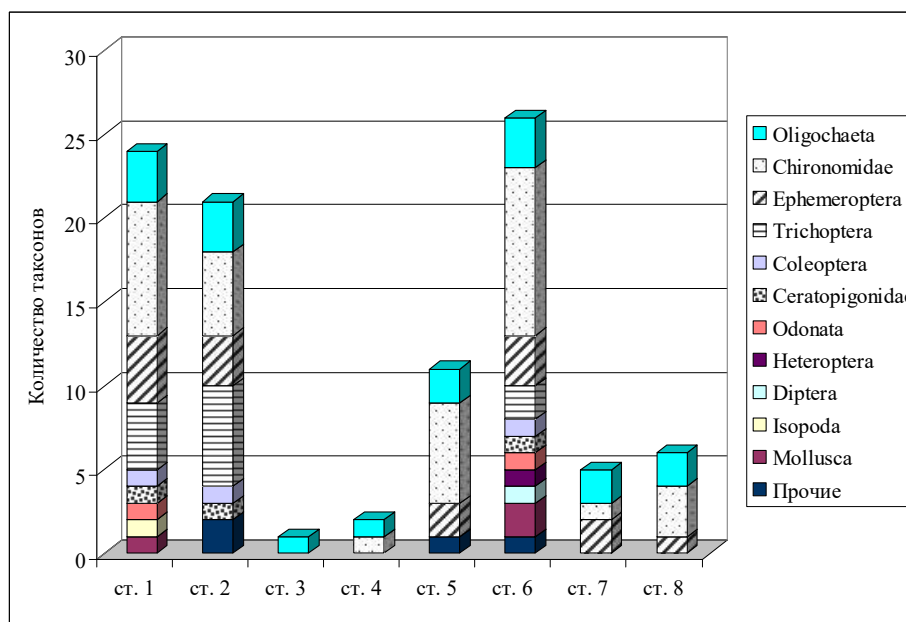


Рис. 4.7. Структура группировок зообентоса р. Стырь в зоне влияния РАЭС.

На контрольных станциях риск составлял 0,11–0,15, а на станции сброса – был состоявшимся (рис. 4.7). На расстоянии 30 м от сброса величина риска зависела от силы воздействия фактора, возле левого, противоположного от сброса берега риск был 0,50, и в тоже время возле правого берега риск достигал высоких значений – 0,94. Ниже по течению в 7 км от сбросов риск был минимальным – 0,02 (рис. 4.8).

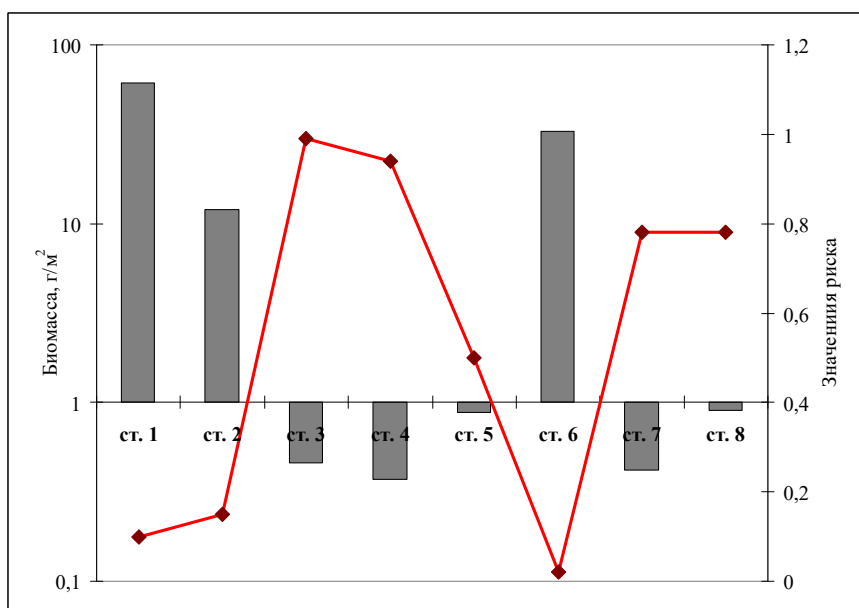


Рис. 4.8. Биомасса и риск деградации зообентоса под влиянием подогретых сбросов РАЭС.

Таким образом, предварительная оценка экологических рисков возникающих в р. Стырь под воздействием сброса подогретых вод Ровенской АЭС указывает на высокую вероятность деградации зообентоса вблизи от источника загрязнения.

ГЛАВА 5

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РИСКИ ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ БИОТИЧЕСКИХ
ФАКТОРОВ (НА ПРИМЕРЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ НАЦИОНАЛЬНОГО
ПРИРОДНОГО ПАРКА «ПРИПЯТЬ-СТОХОД»)

На основе литературных данных [12–14] и собственных исследований на реках были определены основные кризисные участки, на которых периодически происходят массовые заморы рыбы. Заморы являются индикатором неблагоприятных условий во всей экосистеме. Одним из таких участков является отрезок р. Припяти в пределах НПП «Припять-Стоход» между с. Ветлы и оз. Любязь. По гидрохимическим показателям и уровню деградации биотических группировок была проведена оценка экологических рисков загрязнения вод верхней Припяти.

Мозаичность и специфика зарастания изученного участка указывают на наличие источников эвтрофирования. Детальный анализ ландшафта и особенностей зарастания высшей водной растительностью (ВВР) позволил предположить, что набором точечных источников загрязнения может служить сеть мелиоративных каналов. В этом случае наиболее уязвимыми будут экосистемы русла, испытывающие такое влияние.

Ранее нами были проведены гидрохимические и гидробиологические исследования р. Припяти, на основании которых проведена оценка экологического состояния водных объектов и их биологического качества [14]. Установлено, что заморы в исследуемом регионе случаются довольно часто. Один из них наблюдали в июле 2012 г., ставший причиной массовой гибели рыб, когда в русле Припяти содержание растворенного кислорода снизилось до 1,2–2,4 мг O_2 /дм³, что соответствует классу воды «очень грязная».

Другая установленная угроза связана с чрезмерным зарастанием русла реки макрофитами (фото 5.1).



Фото 5.1. Заращение русла р. Припять высшей водной растительностью.

Исследования включали гидроэкологическое обследование, сбор и анализ гидробиологических и гидрохимических проб (2010–2012 гг.) на таких водных объектах НПП «Припять-Стоход»: русло Припяти выше канала, канал, 30 и 200 м по течению ниже канала, 500 м р. Цир, в месте впадения р. Цир, 50 м, 350 м и 3 км ниже устья р. Цир. Также пробы отбирали в зарослях телореза в русле р. Припять и в заливе. В качестве контроля выбраны две русловые станции р. Припять, расположенные соответственно в районе с. Ветлы и выше впадения каналов и р. Цир.

Были определены фоновые абиотические характеристики (содержание растворенного кислорода, pH, температура воды, прозрачность, цветность, скорость течения и содержание минеральных форм азота и фосфора, железа, органических веществ (табл. 5.1).

Вода р. Припять на исследованном участке имела невысокую минерализацию (387,3 мг/м³). Содержание соединений азота и фосфора были на среднем уровне, а ПО и БО достигала высоких значений, что свидетельствует о достаточно высоком уровне органических веществ.

Таблица 5.1

**Некоторые гидрохимические показатели воды исследованного участка
р. Припять (по [13])**

Участки	NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	NO ₂ ⁻ , мг N/дм ³	NO ₃ ⁻ , мг N/дм ³	PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	ПО	БО	Fe _{общ} , мг/дм ³
					мг O/дм ³		
р. Припять, верховье	0,37	0,01	0,31	0,040	25,1	59,8	1,80
р. Цир	0,30	0,009	0,48	0,061	34,2	85,4	1,40
Канал	0,13	0,0	0,21	0,090	26,1	64,1	0,46

Для оценки экологических рисков деградации фитопланктона были проанализированы структурные показатели группировок (видовой состав, численность и биомасса, индексы сапробности и разнообразие). Установлено, что русловой фитопланктон р. Припять до впадения р. Цир характеризовался преимущественно однородностью показателей развития. Дискретный характер структуры группировок отмечен на русловых участках, которые интенсивно зарастают макрофитами, что определяет снижение скорости течения, ухудшение кислородного режима. Так, в местах соединения с каналом, в районе устьевого участка р. Цир и, особенно, ниже впадения этого притока складываются условия для массового развития эвгленовых и синезеленых водорослей – показателей застойных явлений.

Эвгленовые водоросли, и особенно, представители рода *Trachelomonas*, хорошо развиваются в водоемах с темно-бурой гумифицированной водой, богатой железом, тогда как развитие других водорослей под действием этого фактора подавляется. Способность эвгленовых водорослей, типичных представителей водоемов Украинского Полесья, к миксотрофному или сапрофитному питанию позволяет им активно участвовать в процессах самоочищения водоемов от органического загрязнения.

Развитие синезеленых водорослей, принадлежащих к родам *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* – может приводить к «цветению» водоемов. Температурный режим не только обуславливает развитие синезеленых

водорослей, но и значительно влияет на их физиологические процессы (фотосинтез, выделение и поглощение кислорода, темпы продуцирования органического вещества и т.д.) [14, 242].

Анализ таксономической структуры фитопланктонных группировок в местах зарастания макрофитами показал перестройку доминирующих комплексов с участием синезеленых и эвгленовых водорослей и свидетельствует о застойных явлениях в русле Припяти, усилении эвтрофикации реки.

Изменения происходили и в структуре зообентоса, так таксономическое и групповое богатство на участке затора было минимальным, увеличиваясь вниз по течению (рис. 5.1).

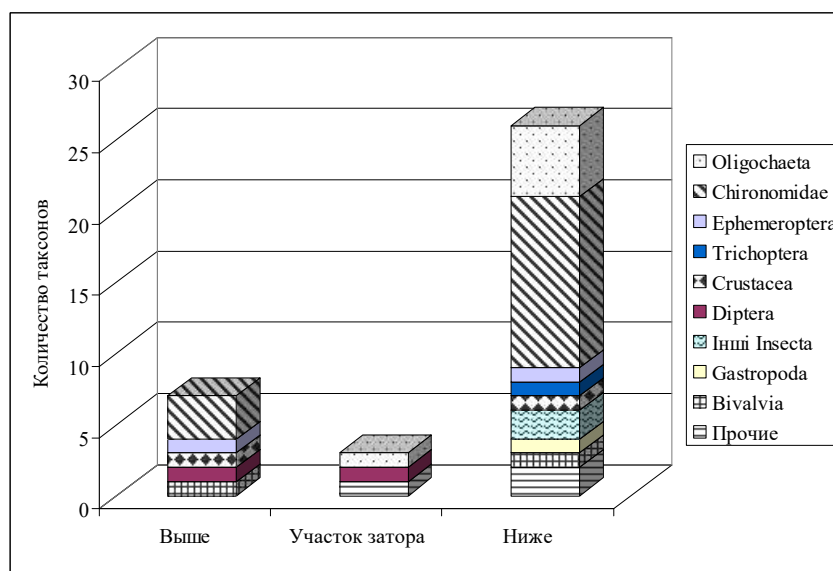


Рис. 5.1. Таксономический состав зообентоса в р. Припять в точке образования затора из высшей водной растительности.

Исходя из гидрохимических показателей и состояния биоты, было высказано предположение о высокой вероятности риска замора, связанного с развитием ВВР. Основной причиной последнего, вероятно, является поступление из поймы в русло реки органических и минеральных веществ, что способствует значительному развитию ВВР в русле вплоть до полного зарастания всего сечения с образованием заторов.

Для исследованного участка р. Припяти была проведена типизация и количественный анализ экологических рисков согласно [9]. Оценка экологических рисков включала два уровня: проверочную оценку и предварительную количественную оценку. На уровне проверочной оценки для каждой станции (экосистемы) определяли, есть ли риск ее неблагоприятных изменений.

Следующим шагом была предварительная количественная оценка вероятности различных видов экологических рисков. Каждый уровень включал четыре компонента: характеристику рецепторов, оценку воздействий, идентификацию экологических рисков, оценку вероятности и размеров рисков.

Предварительная количественная оценка проводилась на основании значений индикатора риска и амплитуды его варьирования. Для каждого из индикаторов было установлено критическое значение, выход за пределы которого указывал на то, что риск реализован. В качестве критических для гидрохимических показателей были приняты значения градаций, указывающие на переход качества воды к классу IV («грязная») [1], для биотических компонентов использовали биотические индексы. Так, для фитофильной макрофауны был применен *Phytophilous Fauna Index (PhFI)* [243], для ВВР учитывали количественное развитие – площадь проективного покрытия. Функцией нормированного нормального распределения оценивали вероятность того, что значение индикатора риска превысит критический порог или не достигнет его. Общую вероятность возникновения рисков оценивали по соединениям азота и фосфора (нитраты, нитриты, аммонийные ионы, фосфаты) и по содержанию органических веществ (перманганатная и бихроматная окисляемость) рассчитывали по формуле произведения вероятностей. При расчетах применяли математический аппарат, представленный в работе [9].

Следует отметить, что предварительные количественные оценки риска являются ориентировочными. Точные и статистически достоверные оценки рисков возможны на третьем уровне (детальная оценка экологического риска) в тех случаях, когда для каждой исследуемой станции есть возможность собрать

массив информации, достаточный для построения прогностической модели экосистемы.

На проверочном уровне оценки степень реальности каждого типа экологического риска оценен экспертным путем по трем градациям: очень высокая – средняя – низкая. Аналогично проведена оценка размеров ущерба от экологического риска с отнесением последствий каждого типа к одной из трех градаций: крайне нежелательные – нежелательные – малозначительные (табл. 5.2).

Таблица 5.2

Оценка размеров ущерба от экологического риска

Тип экологического риска	Степень реальности	Оценка размеров последствий
Риск деградации луговой растительности первой пойменной террасы	средняя	нежелательные
Риск загрязнения речной воды	очень высокая	крайне нежелательные
Риск возникновения замора	очень высокая	крайне нежелательные
Риск возникновения заторов русла из-за скопления макрофитов	очень высокая	крайне нежелательные
Риск загрязнения донных отложений	очень высокая	крайне нежелательные
Риск деградации группировок зообентоса	высокая	нежелательные
Риск деградации группировок фитофильных макробеспозвоночных	высокая	нежелательные
Риск деградации рыбных группировок	очень высокая	крайне нежелательны
Риск деградации группировок фитопланктона	низкая	Малозначительные
Риск деградации группировок высшей водной растительности	низкая	Малозначительные
Риск деградации группировок зоопланктона	низкая	Малозначительные

На основании степени реальности и оценки размеров среди приведенных выше рисков были выделены такие, для которых рекомендована предварительная количественная оценка. Объем проведенных исследований позволил выполнить предварительные количественные оценки:

- риска загрязнения речной воды;
- риска загрязнения донных отложений;

- риска возникновения замора;
- риска возникновения заторов русла из-за скопления макрофитов;
- риска деградации фитофильных группировок макробеспозвоночных.

Анализ структурных показателей фитопланктона показал отсутствие экологических рисков на исследованных участках Верхней Припяти. Риски по гидрохимическим показателям были высокими. Наибольшие значения имели вероятности загрязнения воды органическими веществами и критического снижения содержания кислорода (рис. 5.2). На всех исследованных станциях вероятность возникновения явлений замора, обусловленных низким содержанием кислорода, была высокой (99% для большинства станций).

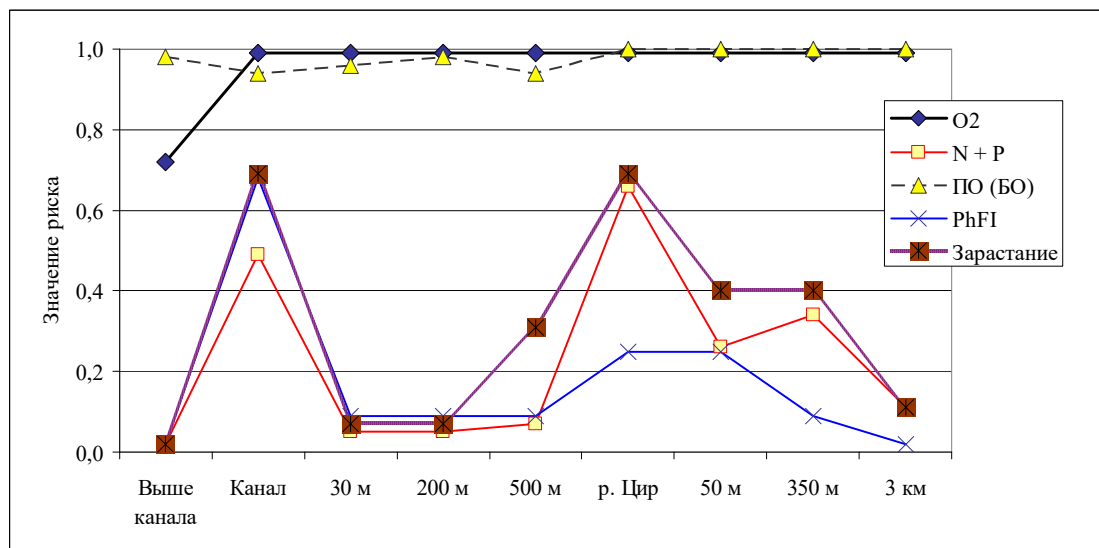


Рис. 5.2. Экологические риски от заторов высшей водной растительностью в бассейне р. Припять, лето 2012 г.

Вероятность загрязнения воды соединениями азота (аммонийный, нитритный, нитратный) и фосфора на большинстве станций невысока, наибольшие значения отмечены у канале и устье р. Цир (соответственно 0,49% и 0,66%). После впадения р. Цир вероятность загрязнения вод Припяти соединениями азота и фосфора возрастала до 34% (на расстоянии 350 м от устья), но уже через 3 км она снижалась до 11%.

Риск деградации группировок фитофильных макробеспозвоночных в русле Припяти в районе с. Ветлы был очень низким – 2%. На нижерасположенном участке вероятность возрастала до 9–25%, а в устье р. Цир она составляла 25%.

Вероятность сплошного зарастания всего сечения реки с образованием заторов из погруженных ВВР и растений с плавающими листьями была низкой (2%) в русле Припяти в районе с. Ветлы. На других станциях высокими значениями (69%) выделялись мелиоративный канал и р. Цир, ниже впадения которых показатели вероятности в основном русле росли, соответственно до 9 и 25%. Высокая вероятность риска в русле канала обусловлена значительным развитием телореза, который также массово развивается и в русле Припяти, где вместе с ним в большом количестве встречаются рдест и роголистник. Высокая вероятность риска в русле р. Цир обусловлена значительным развитием ряски и роголистника.

Отдельно рассматривали ситуацию, которая возникает в середине зарослей телореза в русле Припяти. В этом случае вероятность загрязнения реки неорганическими соединениями азота и фосфора и органическими веществами очень высокая (89–100%), а риск снижения содержания кислорода достигает катастрофических величин – 99%.

Осенью риск загрязнения воды соединениями азота и фосфора существенно снижался (до 0–6%) и лишь в мелиоративном канале и р. Цир составлял соответственно 30 и 6%.

Вероятности загрязнения воды органическими веществами оставались очень высокими (93–100%). Риск сплошного зарастания всего сечения реки с образованием заторов для русла реки Припять снижался, а для русла канала и притока Цир, наоборот, увеличивается. Если в канале рост связан с существенным снижением уровня воды и соответственно увеличением массы погруженной растительности, то в нижнем течении р. Цир причины другие. Здесь продолжал происходить сток ряски, а попадание в русло воздушно-водной растительности способствовало образованию больших по площади заторов. Образование плотных, значительных по площади зарослей высшей водной растительности в

данном случае способствовало угрозе замора. Так, по гидрохимическим показателям риск того, что вода в зарослях телореза будет загрязнена хотя бы по одному из них очень высока (89–100%), риск достижения критических концентраций кислорода также близок к 100%, а принимая во внимание значительные площади таких зарослей на данном участке Припяти создаются условия для высоких вероятностей замора.

Динамика значений рисков по станциям по течению реки позволяет подтвердить роль дренажных вод в их возникновении: притоки и старые русла мелиоративных каналов могут выступать в качестве точечных источников загрязнения, хотя такое влияние концентрировано и приглушенно проявляется на фоне диффузного загрязнения дренажными водами в течение года, особенно во время наводнений.

ГЛАВА 6

РЕЗУЛЬТАТЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕК УКРАИНЫ И РЕКОМЕНДАЦИИ ПО ИХ СНИЖЕНИЮ**6.1. Результаты определения экологических рисков загрязнения рек Украины.**

Анализ современных методических и практических подходов к оценке состояния водных объектов показал, что метод экологических рисков особенно эффективен, дает количественное представление об изменениях в водных экосистемах в результате влияния антропогенных и биотических факторов. Методика оценки экологических рисков может быть использована для расчетов влияния ненормированных источников загрязнений, в том числе термического и биотического.

Под влиянием антропогенных загрязнений происходят изменения термических, гидрохимических, гидродинамических условий, а также изменения в структуре сообществ гидробионтов: снижение видового богатства, полное исчезновение из состава зообентоса чувствительных видов, увеличение показателей обилия устойчивых к загрязнениям групп.

Исследование абиотических и биотических составляющих состояния рек Украины с разной антропогенной нагрузкой показало их рискованное состояние, в частности, по гидрохимическим характеристикам, накоплению биогенных веществ, состоянию сообществ донной фауны (табл. 6.1).

Расчет экологических рисков для точечного и диффузного химического, термического воздействия имеют высокую степень реальности в исследованных реках и являются крайне нежелательными. Степень антропогенного влияния и вероятность риска зависят от типа водного объекта. Параметры экосистем возвращаются к значениям контроля через расстояние от сотен метров до 3–10 км во всех случаях, кроме сброса холодных вод Днестровской ГЭС (более 130 км).

Таблица 6.1

Результаты определения экологических рисков загрязнения рек Украины

Водный объект, источник риска (загрязнения)		Экологический риск				
		Контроль	Сброс	500 м	1 км	Расстояние, на котором риск равен контролю
Р. Десна, «Чернигов-водоканал»	Б	0,16	0,84	0,69	0,16	1,0 км (0,16)
	Х	1,00	1,00	0,99	0,83	7,2 км (0,40)
Р. Горынь, Устя, «Ровноазот»	Б	0,07	0,99	0,68	0,11	4,8 км (0,07)
	Х	0,76	1,00	0,99	0,99	4,8 км (0,94)
Р. Днепр, г. Херсон, «Водоканал»	Б	0,86	1,00	0,97	0,98	3,4 км (0,80)
Р. Днестр, ГЭС-1, ГЭС-2	Б	0,66	1,00	1,00	1,00	130 км (0,70)
р. Стырь, РАЭС	Б	0,13	0,99	–	–	7 км (0,02)
р. Припять, НПП «Припять-Стоход»	Б	0,02	0,69	0,31	–	3 км (0,11)
	Х	0,72	0,99	0,99	0,99	–

Примечание. Б – по биотическим, Х – по гидрохимическим показателям; в скобках – значения риска.

6.2. Прогноз применения биоплато для доочистки сточных вод г. Чернигова.

Как указывалось выше, основным загрязнителем речных вод в г. Чернигов является коммунальное предприятие (КП) «Черниговводоканал», сбрасывающее в нижнее течение р. Билоус (приток р. Десна) недостаточно очищенные стоки городской канализации. Проектная мощность очистных сооружений – 94 тыс. м³/сутки, фактическая – 50 тыс. м³/сутки, 93% из которых недостаточно очищенные. Концентрация в стоках загрязняющих веществ (аммонийные ионы, фосфаты, железо общее, органические вещества по БПК₅ и ХПК) постоянно превышают ПДК. Так, в 2011 г. зафиксировано 17,7 млн. м³ недостаточно очищенных стоков с превышением ПДК [244].

Доочистка сбросов «Черниговводоканала» до нормативных показателей представляет собой первоочередную задачу в деле охраны природных вод региона и соблюдения экологического законодательства Украины [245].

В существующих очистных сооружениях «Черниговводоканала» стоки перед сбросом в р. Билоус проходят систему биопрудов для доочистки. На сегодняшний день пруды не функционируют нормативно, неконтролируемо

зарастают, перегружены иловыми отложениями, периодически возникают ситуации вторичного загрязнения.

Вода, поступающая в биопруды, имеет повышенное содержание биогенных и взвешенных веществ. Как известно [246, 247], эффективным методом доочистки такого состава сточных вод может быть биоплато, в котором используются природные особенности высшей водной растительности осаждают взвешенные вещества, накапливают биогенные элементы, тяжелые металлы, радиоактивные, токсичные, органические вещества, а также обогащают воду кислородом, имея при этом низкую себестоимость.

Биоплато позволит переводить повышенные концентрации биогенов в биомассу макрофитов, а также будет интенсифицировать процессы деструкции органического вещества, что снизит заиливание биопрудов и, в целом, исключит возможность вторичного загрязнения. Учитывая объемы стока «Черниговводоканала» и особенности ландшафта, из всего многообразия известных сегодня в мировой практике конструкций биоплато рационально использовать поверхностный тип, как наиболее простой в устройстве и легкий в уходе. В приустьевой части р. Билоус есть достаточно свободного пространства с естественным склоном в сторону Десны. В биоплато предложено использовать воздушно-водную растительность: тростник и рогоз – это обычные виды для данного региона. Для определения параметров прудов были использованы обобщения публикаций [246, 247 и др.]. По нашим расчетам, сооружение биоплато на площадях, занимаемых биопрудами КП, позволит добиться снижения концентраций загрязняющих веществ до уровня ПДС.

Было предложено использовать систему из 3 прудов. Первым могут стать существующие пруды очистных сооружений КП, в которых будет происходить в основном осаждение взвешенных веществ. Второй и третий пруд предлагается создать путем реконструкции существующих. Хотя эффективность такой системы, рассчитанная на единицу площади несколько ниже, но надежность значительно выше. Летом и осенью при наибольшей эффективности биоплато

попеременно можно выводить один из прудов для чистки, текущего ремонта, удаления ила.

К возможным сложным моментам работы биоплато надо отнести необходимость периодического изъятия излишней биомассы растений и расчистку дна от наносов. Собранная биомасса может быть использована для строительства, производства корма для сельскохозяйственных животных, получения биотоплива, удобрения.

Исходя из предлагаемых параметров биоплато, мы провели оценку экологических рисков в случае его постройки для доочистки сбрасываемых вод «Черниговодоканала» (табл. 6.2).

Таблица 6.2

Оценка экологических рисков деградации экосистем р. Билоус

Тип экологического риска	Реальная ситуация	После постройки биоплато
Риск загрязнения речных вод	Очень высокая	Средняя
Риск загрязнения донных отложений	Очень высокая	Средняя
Риск деградации группировок зообентоса	Высокая	Средняя
Риск деградации фитофильных группировок макробеспозвоночных	Высокая	Низкая
Риск деградации рыбных группировок	Высокая	Средняя
Риск деградации группировок фитопланктона	Средняя	Низкая
Риск деградации группировок высшей водной растительности	Средняя	Низкая
Риск деградации группировок зоопланктона	Средняя	Низкая
Риск деградации группировок птиц, которые проводят гнездование в пойме и террасах рек	Низкая	Низкая

Таким образом, одним из возможных методов доочистки сточных вод является сооружение биоплато на основе существующих биопрудов очистных сооружений коммунального предприятия «Черниговводоканал». При предлагаемых параметрах ожидается снижение концентраций биогенных

элементов и взвешенных веществ до нормативных показателей, что существенно снизит экологические риски для экосистем р. Билоус.

6.3. Рекомендации по снижению негативного влияния на биоту сбросов холодной воды Днестровской ГЭС.

Входные (водозаборные) отверстия турбин Днестровской ГЭС-1 расположены гораздо ниже термоклина водохранилища [248], что и определяет температуру всей массы сбрасываемой воды по руслу реки от плотины Днестровского водохранилища до верховья Дубоссарского (рис. 6.1).

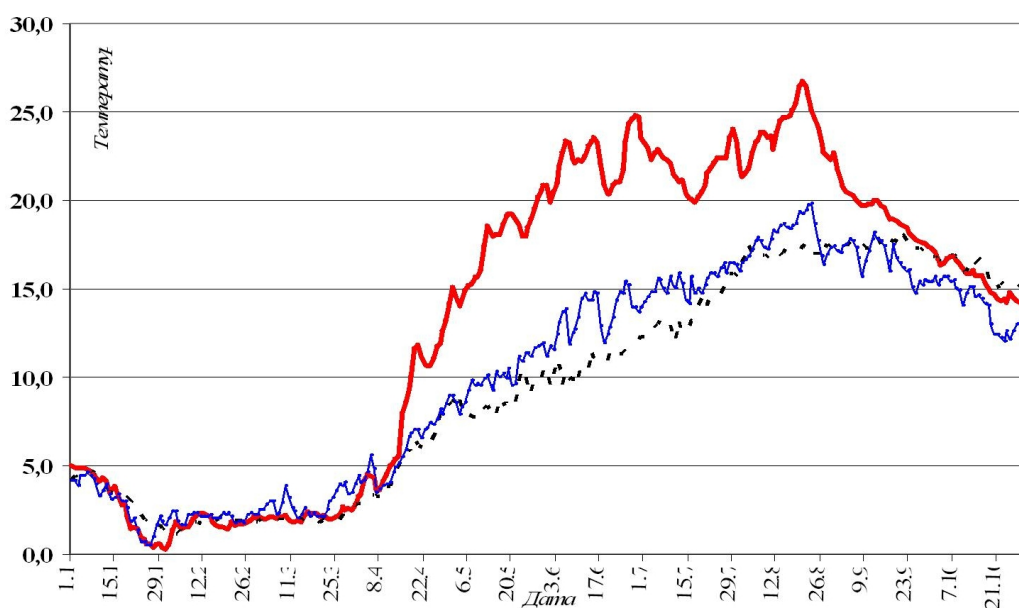


Рис. 6.1. Годовая изотерма воды в Днестровском вдхр. (жирная линия), нижнем бьефе буферного вдхр. (пунктир) и у г. Могилев-Подольский (тонкая линия).

В буферном водохранилище объемом 36,71 млн. м³ прогрев воды не происходит по причине отсутствия мелководий. Ситуация практически не изменилась и с введением в эксплуатацию ГАЭС с верхним водохранилищем объемом 3,30 млн. м³. В нем, как и в буферном, также практически нет мелководных участков, берег резко опускается на глубины более 2 м (рис. 6.2, по [249]).

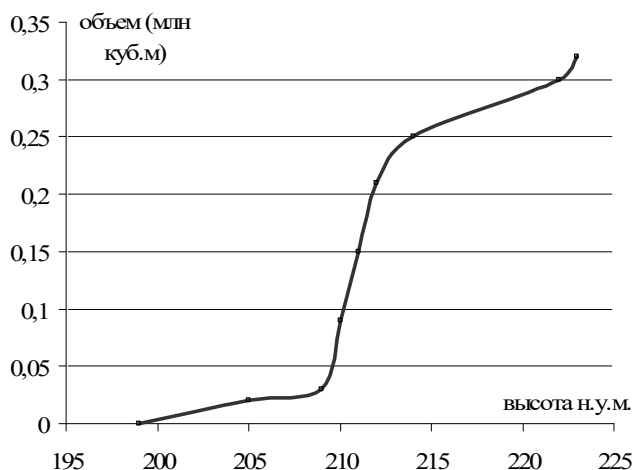


Рис. 6.2. График зависимости глубины и объема верхнего водохранилища Днестровской ГАЭС.

Для решения этой проблемы мы предлагаем следующее: строительство перед водозаборным отверстием Днестровской ГЭС-1 шахты для сброса воды с верхних горизонтов. Шахта представляет собой сборную конструкцию многоярусного водосброса, состоящую из железобетонных секций, установленных друг на друга. Горизонтальное сечение П-образное, четвертой стеной служит сама дамба. Это должно обеспечить легкость эксплуатации и ремонта или замены секций. Основа шахты опирается на сваи, установленные в 3–5 м от плотины. Долина реки у основания здания ГЭС сложена кристаллическими породами архея (граниты и пегматиты) [248], которые обеспечат вертикальную устойчивость сооружения и не повлияют на саму плотину. Для придания горизонтальной устойчивости шахту необходимо крепить к стене плотины.

Размеры сооружения должны быть достаточными для потока без аэрации, высокой степени турбулентности и сильной кавитации.

При сработке уровня водохранилища необходимо будет поднять секцию для обеспечения безнапорного равномерного течения воды к агрегатам. Во избежание волновых (до 6 м глубины) и ледовых явлений также возможно регулировать

глубину забора воды поднятием секций. Предполагается сезонная (с апреля по октябрь) регулировка уровня, т.е. в период, когда необходима природная «теплая» температура воды (см. рис. 6.1).

Трансграничный участок среднего Днестра от плотины Днестровского водохранилища до южной границы (с. Вел. Косница) с Республикой Молдова испытывает наибольшее влияние переноса холодных вод и сбросов ливневых и коммунально-хозяйственных стоков [222].

Рассматривая холодные воды, как термическое загрязнение, следует констатировать, что их распространение достигает вершины Дубоссарского водохранилища и существенно влияет на биологию развития гидробионтов и рыб. Эти изменения влияют на биоту негативно, так как замедляется развитие организмов, многие рыбы не способны достичь половой зрелости и поэтому этот район потерял рыбохозяйственное значение. Интенсивное зарастание русла реки высшими водными растениями способствовало процессам его заиления. Процессы заиления и зарастания стали взаимосвязанными, то есть, они поддерживают друг друга. При этом, даже мощные паводки не способны нарушить их динамику. Если в предыдущие до зарегулирования Днестра десятилетия илонакопление проходило за счет отложений, в основном, минеральных частиц, то на современном этапе они биогенно-минерального происхождения.

Изменение температурного режима значительно уменьшило численность рыб-конкурентов. Появившись в большом количестве, трехиглая колюшка стала причиной помех в работе ГЭС-2, забивая водозаборные устройства [237]. Кроме того, она причиняет вред рыбному хозяйству региона.

Также, низкие летние температуры является причиной мезоклиматичних изменений на трансграничном участке среднего Днестра. Снижение негативного воздействия трансграничного переноса холодных вод и загрязнений на экологическую ситуацию и воспроизведение биологических ресурсов можно достичь путем комплексного подхода к решению этой проблемы.

Мероприятия по повышению температуры воды, проходящей через плотину, могут быть обеспечены путем перемещения более теплых водных масс в нижние участки водохранилища в районе размещения водозаборных устройств плотины, или путем переноса водозаборных устройств плотины на более высокий уровень.

Предварительный анализ возможных способов реализации этих мероприятий позволяет сделать вывод, что перенос водозаборных устройств плотины на более высокий уровень выглядит не очень привлекательным по ряду причин, одной из которых является тот факт, что колебания уровня воды в водохранилище могут достигать 18 м.

Для повышения температуры воды, проходящей через плотину, могут быть предложены некоторые способы перемещения теплых водных масс в зоне размещения водозаборных устройств и затворов турбин плотины ГЭС-1.

Воздушно-пузырьковые устройства (метод пузырькового экрана).
Искусственная дестратификация водоема с помощью воздушно-пузырьковых устройств широко известна. Принцип её действия и описание применения метода на практике содержатся в работах Дж. Шладова [250].

Метод применения воздушно-пузырьковых устройств для дестратификации водного объекта основан на принципе циркуляции водных масс, возникающих в результате направленного воздействия воздушных пузырьков. В условиях стратификации формирование циркулирующих водных потоков зависит от кинетической энергии воздушно-пузырькового устройства и потенциальной энергии стратифицированной водяной системы.

Максимальная эффективность воздушно-пузырькового устройства достигается тогда, когда кинетическая энергия поступающей струи воды является достаточной для того, чтобы достичь поверхности воды.

Рассматривая возможность использования воздушно-пузырькового устройства в Днестровском водохранилище, можно сделать следующие оценки относительно его размеров: исследованиями установлено, что равномерное перемешивание стратифицированных слоев воды приведет к увеличению

потенциальной энергии в объеме 25000 Дж/м^2 водяного столба. Объем 1 м^2 водяного столба составляет около 60 м^3 . Максимальный уровень расхода воды через плотину Днестровского водохранилища составляет около $800 \text{ м}^3/\text{с}$. Эффективность воздушно-пузырькового устройства составляет около 10% или меньше. Необходимый объем энергии для приведения в действие воздушно-пузырькового устройства составляет порядка 3 МВт ($10 \times 800 / 60 \times 25000 \text{ Дж/с}$).

Конфигурация воздушно-пузырькового устройства может выглядеть как «пузырьковый экран», установленный непосредственно поперек водохранилища перед плотиной, или как полукруглый экран, установленный перед системой затворов плотины.

Устройства механического перемешивания. В работах D.W.Toetz [251] и К.М.Робинсона с соавторами [252] были описаны случаи успешного применения пропеллеров. Осевой насос [253] используется для улучшения качества воды в озере Тексома (США, Альберта) для уменьшения термической стратификации. Пропеллер насоса был размещен в стратифицированном верхнем слое озера, что привело к значительному росту объема забора и попуску из верхнего слоя воды. Диаметр гребного винта насоса составлял 2,44 м (8 футов). Насос был установлен на плавающей платформе непосредственно над впускным каналом. Пропеллер установлен ниже поверхности воды на 1,7 м для перекачивания высокого качества воды эпилимниона до розетки. Параметры качества воды были проверены с и без прокачки в нескольких скоростях высвобождения для определения эффективности насоса. Максимальный коэффициент разбавления 32,5% был получен при соотношении скоростей 0,48. Максимальное наблюдаемое улучшение для мутности, содержания сульфидов, марганца, железа общего, фосфора, и аммиачного азота были соответственно 83, 68, 49, 21, 53 и 37%). В случае, если будет использоваться данный метод дестратификации, наиболее подходящей будет установка пропеллеров в виде полукруга.

Методы дестратификации часто используются для улучшения качества воды в водоемах [254]. Большинство исследований было сосредоточено на использовании пузырьков аэраторов. Однако, интересной альтернативой является

использование механических систем смешивания, состоящих из большого винта, погруженного в толщу воды. Лабораторное исследование такой системы было использовано для изучения эффективности преобразования энергии турбулентного потока в ламинарный, в зависимости от диаметра рабочего колеса, скорости вращения и от степени и типа стратификации. Результаты показали, что эффективность зависит от обобщенного числа Фруда с максимальным преобразованием энергии выше 12%. Прямой механизм был рассчитан математически в лабораторных условиях. Прототип был создан с помощью применения производных параметров масштабирования. Оценка затрат энергии, необходимой для приведения в действие пропеллеров, составляет порядка 3 МВт, то есть, практически соответствует уровню расходов для воздушно-пузырькового устройства.

Метод направления потока воды. В принципе, подобный эффект пропеллера, то есть, дестратификацию путем направленного поступления воды из верхнего слоя в водозаборные устройства плотины, можно обеспечить с помощью мощных направленных струй воды. По оценкам, энергозатраты будут достигать величины того же порядка.

Экран селективного забора воды. Описанные способы основаны на принципе дестратификации водяного столба перед водозаборными устройствами путем обеспечения направленного поступления воды из верхних слоев в водоприемники. Температура воды, сбрасываемой через плотину, практически не будет отличаться от средней температуры водяного столба. Было установлено, что диффузоры были гораздо более эффективны, чем механические смесители. Это исследование показало, что программа «DYRESM» может точно описать физические процессы в этом водоеме, если внешнее воздействие точно задано и применение пузыря рекомендуется для искусственной дестратификации в этом водоеме.

Влияние на температуру воды, сбрасываемой через плотину, значительно возрастет, если перед водозаборными устройствами плотины будет установлен экран селективного забора воды, обеспечивающий забор воды из верхнего слоя

водохранилища. Селективный забор воды из верхних слоев может быть обеспечен путем установки закрытого экрана вокруг плотины. Экран целесообразно установить таким образом, чтобы он стоял на дне, а высота его отвечала бы отметке уровня 100 м, то есть, ниже НПУ.

Забор воды, проходящей через экран, будет осуществляться селективно из слоев, расположенных выше борта экрана. С помощью экрана можно повысить температуру воды, сбрасываемой через плотину почти в два раза. Нам не известны подобные случаи использования экрана селективного забора воды для таких целей и, особенно, в таком большом масштабе. Однако, мы рекомендуем провести более детальный анализ применения устройства с учетом его высокой эффективности для повышения температуры воды, сбрасываемой через плотину.

Перед возможным введением указанных мероприятий рекомендуется осуществить более детальный анализ их целесообразности, эффективности и необходимых затрат энергии для работы воздушно-пузырьковой системы, которая является наиболее эффективным методом дестратификации, а также проанализировать эффективность и целесообразность установки экрана селективного забора воды.

Только интегрированный бассейновый подход к управлению может быть тем важным рычагом, который обеспечит улучшение экологической ситуации. Интегрированный подход задекларирован рядом межгосударственных соглашений. Разрабатывается Национальная программа экологического оздоровления бассейна Днестра, актуальным и необходимым остается создание новой редакции Правил эксплуатации Днестровских гидроузлов. Именно последний документ конкретизирует действия, направленные на оптимизацию путей использования и сохранения водных и биологических ресурсов и будет способствовать снижению техногенных нагрузок на водные экосистемы Днестра.

ВЫВОДЫ

1. Анализ современных методических и практических подходов к оценке состояния водных объектов показал, что расчет экологических рисков является наиболее эффективным методом, который дает количественное представление о вероятности изменений в водных экосистемах в результате воздействия антропогенных и биотических факторов, даже при ограниченном объеме натурных данных.
2. Структура группировок гидробионтов может выступать в качестве основного критерия при расчете экологических рисков. Наиболее показательными были:
 - в условиях действия точечных источников химического загрязнения и коммунальных стоков – структура группировок зообентоса (ТВИ, индекс сапробности) и планктонных группировок (уровень развития, индекс сапробности);
 - при диффузном загрязнении – структура донных группировок;
 - при термическом загрязнении – структура донных группировок и популяционные характеристики его массовых видов;
 - при снижении пропускной способности русла реки, вызванного массовым развитием высшей водной растительности – фитофильная фауна и рыбы.Кроме того, иногда есть необходимость использовать гидрохимические данные для расчетов экологических рисков.
3. Исследование биотических компонентов водных объектов Украины с разнотипной антропогенной нагрузкой (точечного, диффузного, химического, термического загрязнения) показывает, что их состояние на участке источника загрязнения находится в зоне крайне высокого риска, в частности, по показателям состояния группировок донной фауны риск составил: в р. Днепр около г. Херсон – 1,00; в р. Горынь – 0,99; в р. Стырь – 1,00; в р. Десна – 0,84; в р. Днестр – 1,00; в р. Припять – 0,87.
4. Расчеты экологических рисков указывают на высокую степень их реальности для исследованных водных объектов даже в точках контроля: в р. Днепр около

г. Херсон – 0,86; в р. Горынь – 0,76; в р. Стырь – 0,87; в р. Десна – 1,00; в р. Днестр – 0,66; в р. Припять – 0,72.

5. Значение риска зависит от типа водного объекта и обычно быстро снижается на определенном расстоянии от источника загрязнения в зависимости от разбавления и процессов самоочищения: в р. Днепр около г. Херсон это расстояние составило 3,4 км; в р. Горынь – 4,8; в р. Стырь – 3,2; в р. Десна – 1,0 км.
6. В случаях, когда источник загрязнения имеет большие объемы сброса по сравнению с затратами реки, снижение показателей экологического риска проходит медленно и наблюдается на очень большом расстоянии: в р. Днестр – более 120 км от сброса.
7. Методика оценки экологических рисков может быть использована для расчетов влияния ненормированных загрязнений, в частности, термического и биотического.
8. Несмотря на высокую резистентность к температуре и осушению, размерная структура популяции и состояние раковины брюхоногих моллюсков *Theodoxus fluviatilis*, могут быть репрезентативными индикаторами техногенного воздействия на биоту реки и отражать уровень экологических рисков.
9. Негативное влияние на водные объекты могут оказывать также и биотические факторы, в частности, зарастание русла высшей водной растительностью и образование заторов, что приводит к заморным явлениям. Значение экологического риска от зарастания русла в р. Припять снижается ниже по течению от затора на расстоянии 3 км.
10. Снижения экологических рисков можно достичь при применении биопозитивных решений: модернизации функционирования очистных сооружений, организации биоплато, оптимизации эксплуатации энергетических станций, изъятии лишней биомассы гидробионтов.

Список использованных литературных источников

- 1.Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [Текст] / В. Д. Романенко [та ін.] ; ред. В. Я. Шевчук. – К. : Символ-Т, 1998. – 28 с.
- 2.Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України [Текст] / В. Д. Романенко [та ін.]. – К. : [б. в.], 2001. – 47 с.
- 3.Водна Рамкова Директива ЕС 2000/60/ЕС (основні терміни та їх визначення). – К., 2006. – 240 с.
- 4.Директива СЭО 2001/42 ЕС. [The European Union. Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council on the Assesment of the Effects of Certain Plans and Programmes on the Environment. Rev. 3]. – 2001. – 32 p.
- 5.Соглашения по ассоциации между Украиной и ЕС. Режим доступа http://www.kmu.gov.ua/control/publish/article?art_id=247667894.
- 6.Інституційні аспекти управління процесом апроксимації законодавства України до права ЄС. Київ, 2013. Режим доступа <http://www.menr.gov.ua/media/files/adapt%20zakon/Institutional%20Aspects.pdf>.
- 7.Оцінка впливу на довкілля та участь громадськості: аналітичний порівняльний огляд європейського й українського законодавства та рекомендації щодо впровадження європейських стандартів в Україні. – Львів: ЕПЛ, 2013. – 96 с.
- 8.Распоряжение КМУ от 25 мая 2011 г. № 577-р «Национальный план действий по охране окружающей среды на 2011–2015 гг.». Режим доступа <http://www.zakon5.rada.gov.ua>.
- 9.Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты [Текст] / С. А. Афанасьев, М. Д. Гродзинский / Программа экологического оздоровления бассейна Днестра (Беларусь-Россия-Украина). – Киев: АйБи, 2004. – 59 с. : табл. – Библиогр.: с. 22. – ISBN 966-95538-5-7.

- 10.Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод [Текст] / О. М. Арсан О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.] ; за ред. В. Д. Романенко ; Інститут гідробіології НАН України. – К. : Логос, 2006. – 408 с.: рис. – ISBN 966-581-783-3.
- 11.Спосіб визначення екологічного стану водойм (Автор. свідоцтво) / Укр. Держ. Патент. 2008. – Ser. МПК (2009) G01N 33/18, № а200806287 від 27.10.2009 №12467/1 // Відомості ДДПВ, бюл. № 1.– 11.01.2010 р.
- 12.Управление трансграничным бассейном Днепра: суббассейн реки Припяти / Афанасьев С. А., Громова Ю. Ф., Летицкая Е. Н., Серeda Т. Н., Тищиков Г. М., Тищиков И. Г., Трылис В. В., Усов А. Е., Цыбульский А. И. [под ред. А.Г. Ободовского, А.П. Станкевича, С.А. Афанасьева]. – Киев: Кафедра, 2012. – 448 с.
- 13.Афанасьев С.О. Гідроекосистеми заповідних територій верхньої Прип'яті в умовах кліматичних змін : монографія / Афанасьев С. О., Летицька О. М., Трыліс В. В., Усов О. Є., Цибульський О. І. [за ред. В. Д. Романенка, С.О. Афанасьева та В.І. Осадчого]. – К.: Кафедра, 2013. – 228 с.
- 14.Управление трансграничным бассейном Днепра. Экологическое состояние трансграничного участка Днепра (Украина – Беларусь) и интеркалибрация результатов гидробиологической оценки / Афанасьев С. А., Громова Ю. Ф., Корнеев В. Н., Летицкая Е. Н., Оберемчук Т. В., Серeda Т. Н., Станкевич А. П., Титов К. С., Тищиков И. Г., Тищиков Г. М., Усов А. Е., Цыбульский А. И., Ярошевич А. Е. [под ред. Афанасьева С. А., Середы Т. Н. – Киев: Кафедра, 2015. – 116 с.
- 15.Шевцова Л.В. Распространение моллюсков *Theodoxus fluviatilis* L. В р. Днестр и влияние на их структурную организацию работы гидроузлов / Шевцова Л. В., Цыбульский А. И. // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 3. – С. 12–26.
- 16.Усов А. Е. Экологические риски, возникающие вследствие сброса загрязненных вод г. Чернигова / Усов А. Е., Афанасьев С. А., Гулейкова Л. В., Серeda Т. Н., Цыбульский А.И. // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 1. – С. 45–59.

- 17.Афанасьев С.А. Экологические риски, возникающие в малых реках от сбросных вод г. Ровно / Афанасьев С. А., Цыбульский А. И., Карпова Г. А., Набиванец Ю. Б. // Зб. наук. праць Донец. держ. ун-ту управління: Серія «Державне управління», т. 5, вип. 36, секція 2 «Екологічна та техногенна безпека». – Донецьк, 2004. – С. 10–21.
- 18.А.с. Укр. Держ. Патент. – Ser. МПК (2009) G01N 33/18 Спосіб визначення екологічного стану водойм / Афанасьев С. О., Усов А. Є., Цыбульский А.И., Шевцова Л.В. – № а200806287 заявл. 27. 10.2009 №12467/1. – опубл. 11.01.2010 р. Відомості ДДІВ, бюл. № 1.
- 19.Афанасьев С.А. Определение экологических рисков сброса загрязненных сточных вод города Херсон в р. Днепр по гидробиологическим показателям / Афанасьев С.А., Цыбульский А.И., Карпова Г.А., Набиванец Ю.Б. // Екологія і природокористування // Зб. наук. праць. – 2003. – Вип. 6. – С. 212–221.
- 20.Васенко О.Г. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України / Васенко О. Г., Поддашкін О. В., Рибалова О. В., Афанасьев С. О., Цибульський О. І. // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : Зб. наук. праць УкрНДІЕП. – 2010. – Вип. XXXII. – С. 75–90.
- 21.Цибульський О.І. Системний підхід до охорони природи Дніпровсько-Бузького регіону // Таврійський наук. вісник. – Зб. наук. праць. Сучасні проблеми аквакультури. – 2003. – Вип. 29 (спец.). – С. 215–221.
- 22.Шевцова Л.В. Вплив холодних техногенних вод на структуру популяції молюска *Theodoxus fluviatilis* L. (Gastropoda, Neritidae) р. Дністер / Шевцова Л. В., Цыбульский О. И. // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія». – 2005. – № 3 (26). – С. 479–481.
- 23.Цыбульский А.И. Оценка экологических рисков в рамках целей ВРД 2000/60 ЕС в Украине / Цыбульский А. И. // Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2015. – № 3–4 (64). – С. 706–709.
- 24.Шевцова Л.В. Гидроэкологическая характеристика трансграничных участков Нижнего Днестра / Шевцова Л. В., Гулейкова Л. В., Мантурова О. В.,

- Цыбульский А. И. // Интегрированное управление природными ресурсами трансграничного бассейна Днестра : Материалы Междунар. конф. Кишинев, 16–17 сент. 2004 г. – Eco-TIRAS.– Chisinau – 2004. P.380–383.
- 25.Цыбульский А.И. Определение экологических рисков от сбросов очистных сооружений г. Чернигов в р. Белоус / Цыбульский А. И., Усов А. Е. // Сб. статей: «Наука, образование, производство в решении екологічних проблем» (Экология 2006) : Материалы III Междунар. науч.-техн. конф. – Уфа: Штайм, 2006. – Т. 2. – С.123–126.
- 26.Шевцова Л.В. Показатели зообентоса как элемент оценки экологического состояния трансграничного участка Среднего Днестра / Шевцова Л. В., Цыбульский А. И. // «Управление трансграничной рекой Днестр и Водная рамочная директива Европейского союза»: Материалы Междунар. конф. Кишинев, 2–3 окт. 2008 г. – Chişinău: Eco-TIRAS, 2008. – P. 335–338.
- 27.Цыбульский А.И. Прогноз применения биоплато для доочистки сточных вод Чернигова / Цыбульский А.И., Усов А.Е. : Материалы III Междунар. науч. конф. «Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений», 17–19 мая 2012 г., Херсон). – Херсон, 2012. – С. 205–207.
- 28.Цыбульский А.И. Риск деградации зообентоса р. Стырь в зоне влияния Ровенской АЭС / Цыбульский А. И., Силаева А. А., Усов А. Е. : Матеріали V наук. конф. «Фізичні методи в екології, біології та медицині»: Львів–Ворохта, 18–21 вересня 2014 р. – Львів: Видав. Центр ЛНУ, 2014. – С.108–111.
- 29.Цыбульский А.И. Оценка экологических рисков как составляющая трансграничного мониторинга водных объектов / Цыбульский А. И., Усов А. Е. : Materials Intern. Symp. dedicated to 75th anniv. Prof. A.Munteanu “Sustainable use and protection of animal world diversity” / red. Toderaş Ion [et al.]. – Chişinău: Tipografia AŞM, 2014. – P. 241–243.
- 30.Afanasyev S. Testing of methodology for assessment of ecological risks, occur under pollution of water bodies of Ukraine / S. Afanasyev, A. Tsybulskiy // Natural Disasters and Water Security: Risk Assessment, Emergency Response, and Environmental Management (NATO Advanced Research Workshop). Abstracts

- book. October 18–22, 2007, Yerevan, Armenia. – Yerevan: Yerevan State University Press, 2007. – P. 42–43.
31. Romanenko V.D. Appraisal of methodology of ecological risks assessment arising from pollution of the rivers of the Ukraine / V. D. Romanenko, S. A. Afanasyev, A. I. Tsybul'skiy // Threats to Global Water Security (NATO Science for Peace and Security Series – C: Environmental Security) / Ed. by J. A. A. Jones, T. G. Vardanian, C. Hakopian. – Dordrecht : Springer, 2009. – P. 323–332.
 32. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. – М., 1986. – 5 с.
 33. Методология сравнения комплексных показателей качества воды / В. А. Львов, В. И. Гурарий, В. П. Белогуров // Экономические, технические и организационные основы охраны вод: Сб. научн. трудов ВНИИВО. – Харьков, 1986. – С. 3–8.
 34. Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А. М. Никанорова и др. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 138 с.
 35. Айдаров И. П. К проблеме экологического возрождения речных бассейнов / И. П. Айдаров, Е. В. Веницианов, Д. Я. Раткович // Водн. ресурсы. – 2002. – Т. 29, № 2. – С. 240–252.
 36. Яцык А. В. Экологические основы рационального водопользования / А. В. Яцык. – Киев: Генеза, 1997. – 640 с.
 37. Horton R. K. An index number system for rating water quality / R. K. Horton // J. Water Pollut. Control Federation. – 1965. – Vol. 37, N 3. – P. 300–305.
 38. Серии публикаций по водным проблемам № 1. Охрана водных ресурсов и экосистем [ECE/EN-VWA/31]. – Нью-Йорк; Женева: Европейская экономическая комиссия ООН, 1993. – 192 с.
 39. ДБН А.2.2.-1-2003 Проектування. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд. Основні положення проектування. Держбуд України. – К., 2004. Режим доступу: <http://dbn.at.ua>.

- 40.Предельно допустимые концентрации вредных веществ в воздухе и воде / Беспмятнов Г. П. Богушевская К. К. Беспмятнова А. В. и др. // Справочное пособие для выбора и гигиенической оценки методов обезвреживания промышленных отходов. 2-е изд., перераб. и доп. – СПб. : Химия, 1975. – 456 с.
- 41.Беспмятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник. – Л. : Химия, 1985. – 528 с.
- 42.ГОСТ 17.1.2.04-77 Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. – 62 с.
- 43.Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Утв. Главрыбводоом Минрыбхоза СССР 09.08.90 г. № 12-04-11. – М. : Минрыбхоз СССР, 1990. – 44 с.
- 44.Дополнительные перечни № 1 и № 2 предельно допустимых концентраций вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов к «Обобщенному перечню предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов». Утв. Главрыбводоом Минрыбхоза СССР 28.12.90 г. № 12-04-11. – М. : Минрыбхоз СССР, 1990. – 56 с.
- 45.ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – 12 с.
- 46.Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям. – Указание Госкомгидромета N 250-1163 от 22.09.86 г.
- 47.Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. – М. : Госкомгидромет, 1998. – 9 с.
- 48.Белогокров В. П. Применение обобщенных показателей для оценки уровня загрязненных водных объектов / В. П. Белогокров, В. Р. Лозанский, С. А.

- Песина // Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – 34 с.
49. Переладов М. В. Оценка реакции различных уровней организации биотических компонентов морских экосистем на антропогенное воздействие / М. В. Переладов, Н. П. Морозов // Комплексные методы контроля качества природной среды: Тез. докл. симп. спец. стран-чл. СЭВ. Москва, 23–29 нояб. 1986 г. – Черногоровка, 1986. – С. 103–104.
50. Верниченко А. А. Классификации поверхностных вод, основанная на оценке их качественного состояния / А. А. Верниченко // Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – С. 14–24.
51. Гурарий В. И. Комплексная оценка качества воды / В. И. Гурарий, А. С. Шайн // Проблемы охраны вод. – Харьков : ВНИИВО, 1975. – Вып. 6. – С. 143–151.
52. Емельянова В. П. Метод комплексной оценки загрязнения воды / В. П. Емельянова, Г. Н. Данилова, А. А. Зенин // Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования. – Харьков, 1979. – С. 126–128.
53. Марголина С. М. О комплексной оценке степени загрязнения водоемов / С. М. Марголина, Г. М. Рохлин // Тр. Института прикладной геофизики, 1977. – № 35. – С. 99–110.
54. Горев Л. М. Оптимизация экосред. Книга 1. Оценка и процессы / Л. М. Горев, М. А. Дорогунцов, М. А. Хвесик. – Киев: Наук. думка, 1997. – 456 с.
55. Васенко А. Г. Анализ методологических подходов к оценке качества поверхностных вод / А. Г. Васенко, А. А. Верниченко, Д. Ю. Верниченко-Цветков // Вода : химия и экология. – 2013. – № 10. – С. 46–51.
56. Бонашевская Т. И. Задачи медико-биологических исследований в гигиене окружающей среды / Т. И. Бонашевская // Гигиена и санитария. – 1993. – № 4. – С. 4–7.
57. Екологічна оцінка сучасного стану поверхневих вод України (методичні аспекти) // О. І. Денисова, А. П. Чернявська, Й. В. Гриб, Г. А. Верніченко // Укр. географ. журн. – 1996. – № 3. – С. 3–11.

- 58.Сучасний стан поверхневих вод України : Методичні підходи та екологічна оцінка / О. І. Денисова, Т. М. Серебрякова, А. П. Чернявська, А. В. Яцик, Й. В. Гриб, Л. Я. Сіренко, Г. А. Верніченко, Л. Г. Руденко, В. П. Радів // Водне госп. України. – 1996. – № 6. – С. 24–28.
- 59.Васенко О. Г. Оцінка динаміки якості поверхневих вод басейну р. Дніпро / О. Г. Васенко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 2001. – Т. 2. – С. 389–398.
- 60.Уberman В. И. Государственный мониторинг вод Украины: принципы, структурно-функциональная организация, проблемы / В. И. Уberman // Вода и здоровье-98 : Материалы Междунар. науч.-практ. конф., 15–18 сент. 1998 г., г. Одесса). – Одесса : Астропринт, 1998. – С. 434–445.
- 61.Кресін В.С. Методичні підходи до розрахунку норм ГДС речовин з урахуванням категорій якості поверхневих вод / В. С. Кресін, В. В. Брук // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : зб. наук. пр. – УкрНДІЕП. – Харків, 2005. – С. 210–221.
- 62.Дьячков А.В. О необходимости создания универсальной классификации качества вод / А. В. Дьячков // Гидробиол. журн. – 1984. – Т. 20, № 3. – С. 43–45.
- 63.Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию / А. Ф. Алимов. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 152 с.
- 64.Алимов А. Ф. Основные положения теории функционирования водных экосистем / А. Ф. Алимов // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 6. – С. 3–12.
- 65.Алимов А. Ф. Разнообразие в сообществах животных / А. Ф. Алимов // Биологическое разнообразие – подходы к изучению и сохранению: Материалы конф. Биол. ин-та РАН и Зоол. ин-та РАН, Ленинград, 14–15 февр., 1990 г. – СПб., 1992. – С. 153–162.
- 66.Криволуцкий Д. А. Биоиндикация в системе наук о состоянии окружающей человека среды / Д. А. Криволуцкий // Проблемы экологии : Материалы I Учредит. совещ. акад. наук соц. стран по пробл. «Экология», Суздаль, май, 1990 г. – Петрозаводск, 1990. – С. 42–69.

- 67.Соколов В. Е. Международная программа по биоиндикации антропогенного загрязнения природной среды / В. Е. Соколов, Я. Шаланки, Д. А. Криволуцкий [и др.] // Экология. – 1990. – № 2. – С. 30–34.
- 68.Aviles G. J. Aplicacion de los metodos biologicos para la determinacion de la calidad de las aguas en los rios / G. J. Aviles // Ing. civ. – 1992. – N 86 – P. 125–130.
- 69.Chaphekar S. B. An overview on bioindicators / S. B. Chaphekar // J. Environ. Biol. – 1991. – Vol. 12, Spec.Numb. – P. 163–168.
- 70.Алимов А. Ф. Закономерности изменений структурных и функциональных характеристик сообществ гидробионтов / А. Ф. Алимов // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 5. – С. 3–11.
- 71.Гандзюра В.П. Концепція шкочочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубіянюко. – Тернопіль: Вид-во Тернопіль. нац. пед. ун-ту. – 2008. – 144 с.
- 72.Насибулина Б. М. Экология донных сообществ дельты Волги в условиях антропогенного стресса / Б. М. Насибулина : Автореф. дис. ... докт. биол. наук : Спец. «Экология» 03.00.16. – М., 2006. – 36 с.
- 73.Пастухова Е. В. Пространственное распределение макробентических сообществ и их трофическая структура в малых долинных водохранилищах / Е. В. Пастухова // Экология, 1976. – № 6. – С. 65–72.
- 74.Mason W. T. An evaluation of benthic macroinvertebrate biomass methodology / W. T. Mason, P. A. J. Lewis, C. I. Weber // Environ. Monit. and Assessment. – 1985. – Vol. 5, N 4. – P. 399–422.
- 75.Бурковский И. В. Структурно-функциональная организация и устойчивость морских донных сообществ / И. В. Бурковский. – М. : Изд-во Моск. гос. ун-та, 1992. – 208 с.
- 76.Протасов А. А. Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества воды / А.А. Протасов, Т. Е. Павлюк // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 6. – С. 3–17.
- 77.Балушкина Е. В. Структура сообществ донных животных и оценка экологического состояния р. Ижоры: оценка качества вод р. Ижоры по

- структурным характеристикам донных животных в разные годы / Е. В. Балущкина // Биол. внутр. вод. – 2002. – № 4. – С. 61–68.
78. Олейник Г. Н. Влияние фильтрационной активности дрейссены на динамику микроорганизмов / Г. Н. Олейник, А. А. Протасов, О. О. Синицина, А. Свионтецки // Тез. докл. II З'їзд гідроекол. тов-ва України, Київ, 27–31 жовт. 1997 р. – К., [Б. в.], 1997. – С. 136.
79. Афанасьев С. А. Оценка последствий залповых загрязнений в бассейне Верхней Тисы / С. А. Афанасьев, А. И. Цыбульский, А. Е. Усов [и др.] : Тез. докл. 4 Междунар. науч. конф. «Современные проблемы гидроэкологии», 11–15 окт. 2010 г., Санкт-Петербург. – СПб. : Русская коллекция СПб, 2010. – С. 15.
80. Cox G.W. Alien species and evolution: The Evolutionary Ecology of Exotic Plants, Animals, Microbes, and Interacting Native Species. – Washington; Covelo; London: Island Press, 2004. – 393 p.
81. Брагинский Л. П. Пресноводный планктон в токсичной среде / Л. П. Брагинский, И. М. Величко, Е. П. Шербань. – Киев : Наук. думка, 1987. – 180 с.
82. Вандыш О. И. Особенности структурно-функциональных показателей зоопланктона водоемов Кольского региона в условиях разнофакторного антропогенного загрязнения / О. И. Вандыш : Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – СПб., 1998. – 27 с.
83. Аршаница Н. М. К вопросу биоиндикации природных вод на рыбах / Н. М. Аршаница : Тез. докл. II Всесоюзн. конф. по рыбохоз. токсикологии. – СПб., 1991. – Т. 1. – С. 29–31.
84. Кашулин Н. А. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения / Н. А. Кашулин, А. А. Лукин, П. А. Амундсен. – Апатиты, 1999. – С. 142–326.
85. Fausch K. D. Fish Communities as Indicators of Environmental Degradation / K. D. Fausch, J. Lyons, J. R. Karr, P. L. Anoermeier. – Amer. Fisheris Society Symposium, 1990. – P. 123–144.

86. Goede R. W. Organismic indices and an autopsy-based assessment as indicators of health and condition of fish / R. W. Goede, B. A. Barton. – Ibid. – P. 98–108.
87. Фрейндлинг А. В. Макрофиты как индикатор природной среды / А. В. Фрейндлинг // Водная среда Карелии: исследование, использование и охрана. – Петрозаводск, 2003. – С. 75–87.
88. Мелехова О. П. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / О. П. Мелехова. – М. : Академия, 2007. – 288 с. – ISBN: 978-5-7695-5594.
89. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. – Киев: Наук. думка, 1993. – 334 с.
90. Мальцев В. І. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник / В. І. Мальцев, Г. О. Карпова, Л. М. Зуб. – К.: Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Недержавна наукова установа Інститут екології (ІНЕКО) Національного екологічного центру України, 2011. — 112 с.
91. Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов / А. И. Баканов // Биология внутр. вод. – 2000. – № 1. – С. 68–82.
92. Романенко В. Д. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / В. Д. Романенко, А. В. Ляшенко, С. А. Афанасьев [и др.] // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 2. – С. 3–24.
93. Плигин Ю. В. Формирование и современное состояние макрозообентоса Каневского водохранилища / Ю. В. Плигин // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 5. – С. 24–44.
94. Силаева А. А. Состав и структура зообентоса р. Стырь в зоне Ровенской АЭС и оценка ее влияния на донные группировки / А. А. Силаева, А. А. Протасов // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 4. – С. 25–45.
95. Шуйский В. Ф. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров // Сб. научн. докл. VII Междунар. конф.

- «Экология и развитие Северо-Запада России»; Санкт-Петербург, 2–7 авг. 2002 г. – СПб. : Изд-во МАНЭБ, 2002 г. – 22 с.
96. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод / В. П. Семенченко. – Минск : Орех, 2004. – 125 с.
97. Балущкина Е. В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ / Е. В. Балущкина // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий // Тр. Зоол. ин-та РАН. – 1997. – Т. 272. – С. 266–292.
98. Семенченко В.П. Использование структурных показателей сообщества макрозообентоса для биоиндикации качества текущих вод / В. П. Семенченко, М. Д. Мороз, И. Г. Тищиков // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 5. – С. 57–65.
99. Шарапова Т. А. Воздействие городских стоков на развитие зооперифитона р. Ишим / Т. А. Шарапова // Проблемы взаимодействия человека и природной среды. – Тюмень: Изд-во ИПОС СО РАН, 2003. – Вып. 4. – С. 150–152.
100. Протасов А. А. Пресноводный перифитон / А. А. Протасов. – Киев : Наук. думка, 1994. – 305 с.
101. Протасов А. А. Перифитон Дуная и оценка качества воды в реке (по материалам международной экспедиции, март 1988) / А. А. Протасов, С. А. Афанасьев // Материалы Междунар. комплексной экспедиции, март 1988. Ч. 2. – Киев, Деп. в ВИНТИ 09.01.89. № 2092-В 89. – 10 с.
102. Протасов А. А. Разнообразие перифитических сообществ и возможности его использования в оценке качества воды / А. А. Протасов // Материалы Междунар. симп. «Перифитон континентальных вод: современное состояние изученности и перспективы дальнейших исследований», Тюмень, 3–5 февр. 2003 г. – Тюмень, 2003. – С. 98–100.
103. Моисеенко Т. И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики / Т. И. Моисеенко. – Апатиты : Изд. Кольск. науч. центра, 1997. – 261 с.

104. Лукин А.А. Влияние аэротехногенного загрязнения на водосборный бассейн озер Субарктики и рыб / А. А. Лукин, В. А. Даувальтер, Н. А. Кашулин, Н. Е. Раткин // Экология. – 1998. – № 2. – С. 109–115.
105. Bervoets L. A proposal for modification on the Belgian biotic index method / L. Bervoets, B. Bruilants, P. Marquet [et al.] // Hydrobiologia. – 1989 – Vol. 179, N 3. – P. 223–228.
106. Matthews R. A. Biological monitoring. Part II A. Receiving system functional methods, relationships and indices / R. A. Matthews, A. L. Buikema, J. Jr. Cairns, J. H. Rodgers // Wat. Res. – 1982. – Vol. 16. – P. 129–139.
107. Афанасьев С. А. Развитие европейских подходов к биологической оценке гидроэкосистем в мониторинге рек Украины / С. А. Афанасьев // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, № 5. – С. 3–18.
108. Абакумов В. А. Развитие биоценозов / В. А. Абакумов : Экологические модификации и критерии экологического нормирования. – Тр. Междунар. симп. – Л. : Гидрометеиздат, 1991. – С. 18–40.
109. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с. ISBN 5-93424-109-5.
110. Баканов А. И. Использование характеристик разнообразия зообентоса для мониторинга состояния пресноводных экосистем / А. И. Баканов // Мониторинг биоразнообразия. – М.: ИПЭЭ РАН. – 1997. – С. 278–282.
111. Ляшенко А.В. Применение индексов разнообразия макрозообентоса как показателя состояния водных экосистем / А. В. Ляшенко, А. А. Протасов // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 2. – С. 17–27.
112. Протасов А. А. Об оценке качества среды по показателям разнообразия сообществ гидробионтов / А. А. Протасов, А. А. Силаева // Наук. зап. Тернопіл. нац. пед. ун-ту. – Сер. : Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія». – 2005. – № 3 (26). – С. 365–367.
113. Cuba T. R. Diversity: two-level approach / T. R. Cuba // Ecology. – 1981. – Vol. 62. – P. 278–279.

114. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование / Ф. Вудивисс // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям : Тр. сов.-англ. семинара. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – С. 132–161.
115. House M.A. A water quality index for river management / M. A. House // *Inst. water and environ. manag.* – 1989. – Vol. 3, N 14. – С. 336–344.
116. Семенченко В.П. Экологическое качество поверхностных вод / В. П. Семенченко, В. И. Разлуцкий. – Минск : Беларус. навука, 2010. – 329 с. – ISBN 978-985-08-1204-9.
117. Самоочищение и биоиндикация загрязненных вод. – М. : Наука, 1989. – 278 с.
118. О единых критериях и нормативах чистоты поверхностных вод и принципах их классификации // Материалы по водному хозяйству. – М., 1965. – Ч. 1. – С. 15–20.
119. Horton R. K. An Index-Number System for Rating Water Quality / R. K. Horton. – *J. Wat. Pollut. Control Federation.* – 1965. – Vol. 37, N 3. – P. 300–305.
120. Feliciano D. V. Water Pollution Control in Canada : Cleanup through Collaboration / D. V. Feliciano // *Ibid.* – 1979. – Vol. 51, N 10. – P. 2344–2347.
121. Water Quality Index Aggregation and Cost Benefit Analysis // Ed. by P. Walsh, W. Wheeler : Working Paper Series Working Paper, 12 July, 2012, U.S. Environmental Protection Agency National Center for Environmental Economics. – 23 p. – режим доступа <http://www.epa.gov/economics>.
122. Kolkwitz R. Okologie der tierischen Saprobien / R. Kolkwitz, M. Marsson // *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* – 1909. – Vol. 2. – P. 126–152.
123. Roth N. E. Biological indicator variability and Stream monitoring program integration: a Maryland case study / N. E. Roth, J. H. Volstad, G. Mercurio, M. T. Southerland. – Protect. Agency, office of Envir. Inf. and the Mid-Atlantic integr. Assessment program. EPA/903/R-02/008. – 2001. – 92 p.
124. Harsany A. Biologische Beurteilung der Gewasser / A. Harsany // *Fischer und Teichwirt.* – 1986. – Bd. 37, N 10. – S. 300–302.

- 125.Reynoldson T. B. The biological assessment of contaminated sediments – the Detroit River example / T. B. Reynoldson, M. A. Zarll // *Hydrobiologia*. – 1989. – Vol. 188, N 189 – P. 463–476.
- 126.UN/ECE. Хельсинская конвенция. – 1992. – Режим доступа : http://www.unece.org/env/water/publications/pub/second_assessment.html.
- 127.Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды / Ю. А. Израэль. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 376 с.
- 128.ECS, ECE Standard Statistical Classification of Surface Freshwater Quality for the Maintenance of Aquatic Life : CES/733, 13 April 1992. – United Nations : Economic and Social Council. – 28 p.
- 129.Оксиюк О. П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши / О. П. Оксиюк, В. Н. Жукинский, Л. П. Брагинский, П. Н. Линник, М. И. Кузьменко, В. Г. Кленус // *Гидробиол. журн.* – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 62–72.
- 130.Методы биологического анализа пресных вод. – Л. : Изд. ЗИН АН СССР, 1976. – 168 с.
- 131.Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям // Тр. Всесоюз. конф. – Л. : Гидрометеиздат, 1981. – 206 с.
- 132.Методическое руководство по биотестированию воды / РД 11 8-02-90. – М., 1990. – 72 с.
- 133.Крайнюкова А. Н. Биотестирование в охране вод от загрязнения // Методы биотестирования вод / Под ред. А. Н. Крайнюковой. – Черноголовка, 1998. – С. 4–14.
- 134.Brown R. M. A water quality index crashing the psychological barrier / R. M. Brown, N. I. McClelland, R. A. Deininger, M. F. O'Connor // *Adv. Water Pollut. Res. : Proc. 6th Int. Conf.* – Ierusalim, 1972. – S. 787–794.
- 135.Truett J. B. Development of water quality management indices / J. B. Truett, A. C. Jonson, W. D. Rowe, K. D. Feigner, L. J. Manning // *Wat. Recourses Bull.* – 1975. – Vol. 11, N 3. – S. 436–448.

136. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты / В. Д. Романенко, О. П. Окснюк, В. Н. Жукинский, Ф. В. Стольберг, В. И. Лаврик. – Киев : Наук. думка, 1990. – 254 с.
137. Матвеев А.В. Оценка воздействия на окружающую среду и экологическая экспертиза: Учебное пособие / А. В. Матвеев, В. П. Котов. – СПб. : ГУАП, 2004. – 104 с.
138. De Pauw N. Biological monitoring of river water quality / N. De Pauw, H. A. Hawkes : Proc. Freshwater Europe Symp. on River Water Quality Monitoring and Control. – Birmingham : Aston University, 1993. – P. 87–111.
139. Израэль Ю. С. Экологический мониторинг и регулирование состояния природной среды / Ю. С. Израэль, Л. М. Филиппова, Г. Э. Инсаров [и др.] // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. – Л. : Гидрометеиздат, 1981. – Т. 4. – С. 6–1.
140. Верниченко А. А. Экологическая классификация водотоков Украины / А. А. Верниченко, А. В. Подашкин // Проблеми охрани вод. – Сб. науч. тр. УкрНЦОВ. – Харьков, 1993. – С. 3–12.
141. Лозанський В. Р. Екологічне управління в розвинутих країнах світу в порівнянні з Україною / В. Р. Лозанський. – Харків, 2000. – 68 с.
142. Multikriteriální posuzování investičních záměrů. – Praha: SNTL/ALFA, 1987. – 334 p.
143. Sladeczek V. System of water quality from biological point of view / V. Sladeczek // Erg. Limnol. – 1973. – Vol. 7. – P. 1–218.
144. Лозанський В. Р. Проблема комплексних оцінок якості поверхневих вод і шляхи їх рішення / В. Р. Лозанський // Комплексні оцінки якості поверхневих вод. – Л., 1984. – С. 6–14.
145. Зинченко Т.Д. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Т. Д. Зинченко, Л. А. Выхристюк, В. К. Шитиков // Изв. Самарского НЦ РАН. – 2000. – Т. 2, № 2. – С. 233–243.

- 146.Гелашвили Д. Б. Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Д. Б. Гелашвили, Т. Д. Зинченко, Л. А. Выхристюк, А. А. Карандашова // Изв. СамНЦ РАН. – 2002. – Т. 4, № 2. – С. 270–275.
- 147.Никаноров А. М. Комплексная оценка качества поверхностных вод суши / А. М. Никаноров, В. П. Емельянова // Водн. ресурсы. – 2005. – Т. 32, № 1. – С. 61–69.
- 148.Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности / Л. П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1985. – Т. 21, № 6. – С. 65–74.
- 149.Природоресурсовые кодексы Украины [Текст] : земельный кодекс Украины. Кодекс Украины о недрах. Водный кодекс Украины. Лесной кодекс Украины: Сборник / Сост. И. И. Каракаш. – Одеса : Юридична література, 2000. – 252 с. – ISBN 966-7694-14-3.
- 150.Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління) / Й. В. Гриб, М. О. Клименко, В. В. Сондак. – С. 317–347. – ISBN 966-7518-16-7.
- 151.Guidance document no 10 River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems. Режим доступа http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents&vm=detailed&sb=Title
- 152.UNECE. Guidelines on Water-Quality Monitoring and Assessment of Transboundary Rivers. Vol. 5: State of the Art on Monitoring and Assessment of Rivers. – RIZA Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, Lelystad. Режим доступа <http://www.iwac-riza.org>.
- 153.Досвід використання «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (пояснення, застереження, приклади). – К. : Оріяни, 2006. – 42 с.
- 154.О мероприятиях по поэтапному внедрению в Украине требований директив Европейского Союза, санитарных, экологических, ветеринарных,

- фитосанитарных норм и международных и европейских стандартов. Режим доступа http://www.moz.gov.ua/ua/portal/perelik_1999-200.html.
- 155.Об охране окружающей природной среды. Верховна Рада УРСР; Закон від 25.06.1991 № 1264-ХІІ. Режим доступа <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1264-12>.
- 156.Методика картографирования экологического состояния поверхностных вод Украины по качеству воды / Л. Г. Руденко, В. П. Разов, В. М. Жукінський [та ін.]. – Киев, СИМВОЛ-Т, 1998. – 48 с.
- 157.Яблоков А.В. Концепция экологического риска в приложении к охране живой природы / А. В. Яблоков // Экологические проблемы охраны живой природы : Тез. Всесоюз. конф. – М.: Комиссия по охране природы АН СССР, 1990. – Ч. 1. – С. 74–80.
- 158.Разнообразные подходы к экологическому управлению: краткий курс по практике оценки риска, установлению экологических стандартов и разработке программ сокращения загрязнения в ЕС и США // Материалы семинара по стандартам воздуха и воды, проведенного Минэкобезопасности Украины и Центром политики по охране атмосферы США. – Киев: Минэкобезопасности Украины, 1996. – 356 с.
- 159.A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. Canadian Council of Ministers of the Environment. The National Contaminated Sites Remediation Program. – March 1996. – 42 p.
- 160.A Framework for Ecological Risk Assessment: Technical Appendices. Canadian Council of Ministers of the Environment. The National Contaminated Sites Remediation Program. – March 1997. – 72 p.
- 161.О природно-заповедном фонде. Верховна Рада України; Закон від 16.06.1992 № 2456-ХІІ. Режим доступа <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2456-12>.
- 162.Об охране атмосферного воздуха. Верховна Рада України; Закон від 16.10.1992 № 2707-ХІІ. Режим доступа <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2707-12>.

- 163.О животном мире. Верховна Рада України; Закон від 13.12.2001 № 2894-III. Режим доступа <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2894-14>.
- 164.Об экологической экспертизе. Верховна Рада України; Закон від 09.02.1995 № 45/95-ВР. Режим доступа <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/45/95-в>.
- 165.Об использовании ядерной энергии и радиационной безопасности. Верховна Рада України; Закон від 08.02.1995 № 39/95-ВР. Режим доступа <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/39/95-вр>.
- 166.Об обращении с радиоактивными отходами. Верховна Рада України; Закон від 30.06.1995 № 255/95-ВР. Режим доступа <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/-вр>.
- 167.Об объектах повышенной опасности. Верховна Рада України. Режим доступа <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/2245-14>.
- 168.Об отходах., Верховна Рада України; Закон від 05.03.1998 № 187/98-ВР. Режим доступа <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/-вр>.
- 169.О растительном мире. Верховна Рада України; Закон від 09.04.1999 № 591-XIV. Режим доступа <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/591-14>.
- 170.О защите населения и территорий от чрезвычайных ситуаций естественного и техногенного характера., Верховна Рада України; Закон від 08.06.2000 № 1809-III. Режим доступа <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/1809-14>.
- 171.Закон Украины «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» от 21 декабря 2010 г. №2818-VI. Режим доступа <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2818-17>.
- 172.Об Основных направлениях государственной политики Украины в области охраны окружающей среды, использования природных ресурсов и обеспечения экологической безопасности. Постановление Верховной Рады Украины от 5 марта 1998 г. № 188/98-ВР. Режим доступа http://base.spinform.ru/show_doc.fwx?rgn=21122.
- 173.Постановления КМУ № 815 «О порядке осуществления государственного мониторинга вод» от 20.07.1996 г. Режим доступа <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/815-96-п>.

- 174.«Про затвердження порядку обмеження, тимчасової заборони (зупинення) чи припинення діяльності підприємств, установ, організацій і об'єктів у разі порушення ними законодавства про охорону навколишнього природного середовища. Постанова Верховної ради України (відомості Верховної Ради України. Порядок від 29.10.1992 № 2751-ХІІ. Режим доступу <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/2751-12>.
- 175.Концепции адаптации законодательства Украины к законодательству Европейского союза. Постановление КМУ № 1496 от 21.05.1999 г. Режим доступа <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1496-99-п>.
- 176.Конвенция «О доступе к информации, участии общественности в процессе принятия решений и доступе к правосудию по вопросам, которые касаются окружающей среды», 1999 г. Режим доступа http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/994_015.
- 177.Указ Президента Украины «О программе интеграции Украины в Европейский союз» от 14.09.2000 г. № 1072. Режим доступа <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/1072/2000>.
- 178.Река Десна (приток Днепра). Режим доступа <https://ru.wikipedia.org/wiki>.
- 179.Река Белоус. Режим доступа <https://ru.wikipedia.org/wiki>.
- 180.Малі річки України. – К. : Урожай. – 1991. – 294 с.
- 181.Река Горынь. Режим доступа <https://ru.wikipedia.org/wiki>.
- 182.Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я / В. В. Поліщук, В. С. Травянка, Г. Д. Коненко [та ін.]. – К. : Наук. думка, 1978. – 271 с.
- 183.Река Днепр. Режим доступа <https://ru.wikipedia.org/wiki>.
- 184.Геоботанічне районування Української РСР / Відп. ред. А. І. Барбарич. – К. : Наук. думка, 1977. – 303 с.
- 185.Река Днестр. Режим доступа <https://ru.wikipedia.org/wiki>.
- 186.Река Стырь. Режим доступа <https://ru.wikipedia.org/wiki>.
- 187.Река Припять. Режим доступа <https://ru.wikipedia.org/wiki>.

- 188.Национальный парк Припять-Стоход. Режим доступа
<https://ru.wikipedia.org/wiki>.
- 189.Матушкіна Н. О. Визначник бабок (Odonata) України: личинки та екзувії: [учбовий посібник для студентів біол. спец.] / Н. О. Матушкіна, Л. А. Хрокало. – К. : Фітосоціоцентр, 2002. – 72 с.).
- 190.Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР / [отв. ред. Л. А. Кутикова, Я. И. Старобогатов]. – Л.: Гидрометеиздат. –1977 – 511 с.
- 191.Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 1: Низшие беспозвоночные. – СПб, 1994. – 395 с.
- 192.Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 2: Ракообразные. – СПб, 1995. – 439 с.
- 193.Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 3: Паукообразные. Низшие насекомые. – СПб, 1997. – 439 с.
- 194.Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 4: Высшие насекомые. Двукрылые. – СПб, 1999. – 999 с.
195. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. – СПб.: ЗИН, 2001. – Т.5: Высшие насекомые, Ручейники, Чешуекрылые, Жесткокрылые, Сетчатокрылые, Большекрылые, Перепончатокрылые. – 2001.– 836 с.
- 196.Панкратова В.Е. Личинки и куколки комаров подсемейства Orthoclaadiinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae=Tendipedidae). – Л.: Наука, 1970. – 344 с.
- 197.Панкратова В.Е. Личинки и куколки комаров подсемейства Podonominae и Tanypodinae фауны СССР (Diptera, Chironomidae=Tendipedidae). – Л.: Наука, 1977. – 341 с.
- 198.Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae фауны СССР (Diptera, Chironomidae=Tendipedidae) – Л., Наука, 1983.– 296 с.
- 199.Фауна Украины. Т. 30. Пьявки / Е.И.Лукин. – Киев: Наук. думка, 1962. – 196 с.

200. Фауна СССР. Ручейники. Т. 2. Личинки и куколки подотряда кольчатощупиковых (Annulipalpia). – М. Л.: Наука, 1964. – 560 с.
201. Фауна Украины. Т. 29: Моллюски. Вып. 9: Перловицевые. Шаровковые (Unionidae, Cycladidae) / А.П.Стадниченко. – Киев: Наук. думка, 1984. – 384 с.
202. Фауна Украины. Т. 29: Моллюски. Вып. 1: Класс Панцирные или Хитоны, класс Брюхоногие (часть) / В.В.Анистратенко, О.Ю.Анистратенко. – Киев: Наук. думка, 2001. – 240 с.
203. Macan T.T. A key to the nymphs of the British Ephemeroptera // Freshwater biological association scientific publication. – 1979. – P. 20–80.
204. Гродзинський М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень / М. Д. Гродзинський. – К.: Лікей, 1995 – 46 с.
205. Барлоу Р. Статистическая теория надежности испытания на безотказность / Р. Барлоу, Ф. Прошан. – М.: Наука, 1984. – 328 с.
206. Романенко В.Д. Идентификация и оценка источников загрязнения водных объектов («горячих точек») в бассейне Днепра на территории Украины / В. Д. Романенко, С. А. Афанасьев, А. Г. Васенко [и др.] / Под. ред. А.А. Галяпы. – Киев: ПолиграфКонсалтинг, 2004. – 282 с.
207. Усов А.Е. Оценка состояния малой реки в условиях интенсивной хозяйственной деятельности и пути его улучшения / А. Е. Усов, Т. Н. Середа, Л. В. Гулейкова, С. А. Афанасьев // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 1. – С. 24–37.
208. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2005 р. – Чернігів, 2006. – 202 с.
209. Звіт про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2001 р. – Рівне, 2001.
210. Пелешенко В.І. Про деякі чинники формування якості поверхневих вод басейну р. Горинь у сучасних умовах / В. І. Пелешенко, В. М. Савицький, І. О. Шевчук, С. І. Сніжко, В. М. Семерик // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2000. – Т. 1. – С. 116–118.

- 211.Безносков В.Н. Понижение температуры поверхностного слоя водоемов как вид термального загрязнения среды / Безносков В.Н., Суздалева А.Л. // Водн. ресурсы. – 2001. – Т. 28, №4. – С. 438–440.
- 212.Гуревич Ж.А. О зависимости АТФ-азной активности актомиозина рыб от температуры среды / Ж. А. Гуревич, Э. П. Бондаренко // Устойчивость к экстремальным температурам и температурные адаптации : Материалы симп., проведенного биологическим факультетом Харьковского университета 22–24 мая 1969 г. – Харьков : Изд-во Харьков. ун-та, 1971. – С. 16–19.
- 213.Стигни Р. Принципы тепловодной аквакультуры / Р. Стигни. – М. : Агропромиздат, 1986. – 288 с.
- 214.Уитон Ф. Техническое обеспечение аквакультуры / Ф. Уитон. – М. : Агропромиздат, 1985. – 528 с.
- 215.Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Под ред. А.А. Протасова. – Киев: Наук. думка, 1991. – 192 с.
- 216.Brett G.R. Some Principles in the Thermal Requirement of Fishes / G. R. Brett // Quarterly Rev. Biol. – 1956. – Vol. 31 (2). – P. 75–87.
- 217.Васенко О.Г. Екологічні основи водоохоронної діяльності в теплоенергетиці / О. Г. Васенко. – Бібліотека журналу ІТЕ. Т. 1. – Харків: УкрНДІЕП, 2000. – 243 с.
- 218.Шевцова Л.В. Экологическое состояние реки Днестр / Л. В. Шевцова, К. А. Алиев, О. А. Кузько [и др.]. – Киев, 1988. – 148 с.
219. Ярошенко М.Ф. Гидрофауна Днестра / М. Ф. Ярошенко. – М., 1957. – 167 с.
- 220.Усатый М.А., Тодераш И.К., Лобченко В.В. Предварительные мероприятия по мелиорации, компенсации ущерба, наносимого рыбным запасам, для их стабилизации и улучшения в среднем Днестре и Дубосарском водохранилище. / М. А. Усатый, И. К. Тодераш, В. В. Лобченко // Эколого-экономические проблемы Днестра : Тез. докл. Междунар. научно-практ. семинара, Одесса, 18–19 сент. 1997 г. – Одесса : Одесский ЦНТЭИ, 1997. – С. 66–68.

- 221.Шарапановская Т.Д. Экологические проблемы Среднего Днестра / Т. Д. Шарапановская. – Кишинев: Экологическое общество «BIOTICA», 1999. – 88 с.
- 222.Шевцова Л.В. Оценка влияния весенних попусков воды из Днестровского водохранилища на экосистему устьевой области Днестра / Л. В. Шевцова, В. М. Тимченко, Г. А. Жданова [и др.]. – Киев, 1994. – 110 с. – Рук. деп. в ВИНТИ, №640-B94.
- 223.Шевцова Л.В. Гидроэкологическая характеристика трансграничного участка среднего Днестра / Л. В. Шевцова, И. Х. Брума, О. А. Кузько, Т. Д. Шарапановская, В. А. Ткаченко, Г. А. Жданова, С. А. Афанасьев // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 2. – С. 3–14.
- 224.Шарапановская Т.Д. Изменения биоты среднего Днестра в связи с эксплуатацией Новоднестровского гидроузла / Т. Д. Шарапановская, В. И. Петров // Эколого-экономические проблемы Днестра : тез. докл. Междунар. науч.-практ. семинара, Одесса, 18–19 сент. 1997 г. – Одесса: ЦНТЭИ, 1997. – С. 25–26.
- 225.Капчеля А.М. Актуальные проблемы восстановления, сохранения и рационального использования биоразнообразия р. Днестр / А. М. Капчеля, И. К. Тодераш, И. Х. Брума [и др.] // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра : Материалы Междунар. конф., Кишинев, 7–9 окт. 1999. – Кишинев : Экол. об-во BIOTICA, 1999. – С. 87–88.
- 226.Крепис О.И. Современное состояние нерестилищ среднего и нижнего Днестра и эффективность их использования рыбами / О. И. Крепис, Т. Д. Шарапановская, В. В. Лобченко // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра : Материалы Междунар. конф., Кишинев, 7–9 окт. 1999. – Кишинев : Экол. об-во BIOTICA, 1999. – С. 109–111.
- 227.Брума И.Х. Изменение ихтиофауны среднего Днестра под воздействием Новоднестровского гидроузла / И. Х. Брума, М. А. Усатый, Т. Д. Шарапановская // Эколого-экономические проблемы Днестра : Тез. докл.

- Международ. научно-практ. семинара, Одесса, 18–19 сент. 1997 г. – Одесса : Одесский ЦНТЭИ, 1997. – С.28–30.
- 228.Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины. Условия ее существования и пути использования / Ю. М. Марковский // Водоемы дельты Днестра и Днестровский лиман. – Киев: Изд-во АН УССР, 1953. – Ч. 1. – 196 с.
- 229.Миронов С.С. Новые виды моллюсков в морских и континентальных водах Крыма / С. С. Миронов, Н. В. Шадрин, В. А. Гринцов // Экология моря. – 2002. – Вып. 61. – С. 43.
- 230.Оскольская О.И. К вопросу о *распределении Theodoxus fluviatilis* L. в реке Черной (Западный Крым) / О. И. Оскольская, Л. В. Бондаренко // Эколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища. – Житомир: Волинь, 2004. – С. 126–129.
- 231.Gontia F.A. Some results of the studies of molluscs from waterbodies of the Dnister drainage / F. A. Gontia, Y. A. Starobogatov // 5 Meeting in the investigation of Molluscs, Leningrad, 11 Feb. 1975. – Malacol. Rev. – 1978. – Vol. 11, N 1–2. – P. 56–62.
- 232.Gunnel S. Effect of acclimatization and physiological state on the tolerance to high temperatures and reaction to desiccation of *Theodoxus fluviatilis* and *Lymnea peregra* / S. Gunnel. – Oikos. – 1976. – P. 50–56.
- 233.Bandel K. The history of *Theodoxus* and *Neritinae* connected with description and systematic evaluation of related *Neritimorpha* (Gastropoda) / K. Bandel // Matt. Geol. Paläont. Inst. Univ. Hamburg. – Hamburg, 2001. – Heft 85. – S. 65–164.
- 234.Анистратенко В.В. Фауна Украины. Моллюски, Класс Панцирные или Хитоны, Класс Брюхоногие – Cyclobranchia, Scutibranchia и Pectinibranchia (часть) / В. В. Анистратенко, О. Ю. Анистратенко. – К. : Велес, 2001. – Т. 29, Вып. 1, Кн. 1. – 240 с.
- 235.Жадин В.И. Наши пресноводные моллюски. Биология и определитель для краеведов-натуралистов / В. И. Жадин. – Изд. Окской биол. станции. – 1926. – 131 с.

- 236.Зубкова Е. Современное состояние качества воды реки Днестр // Интегрированное управление природными ресурсами трансграничного бассейна Днестра / Е. Зубкова, Д. Шленк // Материалы Междунар. конф., Кишинев, 16–17 сент. 2004 г. – Кишинев: Междунар. экол. Ассоциация хранителей реки «Есо-TIRAS». – С. 128–132.
- 237.Гончаренко Н.И. Вспышка численности колюшки трехиглой *Gasterosteus aculeatus* L. в буферном водохранилище Днестровского гидроузла и среднем течении Днестра / Н. И. Гончаренко, Л. В. Шевцова // Гидробиол. журн. 2007. – Т. 43, № 2. – С. 37–44.
- 238.Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Ред. А. А. Протасов. – Киев. – 2011. – 234 с.
- 239.Пидгайко М.А. Итоги изучения гидробиологического режима пресных водоемов-охладителей ТЭС Украины / М. А. Пидгайко, В. Г. Гринь // Гидробиол. журн. – 1970. – Т. 6, № 2. – С. 36–44.
- 240.Силаева А.А. Состав и структура зообентоса р. Стырь в зоне Ровенской АЭС и оценка ее влияния на донные группировки / А. А. Силаева, А. А. Протасов // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 4. – С. 25–45.
- 241.Протасов А. А. К оценке качества воды в р. Стырь в зоне Ровенской АЭС / А. А. Протасов, А. А. Силаева, С. И. Кошелева // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 8. – С. 130–138.
- 242.Сакевич О.Й. Алелопатія в гідроекосистемах / О. Й. Сакевич, О. М. Усенко. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К., 2008. – 342 с.
- 243.Усов О.Э. Фітофільна фауна річкової системи / О. Э. Усов: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2011. – 16 с.
- 244.Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2014 рік / Черніг. облдержадмін., Департамент екології та природн. ресурсів ; [відп. за підгот. розд. доп. В. А. Новак]. – Чернігів : [б. в.], 2015. – 230 с.
- 245.<http://val.ua/economic/33437.html>.

- 246.Винберг Г.Г. Биологические пруды в практике очистки сточных вод / Г. Г. Винберг, П. В. Остапеня // Очистка сточных вод в биологических прудах // Под ред. П.В. Остапени. – Минск : Изд. АН БССР, 1961. – С. 3–42.
- 247.Бурейко Т.В. Использование природных факторов для глубокой очистки сточных вод / Т. В. Бурейко, А. В. Ищенко, В. Н. Ладыженский // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов : Сб. научн. трудов XIII Междунар. научно-технич. конф., Алушта, 13–17 июня 2005 г. – В 2-х т. – Харьков : УкрВОДГЕО, 2005. – Т. 2 – С. 843–845.
- 248.Шмутьсон Б.Д. Днестровский гидроузел / Б. Д. Шмутьсон // Гидротехническое строительство. – 1983. – № 12. – С. 8–13.
- 249.Днестровская ГАЭС. Пусковой комплекс гидроагрегата № 1 (временные правила эксплуатации). Ч. 2. Водохранилища (правила эксплуатации буферного водохранилища до отметки 73,200 м и верхнего водоема до ПК7+00. 732-39–Т29). – Харьков : Укргидропроект, 2009. – 48 с.
- 250.Schladow S.G. Lake destratification by bubble plume systems: A design methodology / S. G. Schladow. – ASCE J. Hyd. Eng. – 1993. – Vol. 119 (3). – P. 350–368.
- 251.Toetz D.W. Effects of whole lake mixing on water quality and phytoplankton / D. W. Toetz. – Water Res. – 1981. – Vol. 15. – P. 1205–1210.
- 252.Robinson K.M. Localized destratification at Lake Texoma / K. M. Robinson, J. E. Garton, R. E. Punnett // ASCE. J. Environ. Engng. Div. – 1982. – Vol. 108 (4). – P. 739–749.
- 253.[https://ru.wikipedia.org/wiki/Осевой насос](https://ru.wikipedia.org/wiki/Осевой_насос).
- 254.Stephens R. Reservoir Destratification via Mechanical Mixers / R. Stephens, J. Imberger // ASCE J. Hydraul. Eng. – 1993. – Vol. 119 (4). – P. 438–457.

ПРИЛОЖЕНИЕ А
ОПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ПОНЯТИЙ

Термин	Определение	Примечания
<i>Экологическое состояние</i>	Определение качества структуры и функционирования водных экосистем.	Водная Рамочная Директива ЕС
<i>«Горячая точка» (ГТ)</i>	Источник загрязнения, вызывающий комплекс угроз биологическому разнообразию, отдельным компонентам биоты, функционированию биотических сообществ и представляющий угрозу естественному развитию природных комплексов.	Если выполняются условия естественного существования типичных для данной реки водных сообществ, то экологическое состояние реки можно считать как минимум удовлетворительным (Рамочная директива ЕС), а качество воды для потребителя при этом нормальным.
<i>Биологическая оценка</i>	Систематическое использование биологических откликов с целью контроля и оценки изменений качества окружающей среды, иначе говоря – состояния экосистемы.	
<i>Биологическая индикация качества воды</i>	Оценка качества воды в точке наблюдения, которая базируется на изучении совокупности организмов (или ее части), населяющих водный объект в данной точке.	
<i>Риск</i>	Возможность неблагоприятного события.	
<i>Экологический риск</i>	1. Угроза изменений экосистемы, приводящих к ее деградации, исчезновению либо переходу в состояние, угрожающее здоровью населения, и (или) утрате ее хозяйственного значения 2. Вероятность осуществления нежелательного для экосистемы события, которое принесет ей ущерб.	

Продолжение таблицы

<i>Термин</i>	<i>Определение</i>	<i>Примечание</i>
<i>Оценка риска</i>	Научно обоснованное суждение относительно возможности наступления неблагоприятного события и размерах его неблагоприятных последствий. Оценка риска имеет две компоненты: 1– оценка его возможности, 2 – оценка размеров риска.	Обе эти оценки могут быть выражены в количественной форме (напр., оценка вероятности события, оценка экономического ущерба в денежном выражении и т.п.), либо в качественной (как правило, в оценках градации возможности наступления события: мало – средне – весьма вероятное, или размера его неблагоприятности). В любом случае, в основе получения этого суждения лежит строгая методика.
<i>Оценка экологического риска</i>	Научно обоснованное суждение относительно возможности и размерах неблагоприятных изменений экосистемы или ее компонентов при определенных антропогенных нагрузках на нее.	Под антропогенной нагрузкой понимается как способ и режим хозяйственного использования экосистемы, так и состав и объем загрязнений, поступающих в нее.
<i>Вероятность экологического риска</i>	Вероятность осуществления события, которое классифицируется как нежелательное для экосистемы и принесет ей ущерб.	Значение вероятности оценивается для определенного временного интервала, или нескольких интервалов (напр., 1 год, 3 года ,10 лет и т.п.). Эти оценки можно также рассчитывать для определенных сценариев хозяйственного использования «горячей точки» и зоны ее влияния. Значение вероятности лежит в интервале от 0 (риска нет) до 1 (риск осуществился).

Продолжение таблицы

<i>Термин</i>	<i>Определение</i>	<i>Примечание</i>
<i>Размер экологического риска</i>	Оценка размеров ущерба, который претерпит экосистема в случае осуществления риска. Ущерб могут быть различными (экологическими, экономическими, здоровью и самочувствию человека, эстетическими и др.).	Соответственно, размер риска следует оценивать набором оценочных характеристик (напр., числом видов, численность которых будет снижаться; величиной снижения видового богатства; снижением качества воды, площадью загрязнения реки и поймы и др.)
<i>Рецептор</i>	Составная вещественная часть экосистемы, которая может претерпеть нежелательные изменения при антропогенном воздействии	<i>Примеры:</i> отдельный организм, популяция, сообщество, водная среда экосистемы, донные отложения и т.п.
<i>Индикаторы риска</i>	Характеристики экосистемы и ее составляющих, по значениям которых выносятся суждения о наступлении и размерах риска	<i>Примеры:</i> индикаторные виды качества воды, индекс сапробности, ТВІ, рН среды, число видов и др.
<i>Источник загрязнения</i>	Точный источник загрязнений: может быть дана количественная оценка его влияния	С/х комплексы, промышленные и строительные площадки, хвостохранилища, военные базы и т.п. [9, 206].
	Диффузный источник загрязнений: точная оценка затруднена.	Поля фильтрации, выпадение осадков, загрязненные грунтовые воды и т.п.
<i>Охрана водных объектов</i>	деятельность или совокупность мероприятий, направленных на сохранение и восстановление водных объектов, включая устранение последствий загрязнения, засорения, негативного хозяйственного вмешательства в водный режим рек, водоемов и подземных источников	Комплекс мероприятий в рамках законодательства об охране природы

ПРИЛОЖЕНИЕ Б

ПОЛЕВОЙ ПРОТОКОЛ – биологическая оценка состояния реки

<u>Название водного объекта</u> Р. Цир приток р. Припять 	Номер станции № 3 <u>Привязка к местности – 1 км от устья</u> N – 51° 50,5025' E – 025° 21,3990' H – 136
Дата. 09.06.2013	Погода: пасмурно, после дождя

ОПИСАТЕЛЬНЫЙ БЛОК

Ландшафтно-биотопическое описание:

Геология – осадочные породы

Высотная категория – низменный тип

Тип водного объекта – средняя равнинная река, канализированная

Структура берега – пологая, местами обрывистая с зарослями растений

Ширина водного объекта – в зоне исследований до 25 м

Глубина – 0,5 м у берега, до 4-5 м

Течение – среднее 0,27-0,35 м/с по руслу

Преобладающий тип субстрата – заиленный песок 80%, ил 10%, детрит + древесные и растительные остатки высшей водной растительности 10%

Водопользование – местным населением

Видимое загрязнение – снос в большом количестве ряски малой

Температура — +18°C

Цвет по шкале цветности ШЦВ-000Т0 – нет данных

Прозрачность по диску Секки – до 1,2 м

рН –

O₂ мг/л –

O₂ % –

Электропроводность –

Дополнительная информация – фитопланктон 0,5 л, зоопланктон 100 л, зообентос 1 смыв с растений, химия 2 л., моллюски на паразитофауну

Биоценотическое описание

Метод обследования – ручной сбор

Макрофиты – прибрежная растительность представлена ассоциацией тростника обыкновенного и мяты водной; щавель. Среди погруженной растительности доминирует роголистник. Плавающая растительность представлена ряской, которая сносится течением в р. Припять.

Макроводоросли – нитчатые водоросли

Макробеспозвоочные – ручейники 3-х видов, поденки 2-х видов, стрекозы, пиявки, моллюски (*Limnea auricularia*, *Unio pictorum*), хирономиды, олигохеты, клопы и жуки водяные, гаммариды, водяные ослики.

Ихтиофауна – карась серебряный *Carassius auratus gibelio*, окунь *Perca fluviatilis*, верховодка *Alburnus alburnus*, щука *Esox lucius*, плотва *Rutilus rutilus*, красноперка *Scardinius erythrophthalmus*, линь, налим, вьюн.

ОЦЕНОЧНЫЙ БЛОК

Plecoptera				
Ephemeroptera (<i>Baetis</i> excluded)		Trichoptera (<i>Ecnomus</i> excluded)	Gammaridae +	
2 вида		3 вида		
Odonata +	Bivalvia (<i>Sphaeridae</i> excluded) +	Gastropoda +	Bryozoa +	
Spongia +	Asellus +	Hirudinea +	Sphaeridae +	
Chironomidae +		Tubificidae +		
Прочие: жуки и клопы водные				
Биотические индексы		Перифитон	Бентос	Общий
Trent Biotic Index		6–7	3–4	6–7
Геоботанические показатели				

Индикаторные виды

Донная фауна							Рыбы						
Сапробная зона	X	o	β	α	p	S	сапробная зона	x	O	β	α	p	S
							<i>Rutilus rutilus</i>		2	6	2		2.0
Высшая водная растительность							Другие индикаторы						
Сапробная зона	X	o	β	α	p	S	сапробная зона	x	O	β	α	p	S

Категория трофности – *евтрофная*

Комментарии: 2–3 класс качества воды, 2–3 класс экологического состояния по биологии и гидроморфологии.