



**ОЦЕНКА
ВЛИЯНИЯ
ИЗМЕНЕНИЯ РЕЖИМА
ВОД СУШИ
на наземные
экосистемы**

**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ**

**RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES
WATER PROBLEMS INSTITUTE**

**EVALUATION OF
THE IMPACT
OF THE SUPERFICIAL
WATER REGIME
CHANGES ON TERRESTRIAL
ECOSYSTEMS**



MOSCOW NAUKA 2005

1

05 - 41

230

**ОЦЕНКА
ВЛИЯНИЯ
ИЗМЕНЕНИЯ РЕЖИМА
ВОД СУШИ
на наземные
ЭКОСИСТЕМЫ**



МОСКВА НАУКА 2005

УДК 556
ББК 26.22
О-93



Авторский коллектив:

*Новикова Н.М., Волкова Н.А., Назаренко О.Г., Хитров Н.Б., Шумова Н.А.,
Браславская Т.Ю., Кузьмина Ж.В., Кутузов А.В., Балюк Т.В., Гринченко О.С.,
Подольский С.А., Игнатенко С.Ю., Антонов А.И., Игнатенко Е.В.,
Кастрикин В.А., Парилов М.П., Саура Л.В., Трофимова Г.Ю.,
Альдякова О.А., Трешкин С.Е., Хубларян М.Г.*

Ответственный редактор

~~доктор~~ географических наук *Н.М. Новикова*

Рецензенты:

~~доктор~~ географических наук *Е.А. Востокова,*
доктор географических наук *Н.И. Коронкевич*

Оценка влияния изменения режима вод суши на наземные экосистемы / [отв. ред. : Н.М. Новикова] ; Ин-т водн. проблем. – М. : Наука, 2005. – 365 с. – ISBN 5-02-033732-3 (в пер.)

Рассмотрены современные экологические проблемы, возникшие на территории России и сопредельных стран в результате природных и антропогенных изменений вод суши (гидротехнического строительства, орошения и осушения земель). Обширный экспериментальный материал, накопленный авторами, позволил охарактеризовать механизмы и закономерности гидрогенных изменений структурно-функциональной организации экосистем и экотонных структур в условиях локального переувлажнения плакоров, создания низконапорных плотин на равнинных реках, заполнения водохранилищ в горах. осушительной гидромелиорации в речных поймах, подъема уровня бессточного водоема и регионального опустынивания. Происходящие изменения оценены с эколого-биологических, эколого-динамических и эколого-экономических позиций.

Для географов, экологов, гидрологов, работников водного хозяйства, проектировщиков, студентов и преподавателей вузов по специальностям: экология, биогеография и рациональное природопользование.

Темплан 2005-1-133

*Фотографии: на первой странице обложки –
долина реки Алье, автор – Хертъян Гирлинг;
на четвертой странице обложки –*

озеро Аршань Зельмень, автор – Кирина Никитская.

*Photos: at the 1-st jacket – Valley of Alie river, author – Gertjan Geerling; at the last
jacket – Lake Archan Zelman, author – Karina Nikitskaja.*

ISBN 5-02-033732-3

© Институт водных проблем РАН, 2005
© Редакционно-издательское оформление.
Издательство “Наука”, 2005

ПРЕДИСЛОВИЕ

Воды суши – важный компонент биосферы, контролирующей структуру и функционирование экосистем, межэкосистемные связи и сопрягающий региональные и глобальные биосферные процессы переноса вещества и энергии в их природных круговоротах. Взаимная связь и взаимное влияние воды и жизни на нашей планете существовали на всем протяжении геологической истории Земли. За длительное время отдельные виды организмов и биотические комплексы адаптировались к конкретным условиям водного режима территорий и акваторий и, в свою очередь, оказали существенное влияние на качественное состояние вод суши и других компонентов гидросферы.

На современном этапе развития цивилизации человек все шире включает воду в технические и природно-технические циклы. Под его целевым сознательным и неосознанным воздействием воды суши претерпели глубокие изменения и перешли в качественно новое состояние – искусственно управляемые или регулируемые воды, кроме того, сформировались и неизвестные в природе воды – техногенные.

В связи с этим возникают множественные и сложные изменения во всем механизме связей в биосфере. Изменение природных вод по мнению В.И. Вернадского и есть тот рычаг, с помощью которого человек, желая того или не желая, производит глубокие изменения в биосфере. Выдвинутая В.И. Вернадским еще в 1930-е годы идея изучения природных вод во всем их разнообразии приобрела в наше время особую актуальность в связи с возникновением водных экологических проблем, достигших сегодня масштабов крупных регионов и затрагивающих практически все речные и многие морские бассейны.

Экологические аспекты современных водных проблем – один из сложных узлов взаимодействия природы и человека. Водное

хозяйство во второй половине XX века стало одним из ведущих факторов трансформации природной среды: площадь орошаемых земель на Земном шаре превысила 2 млн км² [Postel, 1990], площадь осушенных земель также достигла 2 млн км², а площадь водохранилищ составляет более 400 тыс. км² [Авакян, 1999]. Если к этому добавить площади, занимаемые городскими поселениями и пашней, то окажется, что общая площадь земель с целенаправленно преобразованным водным режимом достигла размеров, приблизительно соизмеримых с площадью отдельных материков. За этими показателями стоит многократное увеличение изъятия воды из природных систем, ее вовлечение в антропогенные процессы. Вода становится одним из основных ресурсов, влияющих на размещение и развитие производительных сил. Прирост промышленных товаров и продукции сельского хозяйства, обусловивший увеличение потребления природных вод, вызвал перераспределение их по территории, регулирование гидрологического и гидрогеологического режимов, изменение качества поверхностных и подземных вод.

Очевидной причиной возникновения водных экологических проблем является изменение гидрологического цикла, приводящее к резкой трансформации водообеспеченности территорий вследствие влияния природных или антропогенных факторов – нарушения естественного режима и качества природных вод, их территориального перераспределения, появления в биосфере значительных масс вод антропогенного происхождения. Экологический механизм возникновения водных проблем проявляется в прерывании исторически сложившихся гидрологических связей в миграции вещества и трансформации энергии как в локальных, так и региональных масштабах; вовлечении в круговороты воды новых химических элементов, токсичных для живых организмов; формировании водного режима, нетипичного для данной территории; быстром, иногда скачкообразном изменении режима и состава поверхностных и подземных вод, к которым были адаптированы организмы, биоценозы и экосистемы, да и сам человек с его традиционными формами хозяйства.

Водные экологические проблемы являются свидетельством еще одной нерешенной проблемы более высокого уровня – взаимодействия человека с окружающей средой и затрагивают различные аспекты развития природы и социально-экономического развития общества. Наиболее широко распространенными и острыми можно считать:

– загрязнение водных объектов сточными, дренажными, сельскохозяйственными и ливневыми стоками, что делает эти воды непригодными для многих видов природопользования, вклю-

чая питьевое водоснабжение, рекреацию, рыбное хозяйство. Такие воды обуславливают евтрофирование водоемов, снижают их рыбопродуктивность, опасны для здоровья человека;

– изменение водного режима территорий приводит к проблемам, идентифицируемым в современной науке как “неогидроморфизм” и “опустынивание”, и обуславливает развитие сопутствующих им негативных процессов, влекущих за собой снижение продуктивности и деградацию наземных экосистем, ухудшение условий землепользования, развитие негативных социально-экономических проблем;

– нарушение объемов и режима речного стока также приводит к ухудшению качества природных вод, уменьшению их притока к озерам и морям, разрушению исторически сложившихся водных и наземных экосистем, развитие медико-биологических и социально-экономических аспектов водных проблем.

Как видим, водным экологическим проблемам присущи свойства, характерные и для других экологических проблем:

– резкие качественные, скачкообразные изменения в состоянии объектов (экосистем и процессов) при достижении критических значений ведущего фактора;

– синергетический эффект неадекватного усиления разнонаправленных процессов вследствие наложения антропогенных процессов на естественные, идущие в том же направлении.

Однако водным экологическим проблемам присущи и свои особенности:

1. Отдаленное проявление во времени и в пространстве экологических последствий изменения режима и качества вод водоемов и речного стока.

2. Кумулятивный эффект антропогенных воздействий на режим речного стока как в верхних бьефах гидроузлов, так и в нижних частях рек, дельтах.

3. “Саморасширение” зон прямого воздействия в результате изменения водного режима, обуславливающего сложную цепь последовательных преобразований среды, биоты, хозяйственной деятельности человека.

4. Постоянный “выход” на условия жизни и труда человека – т.е. все водные экологические проблемы имеют медико-экологический и социально-экономический аспекты, что является причиной их острой значимости.

Для решения существующих водных экологических проблем, и в еще большей степени – для предотвращения неблагоприятных ситуаций, способствующих их возникновению, необходимы фундаментальные исследования и накопление данных по закономерностям влияния режима вод суши на природную среду, биоту,

здоровье и жизнедеятельность человека. Особого внимания требуют антропогенные изменения территориального распределения, режима и качества поверхностных и подземных вод в их взаимосвязи с атмосферными; выявление критических значений изменений параметров водного фактора для конкретных видов, сообществ и экосистем как в масштабе отдельных речных бассейнов, регионов, так и биосферы в целом.

Поиск закономерностей и оценка влияния изменения вод суши на наземные экосистемы – одно из важнейших направлений в цикле фундаментальных исследований водных экологических проблем наряду с исследованиями закономерностей влияния антропогенных изменений режима и качества природных вод на водные экосистемы, условия жизни и состояние здоровья населения, социально-экономические процессы. Цель этих исследований состоит в разработке методологических основ решения водных экологических проблем.

Наша коллективная монография посвящена рассмотрению актуальных водных экологических проблем, проявившихся на территории Евразии и является новым шагом в развитии научных теоретических представлений об общих и частных закономерностях динамики наземных экосистем под влиянием как природных, так и антропогенных изменений вод суши; дает оценку происходящим процессам гидрогенной трансформации биосферного покрова на локальном и региональном уровнях.

Академик РАН М.Г. Хублярян

ВВЕДЕНИЕ

Активная хозяйственная, и, в особенности, водохозяйственная деятельность человека, ставшая во второй половине XX века одним из ведущих факторов средообразования, обусловила изменение водного режима обширных территорий, нарушила сложившиеся природные связи и стала причиной развития негативных процессов и явлений в природной среде и социально-экономической сфере. В связи с этим было сформировано новое научное направление, целью которого было решение фундаментальных задач в проблеме взаимодействия вод суши с окружающей средой. Изучение и оценка влияния изменения режима вод суши на наземные экосистемы, составляющая содержание данного монографического исследования, является одной из важных в этих исследованиях, и ее особое значение и место определяется тем, что, с одной стороны, именно экосистемы и представленная в них биота играют важнейшую роль в поддержании гомеостазиса природной среды, и в том числе, качества вод и водного режима территорий, гидрологических циклов. С другой стороны, существование наземных экосистем, ценных как элемент биологического разнообразия, хранитель генофонда планеты и важный источник биологических ресурсов, постоянно используемых человеком, поддерживается водами суши. Иными словами, взаимодействие и взаимосвязь вод суши и экосистем как элементарных структурных образований окружающей среды сложившееся за длительный геологический период их совместного развития на Земле, является условием устойчивого функционирования биосферы и существования человека, нуждается в фундаментальных исследованиях и тщательном анализе. В.И. Вернадский в своей работе, посвященной природным водам, в 30-х годах прошлого столетия (2003), до проявления экологических водных проблем и кризисов, отмечая неразрывную связь жизни и воды, уже оценил главенст-

вующую роль человека в формировании вод суши. Он писал, что современные воды суши (поверхностные, верховодка и почвенные) – новое явление в истории планеты, ход воздействия живого вещества на воды изменен с появлением человека и эти изменения и есть тот рычаг, которым люди, желая того или не желая, производят неисчислимы изменения во всем механизме биосферы. В.И. Вернадским отмечена важнейшая активная роль наземных организмов как в основных круговоротах воды биосферы, так и передвижении водных масс из одной геосферы (оболочки Земли) в другую. При этом он рассматривал гидросферу в качестве одной из оболочек биосферы. Таким образом, В.И. Вернадский уже в 30-е годы дал оценку важности процессов трансформации природных вод человеком как геологического процесса на Земле. Он же отмечал, что изменение вод суши повлечет за собой изменение живого вещества. Осмысление этого процесса наукой происходит в наше время, и конечно, основные усилия в первую очередь направлены на изучение и оценку качества вод и водных экосистем.

Целью настоящего монографического исследования является рассмотрение наиболее проблемных вопросов воздействия изменения вод суши на наземные экосистемы: климатических флуктуаций, регулирования режима речного стока и гидромелиоративного преобразования переувлажненных территорий, создания обширных водных объектов в горных районах, естественных изменений уровня моря и преобразования водного режима территории крупного бессточного водоема.

Эта научная задача в монографии рассмотрена в свете современных представлений об окружающей среде, с позиций выдвинутой В.С. Залетаевым (1989) концепции экологически дестабилизированной среды, свойственной эпохе научно-технического прогресса, с присущими ей процессами экотонизации биогеоценотического покрова биосферы под влиянием антропогенно преобразованного режима вод суши и проявлением микроочаговых процессов как индикаторов будущего развития гидрогенных трансформаций.

В последние годы термин “экосистема” применяется в различном контексте и понимается по-разному. В этой работе он используется в соответствии с определением, данным Д.В. Панфиловым [Исаков и другие, 1980. С. 8], где под экосистемой понимаются “комплексы взаимосвязанных популяций разных видов живых существ и изменяемой ими абиотической среды, обладающие способностью к саморегуляции и самовозобновлению всех главных компонентов их биоты”. Как саморегуляция, так и самовозобновление возможны только в случае соответствия истори-

чески возникших адаптаций организмов современным режимам и ритмичным процессам окружающей среды.

Основным объектом исследований в нашей работе выступает “элементарная” экосистема, соответствующая по размерности фрагменту ассоциации в геоботанике или фации в ландшафтоведении. Из-за сложности изучения всех составляющих экосистемы, в работе особое внимание обращено либо на растительность, либо на животный мир, которые используются в качестве индикаторов состояния и динамики элементарных экосистем.

Что касается предмета исследований, то основное внимание обращено на системы взаимодействий и взаимовлияния процессов в гидросфере и в наземных природных и антропогенных экосистемах водосборных территорий, речных пойм и дельт, побережий водоемов. Особое внимание обращено на специфические гидрогенные системы – экотоны, формирующиеся в зоне контакта водных объектов и суши. Эти биогеосистемы имеют более высокое иерархическое положение нежели элементарные экосистемы и объединяют последние абиотическими потоками вещества, переносимыми преимущественно водой. В силу специфического положения, для этих биогеосистем характерны частые флуктуации факторов среды. Это качественно отличает их от экосистем, располагающихся на междуречьях в различных природных зонах.

Гидрогенные трансформации рассматривались в ландшафтных условиях морских побережий, речных пойм и дельт, богарных агроландшафтов, заместивших зональные на плакорных местоположениях.

Особое внимание обращалось на трансформацию структурно-функциональной организации экосистем, а оценка происходящих изменений производилась с эколого-биологических, эколого-динамических и эколого-экономических позиций.

Изменение режима вод суши в настоящей работе рассматривалось в качестве прямо или косвенно действующего фактора трансформации наземных экосистем. Из всего существующего многообразия изменений вод суши здесь исследованию подверглись изменения антропогенно обусловленные и природные. В качестве природных рассматривались изменения водного режима территорий или водных объектов, обусловленные климатическими процессами и оценивался экологический эффект их изменения, проявившийся за последние 30 лет на плакорных местобитаниях.

В качестве антропогенно обусловленных были рассмотрены экологические процессы и последствия изменения режима речного стока под влиянием строительства низконапорных сооруже-

ний на равнинных реках и создания гидроузлов на горных реках. При этом учитывался “климатический фон” и его изменения во времени, так как наложение природных тенденций и процессов на антропогенно обусловленные изменения может как усиливать их, так и ослаблять. Изучение динамики наземных экосистем в этой связи приобретает особую значимость, так как позволяет выявить механизмы гидрогенной трансформации среды, оценить глубину и направление происходящих изменений и предположить пути развития в дальнейшем.

Исследования гидрогенной динамики экосистем тесно сопрягаются с географическим направлением в гидрологии, в задачу которого среди прочих включено “...выявление роли воды в функционировании природы и общества, в изыскании путей экологически более безопасного использования водных ресурсов” (Антропогенные воздействия..., 2003. С. 5). Эколого-географические исследования, выполненные авторами данной монографии, в какой-то мере развивают географо-гидрологические. Мы использовали экологические методы и рассматривали преимущественно обратные связи: явления и процессы, инициируемые изменением вод суши и оказывающие непосредственное воздействие на компоненты экосистем. Именно эти связи и являются экологическими.

Настоящая монография является естественным развитием ранее выполненных исследований авторского коллектива, в результате которых были выявлены масштабы и закономерности трансформации экосистем речных пойм в разных географических зонах нашей страны под влиянием антропогенного регулирования речного стока [Экосистемы речных пойм..., 1997]; изучены и охарактеризованы закономерности формирования экотонных систем “вода–суша”, особенности их структурной организации, оценена важная роль в сохранении биологического разнообразия в планетарном масштабе [Экотоны..., 1997]; разработаны теоретические представления о микроочаговых процессах и динамике наземных экосистем как индикаторах гидрогенно дестабилизированной природной среды [Микроочаговые..., 2000].

В основу этой монографии положены экспериментальные данные, полученные авторами в 1998–2003 гг. в результате проведения полевых исследований. В работе использован широкий диапазон эколого-географических методов для сбора и обработки данных и методы математической статистики для их анализа. Исследования охватили обширную территорию от бассейнов рек Восточной Европы (Дунай, Эльба) до Восточной Сибири (бассейны рек Бурея и Зея) и Приморского края, а также побережья Каспийского и Аральского морей. Для разработки поставленных

задач была также проанализирована обширная научная литература по вопросам взаимодействия вод суши с окружающими ландшафтами, влиянию изменений гидрологической обстановки на состав и структуру биоты и методики их исследований.

Авторский коллектив состоит преимущественно из ученых – сотрудников Лаборатории динамики наземных экосистем под влиянием водного фактора из Института водных проблем РАН. Помимо них в коллектив вошли ученые и из других научных учреждений России, совместно с которыми проводились экспериментальные исследования и была написана монография – из института почвоведения им. В.В. Докучаева РАСХН, Донского государственного аграрного университета, Хинганского заповедника, Института биоэкологии Каракалпакского отделения Академии наук республики Узбекистан.

Работы проводились по плановой тематике Института водных проблем РАН “Водный фактор в жизнеобеспечении и поддержании устойчивого функционирования экосистем”, а также при финансовой поддержке РФФИ (проекты № 98-05-64237 “Развитие теории микроочаговых процессов как индикаторов экологически дестабилизированной среды”; № 03-05-64238 “Разработка теории экологического нормирования в применении к водному режиму экосистем и экотонов речных пойм”); Отделения наук о Земле президиума РАН, в рамках проекта 9 (“Изменения природно-территориальных комплексов России в зонах интенсивного техногенного воздействия”) и международных проектов (ЮНЕСКО, НАТО).

1. ИЗМЕНЕНИЕ ВОД СУШИ И МЕТОДИКА ИЗУЧЕНИЯ И ОЦЕНКИ ТРАНСФОРМАЦИЙ ЭКОСИСТЕМ ПОД ВЛИЯНИЕМ ВОДНОГО ФАКТОРА

1.1. Природные и антропогенные изменения вод суши и современные водные экологические проблемы

Под “водами суши”, о которых идет речь в монографии, подразумеваются воды, активно участвующие в большом гидрологическом цикле на континентах: атмосферные осадки, поверхностные (воды рек, водоемов), почвенные, грунтовые, и “биологические” воды, содержащиеся в живых организмах. В сравнении с водами земной коры и мантии, океанов и морей, они составляют незначительную часть гидросферы нашей планеты – только 3,5%. Атмосферная влага – связующее звено между водами океанов и суши, и распространяющее свое влияние на поверхность всех континентов и присутствующих на ней биотических комплексов – экосистем имеет весьма незначительные объемы – 12 900 км³ или 0,001% от общих запасов воды на земном шаре [Мировой водный баланс..., 1974].

Поверхностные воды (рек и водоемов) составляют при единовременной оценке их запасов 0,0132% гидросферы. Они создают особую среду обитания для биоты и формируют “водные экосистемы”. Кроме того, при взаимодействии с сушей область влияния поверхностных вод распространяется на побережье и также создает специфические условия обитания наземных организмов в виде экотонных систем “вода–суша”.

Почвенные воды составляют основной источник влаги, вовлекаемой живыми организмами в биологический круговорот. Ее запасы в почвенной толще до глубины двух метров исчисляются 16 500 км³ или 0,001% от общемировых запасов воды [Мировой водный баланс..., 1974], т.е. на порядок выше запасов воды в живых организмах. По объему эта влага соизмерима с атмосферной, и в очень большой степени определяется ею. Суммарные величины ежегодно возобновляемых запасов подземных вод зон активного и сравнительно активного водообмена оцениваются величинами около 12–13 тыс. км³ [Львович, 1974]. О масшта-

бах естественных изменений в подземных водах дают представление такие цифры [Ковалевский, 1994]: за сезон в песках и галечниках амплитуды колебаний достигают 1–2 м; в предгорьях – 10–12 м; в горах – 30–40 м. Многолетняя изменчивость суточных колебаний уровней подземных вод может в 3 и более раз превышать среднегодовые значения.

Вода, содержащаяся в живых организмах, может быть также рассмотрена как особый вид вод суши. Количество этой воды, исходя из объема живого вещества биосферы – $1,4 \cdot 10^{12}$ т, при среднем содержании воды в живом веществе около 80%, составляет 1120 км^3 или 0,0001% всех запасов вод. Однако, несмотря на относительно небольшое количество, она является важным звеном, усиливающим влагооборот. Около 12% (8,4 тыс. км^3) суммарного испарения с земной поверхности осуществляется растениями. Кроме того, из общего количества воды, содержащейся в живых организмах, большая часть является легко выделяемой, т.е. также участвующей в круговороте. Важное значение в круговороте вод на поверхности Земли играет процесс фотосинтеза, осуществляемого растительным покровом. В результате фотосинтеза ежегодно на водород и кислород разлагается около 120 км^3 воды (Алпатьев, 1983). Эта пленка воды живого вещества крайне изменчива, но сейчас, благодаря материалам дистанционного зондирования, ее пространственно-временная изменчивость поддается учету.

Изменчивость, движение – фундаментальные свойства, присущие как живым организмам, так и водам суши. Движение воды – постоянный процесс превращения и перемещения ее в природной среде. Оно происходит в виде влагообмена, или круговорота воды и имеет циклический характер. Вода, испарившаяся с океанов и морей, в большей своей части (90%) выпадает обратно на морскую поверхность, участвуя в малом поверхностном круговороте. Меньшая часть испарившейся с океанов влаги (10%) переносится воздушными массами на сушу, где участвует в ряде внутренних влагооборотов. Атмосферные осадки, выпавшие на суше, в значительной степени испаряются (58%), а около 40% образуют поверхностный сток, формирующий поверхностные воды. Около 2% выпавшей влаги просачивается в почву, пополняет грунтовые воды, которые в свою очередь, формируют подземный сток во внутренние моря и океаны. Гидрологические циклы или процессы водообмена, обеспечивают единство всех вод и относительную устойчивость в распределении вод между сушей, океаном и атмосферой, на суше – между водами участвующими в гидрологическом цикле, а на территории речных бассейнов – между отдельными функциональными частями их территории и приемными водоемами.

Воды суши являются не только главнейшим природным ресурсом для протекания физиологических процессов биоты, но и важным экологическим фактором ее существования и развития, так как в значительной степени формирует среду их обитания – биотопы; с помощью воды осуществляются внутри- и межэкосистемные связи. Баланс тепла и влаги определяет специфическое для каждой природной зоны физико-географические условия среды и процессы, характерный набор видов и экосистем, особенности их размещения и взаимосвязи.

Атмосферные осадки являются основным поставщиком воды в экосистемы, и в определенной степени гарантируют их качество и доступность для биоты. Важное экологическое значение имеет не только их количество, но и режим выпадения (сезонность). Выпадение дождей в вегетационный период способствует нарастанию фитомассы и пополнению почвенных вод, снижению температуры воздуха, испарения. Осадки невегетационного периода идут на пополнение запасов влаги почв и грунтовых вод, и этот процесс тем эффективнее, чем более температуры зимнего периода приближены к нулевым положительным значениям, так как в этом случае непродуктивное испарение минимально.

Следует отметить, что режим выпадения атмосферных осадков в определенной степени связан с их количеством: чем меньше годовые суммы, тем он неопределеннее. Так в крайне аридных районах, таких как Сахара, отсутствует какая-либо закономерность как во времени выпадения осадков, так и в их количестве.

В течение длительного времени на Европейской территории существовала определенная взаимосвязь между длительнопериодными изменениями годовых сумм осадков и сезонностью их выпадения. Эта связь была нарушена в конце прошлого века: приращение годовых сумм осадков стало происходить за счет осадков зимнего периода [Антропогенные воздействия..., 2003].

Характер выпадения осадков также имеет важное экологическое значение. Как показали исследования А.Н. Золотокрылина (2003), не только годовая сумма осадков или сумма осадков вегетационного периода лимитируют развитие растительности в воддефицитных районах. Оказалось, что в этих условиях водное питание растений может обеспечиваться слабыми частыми осадками, и именно на границе полупустыни и северной пустыни (близ 48° с.ш.) происходит резкое сокращение повторяемости выпадения слабых (менее 6 мм/сутки) и умеренных (6,1–10 мм/сутки) осадков. То, что морозящие осадки экологически более эффективны, можно объяснить их просачиванием и накоплением в почве, а затем и в грунтовых водах; в то время как осадки ливневого

характера быстро скатываются в микропонижения, не проникая в почву, а часть их испаряется по пути.

Ритмы развития организмов и сообществ, их состав и структура согласованы с ритмами выпадения осадков. Неравномерный режим выпадения осадков внутри года создает и определенную сезонную ритмику функционирования и структуры экосистем.

Следует сказать, что экологическая эффективность выпадения осадков для экосистем лимитируется несколькими факторами. Наиболее важным является температурный режим. Vegetация у растений начинается при температурах выше + 5 (10)°C. Верхний предел трудно ограничить, так как в природе определенным количествам осадков соответствуют определенные значения температур и достаточно высокие значения температур ограничиваются доступными водами. Однако если посмотреть на экосистемы речных пойм, то при отсутствии дефицита влаги, при увеличении температур происходит заметный прирост годовой продукции.

Грунтовые воды. Глубина залегания грунтовых вод – один из важнейших факторов, определяющих развитие экосистем и их динамику. Механизм его действия разнопланов. Прежде всего, грунтовые воды выступают дополнительным источником водного питания растений, что особо важно в вододефицитных районах. Среди распространенных там растений имеются фреатофиты, черпающие влагу непосредственно из грунтовых вод и трихогидрофиты, осуществляющие пополнение влаги из капиллярной каймы. При этом практические исследования показывают, что корни растений могут проникать на глубину до 10–20 м и более. В гумидных районах, наоборот, растения, особенно древесные, часто страдают от близкого подъема грунтовых вод к поверхности. Иными словами, растительность разных экосистем адаптирована к различным глубинам залегания грунтовых вод и их сезонным и разногодичным изменениям. При разной глубине залегания грунтовых вод развиваются различные почвообразовательные процессы, различна доступность питательных веществ и др.

Важное экологическое значение имеет колебание глубины залегания грунтовых вод в течение года. Особенно ярко это прослеживается в поймах рек, где амплитуда колебания грунтовых вод между паводковым и меженным периодами достигает 3–5 м. Растительные сообщества адаптированы к этим условиям и каждое из них развивается при определенных интервалах глубин залегания грунтовых вод. Изменение в режиме грунтовых вод приводит к деградации одних растительных сообществ и замещению их другими видами и сообществами.

Равновесие в распределении вод по территории Земного шара относительное и может меняться во времени, что приводит к

соответствующему изменению гидрологических, климатических условий, а следовательно, и условий функционирования экосистем. Изменение основных характеристик вод во времени является еще одним важным фундаментальным свойством, оно называется “режим”. Изменения происходят как внутри года, так и по годам. В отдельных районах отмечаются некоторые закономерно повторяющиеся изменения в течение ряда лет. Они носят циклический характер. Экосистемы адаптированы к этим изменениям. На уровне вида сезонная изменчивость влагообеспеченности территории регулируется фенологическими сезонными ритмами отдельных видов. Межгодовая изменчивость влагообеспеченности регулируется активизацией или ослаблением продукционных процессов, изменением численности видов и сменой видового состава. Иными словами, флуктуациям водного режима территорий соответствуют флуктуационные изменения структуры и функционирования биотических комплексов. Если же изменения влагообеспеченности приобретают направленный характер, в экосистемах происходят соответствующие изменения сукцессионного характера, их структура и функционирование перестраиваются для того, чтобы прийти в соответствие с новыми условиями среды.

Следует отметить важную функцию вод суши – системообразующую. Благодаря тому, что они переносят растворенные вещества как внутри экосистем, так и между отдельными экосистемами и отдельными участками внутри водосборных бассейнов, формируются территориальные стоковые системы разного масштаба. Они объединяют экосистемы одного речного бассейна в биогеосистемы.

Следует учитывать, что из всего объема вод суши доступны живым организмам не все воды: часть их не может быть использована либо по причине низких температур, либо из-за все возрастающей антропогенной токсичности.

Существенным ограничением в использовании вод наземными экосистемами является неравномерность их пространственного распределения. Так, суммарные ежегодно возобновляемые ресурсы Земли составляют 46 800 км³/год, или в пересчете на равномерно распределенный слой воды, – 314 мм, но при этом различия в обеспеченности влагой отдельных участков суши могут достигать тысяч раз: на северо-западе Европы величина стока изменяется от 5000 мм (юго-западное побережье Норвегии) до 5 мм (в районе Астрахани). Еще одним существенным ограничением для использования вод суши биотой является их внутри- и межгодовая изменчивость. Она оценивается на основании отклонений значений характеризующих их параметров: средних, мак-

симальных и минимальных за сезон, или год и проч., от средне-многолетних. Годы, в которые значения водного фактора превышают средние многолетние, относят к годам с повышенной водностью, а при более низких, чем средние значения – с пониженной. Помимо того, выделяются районы, для которых характерны циклические изменения вод, с разной длительностью периодов (коротко-, средне- и длиннопериодных циклов). Знание этих природных закономерностей изменения вод суши необходимо для того, чтобы вычленять их антропогенно обусловленные составляющие.

На Европейской территории нашей страны, в Волжском бассейне, годы в начале прошлого столетия отличались пониженной водностью, это особенно заметно прослеживалось по изменению водности рек. Именно в этот период проявилась активная водохозяйственная деятельность, и при наложении на маловодные годы, произошла существенная трансформация речного стока и проявилась водная экологическая проблема в виде снижения уровня Каспийского моря, обсыхания дельты Волги, ухудшения условий воспроизводства ценных видов рыб и др. Однако, начиная с конца 1970-х годов, уровень Каспийского моря стал заметно повышаться и поэтому возникла новая экологическая проблема в виде затопления и подтопления обширных территорий, активно используемых человеком. Каспийское море – самый крупный внутренний водоем на Земле, с объемом воды почти 79 тыс. км³, площадью 378 тыс. км² и площадью водосборного бассейна 3,5 млн км². По мнению Р.К. Клиге [Клиге и др., 1998] из-за столь большой площади Каспий чутко реагирует на все глобальные климатические изменения.

Пример с подъемом уровня Каспийского моря наиболее ярко демонстрирует цепочку экологических последствий, которые стали наблюдаться в конце прошлого столетия в связи с изменением режима климатических параметров – многолетним направленным отклонением их от среднемноголетних значений.

Текущие отклонения температуры на Европейской части России (севернее 60° с.ш., 30–60° в.д.) в градусах Цельсия от средней в зимний сезон (декабрь–февраль) в период с 1981 по 1990 гг. составили 0,7°; за период с 1991 по 1995 гг. достигли 2,3° и на период до 2005 г. прогнозируется повышение до 2,7°. К югу от 60° с.ш. отклонения также оказались положительными, но более плавными – 1,6°; 1,5° соответственно и на перспективу 2005 г. прогнозируется 2,4° [Ефимова, Строкина, 2002].

Наряду с потеплением, происходят изменения в выпадении осадков. Так, в период с 1981–1990 гг. в сравнении с периодом, принятым за норму (1951–1975 гг.), на севере Западной Европы и

Европейской части России, в Западной Сибири и Средней Азии осадки были на 10–15% выше нормы [Ефимова, Строкина, 2002]. При этом в период 1991–1995 гг. на указанной территории в холодное полугодие они превышали норму на 10–20%, а в теплое полугодие отмечались только небольшие положительные аномалии. Исключение составили среднее Заволжье и центр Западной Сибири, где были отмечены отрицательные аномалии. В Восточной Сибири отклонений не отмечено.

Направленные изменения отмечаются и в гидрологическом режиме рек и водных ресурсах. Их также связывают с наблюдающимися изменениями климата. В результате комплексного статистического анализа многолетних колебаний стока на территории бывшего СССР на средних реках с площадями водосборов от 5 до 50 тыс. км², пришли к выводу [Шикломанов, Георгиевский, 2002] о том, что начиная со второй половины 70-х годов XX века и по настоящее время на значительной территории нашей страны, включающей Европейскую часть России и Западную Сибирь происходят не наблюдавшиеся ранее изменения во внутригодовом режиме стока большинства рек. Это выражается в увеличении водности в меженные месяцы (летнее-осенние и зимние). На реках Восточной Сибири однонаправленных изменений стока не отмечено. При этом в бассейнах рек Волги, Дона и Днепра увеличение меженного стока в последние 15–20 лет достигало 20–40% от нормы. На всей рассмотренной территории на реках произошло увеличение годового стока и снижение стока весеннего половодья. Отсюда видно, что увеличение водности рек обусловлено ростом меженного стока. Особое внимание исследователи обращают на необычность этих изменений, так как за последние сто лет все изменения водности рек определялись изменениями стока весеннего половодья.

Аналогичные изменения отмечают и на малых реках Европейской части, дренирующих водосборы. В то же время в отдельных районах на малых реках, не дренирующих основные водонесные горизонты, несмотря на повышенную увлажненность водосборов, происходит снижение их стока во все сезоны года (Антропогенные изменения..., 2003).

Объяснение происходящим изменениям в режиме речного стока находят в том, что в районах достаточного и избыточного увлажнения осадки имеют тенденцию к возрастанию, увеличиваются влагозапасы почво-грунтов в летне-осенний период. Кроме того, в результате повышения температуры воздуха холодного периода уменьшилось промерзание почвы и часть талого стока также идет на увеличение влагозапасов деятельного слоя почвы. В итоге сложились условия, благоприятные для инфильтрацион-

ного питания подземных вод, возрастания подземного стока, повышения уровней основных водоносных горизонтов [Ковалевский, 2001; Коронкевич и другие, 1998]. Увеличение запасов подземных вод привело к возрастанию подземного питания рек и значительному росту их меженного стока [Шикломанов, Георгиевский, 2002]. Дальнейшим следствием изменения увлажненности Европейской части России стало повышение уровня Каспийского моря более чем на 2 м с конца 1970-х до середины 1990-х.

Вывод о возможности заметных изменений биосферы при сравнительно небольших колебаниях климата объясняет большое значение быстрого роста концентрации углекислого газа в атмосфере обнаруженного относительно недавно. Это считается причиной повышения средней глобальной температуры воздуха [Будыко, 1972; Будыко, Израэль, 1987; Будыко и другие 1990]. Линейный тренд повышения температуры, определенный по вековому ходу аномалий средней годовой глобальной температуры воздуха для периода с 80-х годов XIX до начала 90-х годов XX века, по данным National Climatic Data Center (NOAA), оказался равным $0,5 \text{ }^\circ\text{C}/100 \text{ лет}$.

Важным фактором изменения доступности вод является увеличение численности населения. Так, на каждого жителя Земли в 1971 г. приходилось в среднем $12,9 \text{ тыс. м}^3$ ежегодно возобновляемых водных ресурсов, но к 1998 г. в связи с ростом населения этот показатель снизился до $9,4 \text{ тыс. км}^3$ в год. Как видим, потенциальная водообеспеченность населения Земли все еще довольно высокая, и водные проблемы состоят не в недостатке ресурсов пресных вод, а в их неравномерном распределении по территории, колебаниях во времени, и, самое главное – изменении качества.

Человек все более ощутимо вмешивается в природные процессы, что оказывает заметное влияние на гидросферу. В настоящее время под воздействием человека около 20% суши подверглись коренному преобразованию, что привело к изменению теплового и водного режимов, гидрогенной дестабилизации среды с неадекватными реакциями на дополнительные воздействия. Быстрый рост населения планеты, развитие промышленного производства и сельского хозяйства вызывают возрастающие темпы водопотребления, которое уже достигает почти 4 тыс. км^3 в год [Шикломанов, 1979]. Сельское хозяйство использует 80% вод, вовлекаемых в техногенные циклы, и, это во-первых связано с орошением 2 млн км^2 земель в субаридных и аридных районах, что в свою очередь ведет к усилению процессов испарения и интенсификации влагооборота, сокращению и переэксплуатации речного стока. На отдельных реках антропогенное сокращение стока составило до 30% [Шикломанов, 1979]. Во-вторых,

с деятельностью человека связано изменение подземных вод, их некоторое пополнение за счет создания искусственных водоемов и сокращение из-за интенсивной эксплуатации. Ежегодно из недр Земли извлекается до 20 тыс. км³ воды [Плотников, 1976]. Это приводит к разнонаправленным изменениям в запасах вод и их участию в водном обмене территорий.

Значительные природные и антропогенно обусловленные изменения режима вод суши повлекли за собой возникновение ряда серьезных водных экологических проблем. Под последними понимаются негативные изменения среды, приводящие к ухудшению социально-экономических условий жизни и здоровья населения.

Среди основных причин изменения влагообеспеченности и водного режима экосистем в настоящее время можно считать:

- 1) флуктуации климата, и в первую очередь, изменения количества и режима выпадения атмосферных осадков, которые повлекли за собой изменения водного режима и гидрологической обстановки на значительных территориях;

- 2) различные водохозяйственные преобразования режима речного стока (спрямление русел рек, сооружение крупных водохранилищ или низконапорных плотин и т.д.);

- 3) гидромелиорация (осушение заболоченных территорий, обводнение засушливых земель; сооружение крупных ирригационных каналов и коллекторов);

- 4) замена природных экосистем антропогенными на больших территориях и агротехнические приемы, направленные на запасание влаги в почве.

Все эти виды воздействий приводят к возникновению различных негативных экзогенных процессов, к нарушению хрупкого экологического равновесия на конкретных участках территорий.

Так, упоминавшееся ранее возрастание количества годовых сумм осадков в умеренном поясе Евразии и изменение сезонной структуры выпадения атмосферных осадков на фоне повышенной температуры холодного периода создало благоприятные условия для впитывания воды в почву зимой и весной, пополнения запасов почвенной влаги и подземных вод, подъема их уровня, увеличения годового и особенно межлетнего стока при некотором снижении стока половодья. Эти изменения режима осадков привели в лесостепной и степной зонах к негативным последствиям, а в ряде районов – к возникновению водных экологических проблем, общее название которым может быть определено как современный гидроморфизм (иначе вторичный или неогидроморфный). Этот процесс, обуславливающий трансформацию автоморфных агроландшафтов в гидроморфные, представляет серьезную угрозу сельско-

му хозяйству на юге России. Рассмотрение его с позиций геоэкологии, как эколого-географического явления, представляется весьма актуальным и важным, так как позволяет установить механизмы и закономерности его развития и оценить степень опасности, реальные масштабы и зоны локализации. Важной особенностью указанной проблемы неогидроморфизма является медленное развитие и кумулятивный характер и, как большинство экологических процессов, они могут развиваться скрыто до достижения критической ситуации. В связи с этим представляется целесообразным оценка экологических последствий их развития, установление индикаторов ранних стадий и разработка рекомендаций по землепользованию или мелиоративным мероприятиям.

Развитие современного гидроморфизма приняло столь широкие масштабы на юге европейской части России, что некоторыми исследователями [Зайдельман и др., 1998. С. 25] оценивается как национальное бедствие для нашей страны, "...поскольку засоление и деградация распространяются на многие миллионы гектар ценнейших черноземных и других плодородных почв". К настоящему времени на этой территории явлением переувлажнения и подтопления охвачено около 9 млн га, в том числе 5 млн га сельскохозяйственных угодий.

Причинно-следственные связи (рис. 1.1.1), вызывающие возникновение и развитие современного гидроморфизма могут быть представлены в виде блок-схемы, отражающей причину развития – различные виды хозяйственной деятельности, выступающие в виде ведущего фактора (на схеме – агенты), обусловленные ими процессы – переувлажнение, развитие современного гидроморфизма, засоление, деградацию земель и результат воздействия этих агентов – различные варианты формирующихся вторично гидроморфных ландшафтных комплексов (ПТК).

Особое место в рассматриваемом ряду проявления антропогенно обусловленного гидроморфизма, занимают участки переувлажнения, возникшие в освоенной части агроландшафта и не имеющие связи с гидрографической сетью, урбанизированными территориями или ирригационными системами. Развивающиеся в подобных условиях экосистемы часто называют "мочарными" или "мочарами" ([Назаренко, 2002] (см. рис. 1.1.1) и относят к группе агроландшафтного богарного неогидроморфизма (рассмотрен в главе 2).

Причины этого экологически негативного явления могут иметь как природный, так и антропогенный характер. К числу природных особенностей районов распространения экосистемы

СОВРЕМЕННЫЙ ГИДРОМОРФИЗМ НА ЮГЕ РОССИИ



Рис. 1.1.1. Блок-схема взаимосвязей, возникающих при развитии вторичного гидроморфизма

современного гидроморфизма, определяющих риск его развития можно отнести:

- климатические – сезонная, годовая, многолетняя, вековая флуктуация метеорологических показателей – (атмосферных осадков, температурного режима, испаряемости, радиационного баланса);

- геоморфологические – формирование условий накопления, перераспределения поверхностного стока за счет геоморфологических структур разного уровня – мега-мезо-микро-нанорельефа как современного, так и древнего;

- особенности строения почвенно-грунтовой толщи – наличие литологической неоднородности или внутреннего рельефа, наличие погребенных почв и др.

Деятельность человека становится пусковым механизмом развития локального переувлажнения исходно автоморфных черноземов, являясь причиной изменения водного режима почв и ландшафта в целом. Эти изменения водного режима почв и ландшафта включают:

- изменение режима испарения и транспирации почвенной влаги за счет замены травяного покрова целинных степей, сохраняющегося в течение всего года, на покров агрофитоценозов, который чаще всего существует лишь сравнительно короткий интервал времени (3–4 месяца) в вегетационный период и удаляется в остальное время года; в результате в пахотных черноземах весной удлиняется период с влажностью, близкой к наименьшей влагоемкости, а после уборки сельскохозяйственной культуры

происходит осеннее непродуктивное накопление влаги в почве [Назаренко и др., 2002];

– перевод поверхностного стока частично или полностью в запас почвенной влаги, а также во внутрпочвенный и/или грунтовой сток посредством комплекса противоэрозионных мероприятий и в целом особой организации территории;

– увеличение запаса почвенной влаги в весеннее время за счет различных агрономических и агротехнических приемов влагонакопления;

– изменение путей миграции поверхностных вод в ландшафте за счет иной деятельности человека (строительство дорог, трубопроводов, противодефляционных лесополос и т.п.).

Именно эти причины и причинно-следственные связи по мнению ведущих исследователей этого явления [Зайдельман, 1992; Назаренко, 2002; Хитров, 2002 и другие] приводят к формированию локально переувлажненных экосистем на плакорных пространствах и склонах, для которых характерен исходно автоморфный режим.

Широкое распространение это явление получило в важных земледельческих районах России – Ростовской области, Краснодарском и Ставропольском краях, где исключаются из сельскохозяйственного использования обширные территории плодородных черноземов. В бассейне реки Дон богарный неогидроморфизм проявляется очень активно. Площади переувлажненных почв по данным ЮЖГИПРОЗЕМА в Ростовской области [Хитров и др., 2003] в 1985 году составляли 84,1 тыс. га; в 1995 г. – 233,5 тыс. га, в 1997 г. – свыше 256 тыс. га; а к 1998 г. выросли до 578 тыс. га. Столь резкое увеличение площадей переувлажненных земель в 1998 г. во многом связано с экстремально влажным 1997-м г.

Но если в этом случае роль изменения климата пока еще дискуссионна, то последствия разнообразных водохозяйственных воздействий на гидросферу не вызывают никакого сомнения. В настоящее время к концу XX столетия площадь искусственно орошаемых земель на Земном шаре превысила 2 млн км², а площадь водохранилищ достигла 400 тыс. км² [Авакян, 1998]. Таким образом, площадь земель с целенаправленными или попутными изменениями водного режима экосистем занимает 3,5% площади суши.

Только в России функционирует 65 тыс. объектов гидрологического назначения. В этот мощный водохозяйственный комплекс входят 36 тыс. водозаборных сооружений, около 10 тыс. км защитных дамб и водооградительных валов, 29 тыс. водохранилищ, прудов, накопителей жидких отходов с напорными гидротехническими сооружениями [Гос. докл..., 2002].

Все это не могло не привести к дестабилизации наземных экосистем и экотонизации среды на обширных территориях. Тем более, что темпы гидротехнического строительства намного опережали научное обоснование допустимых уровней воздействия и пределов преобразования среды. Так, в России к концу века за счет созданных водохранилищ объем воды, запасаемой в них, возрос более чем в 45 раз. Это привело к нарушению экологического равновесия на площади более 700 тыс. км²; переустройству хозяйства на территории около 1500 тыс. км². В то же самое время из 4,56 млн га орошаемых земель 700 тыс. га находятся в неудовлетворительном состоянии, а из 4,64 млн га осушенных земель – 1,280 млн га.

Таким образом, интенсивное антропогенное воздействие на гидросферу привело к дестабилизации экосистем на огромной площади. Эта дестабилизация экосистем должна рассматриваться как важнейшая экологическая проблема, так как негативным изменениям подвергаются не только гидроморфные экосистемы экотонной зоны “вода–суша”, но и природные и антропогенные экосистемы прилегающих территорий. Но наиболее острые ситуации возникают там, где накладываются природные и антропогенные факторы, изменяющие гидросферу. Такое наложение негативных воздействий приводит к катастрофическим изменениям, что наблюдается в районе Аральского моря. Так, широкомасштабная ирригация, создание многочисленных каналов и водохранилищ в верхнем и среднем течении рек Амударья и Сырдарья на фоне природной фазы регрессии Аральского моря привело к его гибели и экологической катастрофе в обширном регионе Приаралья, создало проблему выживания населения Каракалпакии. За 30 лет уровень моря упал на 23 м; соленость воды с 7–10 возросла до 62 г/л; 2/3 морского дна обсохло и превратилось в пустыню. Утрачена солонатоводная экосистема Аральского моря, деградировали водные и наземные экосистемы дельт рек Амударьи, Сырдарьи на общей площади около 3 млн га. Засолены обширные территории пустыни, орошаемые земли на 50% территории утратили плодородие из-за развития вторичного засоления. [Глазовский, 1990, Creeping... 1999]. На рисунке 1.1.2 представлена блок-схема изменений природной среды при крупном ирригационном строительстве. За основу была взята схема взаимосвязей в бассейне Амударьи.

Водные экологические проблемы, связанные с антропогенными изменениями вод суши являются следствием не только целенаправленных действий с ожидаемыми результатами, но и, главным образом, развития сопутствующих явлений. Как правило, эти

ТРАНСФОРМАЦИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ПРИ РАЗВИТИИ ИРРИГАЦИИ



Рис. 1.1.2. Блок-схема трансформации природной среды при ирригационном освоении территории

сопутствующие негативные явления проявляются с некоторым запозданием во времени. С еще большим запозданием эти негативные последствия осознаются обществом. Обычно люди спохватываются лишь тогда, когда они перерастают в экологическую проблему или катастрофу, и изменения становятся необратимыми [Гунин, Востокова, 2000; Creeping..., 1999]. Это хорошо подтверждается на примере Аральской экологической катастрофы. Поэтому чрезвычайно важно изучать изменения в системе воды суши—окружающая среда, диагностировать негативные изменения в начале их развития по локальным очаговым проявлениям и изменениям экосистем.

1.2. Методология и методы изучения и оценки трансформаций экосистем в условиях изменения водного режима территорий

Современное распределение вод на поверхности нашей планеты, режимы вод суши, существующие гидрологические циклы сформировали определенную структуру живых организмов в биосфере. Наиболее крупными ее территориальными подразделениями на суше являются биомы—группировки экосистем, адаптированные к определенному сочетанию тепла

и влаги в пределах природно-климатических зон. В границах каждого биома могут быть выделены по характеру водного режима экосистемы плакорных положений (автоморфные); склоновых (полугидроморфные) и речных пойм (гидроморфные).

Воздействие изменения вод суши на наземные экосистемы проявляется в виде совокупного “водного” фактора через изменение водного режима территорий. При этом перестройка структурно-функциональной организации экосистем и глубина изменений зависит как от интенсивности воздействия, так и от исходной экосистемы. Иными словами, экосистемы каждого биома (в каждой природно-климатической зоне) в зависимости от степени их исходного гидроморфизма обнаруживают разную устойчивость к изменению водного режима. Так, например, на возрастание увлажнения наиболее быстро и положительно реагируют экосистемы пустынных биомов. Они стремительно увеличивают продуктивность. Экосистемы таежного биома, где влага не является лимитирующим фактором, такой реакции не проявляют. При подтоплении территорий в первую очередь на это явление реагируют экосистемы микропонижений, где этот процесс проявляется с большей силой.

Гидрогенная трансформация экосистем, прослеженная в ряде исследований [Экотоны..., 1997; Экосистемы речных пойм..., 1997], подтверждает общие закономерности антропогенно обусловленной трансформации экосистем, когда при возрастании нагрузок постепенно утрачиваются или изменяются их характерные свойства. Возможность взаимной адаптации компонентов биоты, ее реализации постепенно снижается, но нередко прежние связи между организмами заменяются новыми, происходит перестройка структуры биоты. В случае изменения структурной организации экосистем качественно изменяется направленное преобразование абиотических компонентов. По мере интенсификации воздействий способность самостоятельно регулировать свою структуру и биологический цикл путем механизмов гомеостаза ослабевает. При возрастании изменения водного режима утрачивается способность к самостоятельному возобновлению всех основных компонентов биоты и к повторению биологического цикла.

Любая экосистема может выдерживать нарастающую интенсивность воздействия до определенных пределов, разных для различных экосистем. Когда интенсивность воздействия переходит через этот предел, характерный тип функционирования экосистем нарушается. Свидетельством таких нарушений является появление пустошей, в том числе и солончаковых.

Экосистемы, подвергающиеся ненаправленному изменению воздействия человека, приобретают, чаще всего, черты полуприродных и способны в случае ослабления воздействия на них, к демутационным сукцессиям.

При антропогенной трансформации природных экосистем возникают следующие основные процессы:

– дигрессивная сукцессия, ведущая к переходу природных экосистем в категорию полуприродных, а иногда и к полному разрушению;

– демутационная сукцессия, приводящая к восстановлению нарушенных экосистем до состояния полуприродных, а в некоторых случаях – даже до природных ненарушенных;

– переход в состояние динамического равновесия, приспособление экосистемы с использованием имеющихся у нее адаптаций к деятельности человека, постоянной по форме и интенсивности, с формированием при этом устойчивых полуприродных экосистем;

– сукцессия развития в экосистемах, испытывающих направленное, в целом благоприятное влияние деятельности человека, ведущая к формированию зависимых от человека полуприродных экосистем;

– утрата экосистемами самостоятельности в результате целенаправленного преобразования человеком ради использования биологических ресурсов и замещение экосистем антропогенными экологическими комплексами, входящими в состав более сложных хозяйственных систем;

– постепенная утрата экологическими комплексами связей с внешней средой в результате направленного регулирования ее режимов, замена природных компонентов биоты созданными путем искусственного отбора, переход на положение искусственных антропогенных экологических комплексов.

Что касается удельного значения описанных процессов трансформации экосистем, то он существенно изменяется во времени. Так, если в 30–50-е годы преобладали дигрессионные сукцессии в связи с расширенным гидротехническим строительством, то спустя 30–40 лет на месте сохранившихся и нарушенных экосистем стали доминировать сукцессии формирования динамически уравновешенных полуприродных экосистем, сбалансированных с измененными условиями среды. Кроме того, стали проявляться и сукцессии развития, вызванные направленными воздействиями на экосистемы. К их числу следует отнести и демутационные восстановительные сукцессии, обусловленные искусственным регулированием водного режима с целью восстановления исходных природных комплексов. Например: участки

болот на месте переосушенной поймы [Гринченко, 2004], пойменных сообществ лесного типа на месте обсохшего дна водохранилища при спуске низконапорных дамб [Шафров, 2004] и др.

Критическая ситуация сложилась в отношении экосистем пойменных лесов и высокотравий. Большая часть из них просто исчезла, а сохранившиеся подверглись такому антропогенному преобразованию, что их природный облик в корне изменился. Площади ареалов некоторых экосистем не сокращаются, и даже проявляются тенденции к их расширению, хотя и с обедненным составом биоты. Расширяются площади экосистем солончаков, которые формируются на орошаемых пашнях при их чрезмерном поливе, вдоль оросительных каналов, на побережьях сбросных водоемов в пустыне. В критическом состоянии находятся пойменные и дельтовые экосистемы, исчезающие после зарегулирования стока рек плотинами. Болотные экосистемы меняют свою структуру, а площади их сокращаются в результате мелиорации земель.

При изучении изменения вод суши наибольший интерес представляет выявление структурных и функциональных особенностей экосистем, обусловленных адаптивными свойствами компонентов биоты к различным условиям водного режима среды. Для этого необходим анализ функций, сформировавшихся в течение многих тысяч, а то и миллионов лет, что позволяет установить основные закономерности географического распространения природных экосистем.

Воздействия естественных колебаний климата, стихийных катастрофических процессов на экосистемы достаточно эпизодичны, а экосистемы со временем восстанавливают прежние структурные и функциональные свойства.

Иное дело при антропогенных изменениях вод суши. Они оказываются уже не исключением в ходе существования экосистем, а более или менее постоянным явлением. Поэтому особенно большого внимания с исследовательской и практической точек зрения заслуживают не всегда благоприятные для человека антропогенные изменения экосистем. Конечно, прежде всего, представляют интерес глобальные оценки последствий антропогенного воздействия. Чрезвычайно динамичная картина изменений экосистем заставляет в первую очередь обратить внимание на определение некоторых общих закономерностей их трансформации, ее экономические и биогеографические последствия, иллюстрируя это как частными, так и более общими примерами. Большое значение для планирования мероприятий, предотвращающих негативные последствия антропогенных воздействий имеет научный экологический прогноз.

В качестве методологической основы изучения гидрогенной динамики экосистем были использованы концептуальные положения теории экологически дестабилизированной среды, разработанной В.С. Залетаевым (1989). Экологически дестабилизированная среда, согласно его теоретическим воззрениям, представляет особую закономерную фазу развития и эволюции биосферы, характеризующуюся повышенным динамизмом экологических перестроек, нарушением ритма функционирования, совмещением и выпадением фаз развития биогеоценозов, развитием короткоживущих, микроочаговых процессов и экотонизацией или сепарацией гидрогенных структур.

Изучение и оценка воздействия на наземные экосистемы природных и антропогенных изменений режима вод суши составляют единый исследовательский процесс, в котором рассматриваются взаимосвязи и зависимости между воздействием (причиной), инициированным им процессом и результатом – теми или иными изменениями экосистем (рис. 1.2.1). При этом накопленный опыт показывает, что в большинстве случаев исходное антропогенное воздействие выступает в роли пускового механизма, нарушающего сложившиеся взаимосвязи, а далее процессы развиваются по типу природных до тех пор, пока не наступает новое равновесное состояние. Это так называемые антропогенно обусловленные процессы и явления самого разного масштаба – от подтопления прилегающей территории и формирования каймы влаголюбивой растительности вокруг искусственного водоема до деградации природных комплексов в дельте при сокращении речного стока и развитии (рис. 1.2.1.) опустынивания в Аральском регионе.

При проведении исследований важным этапом работ был выбор ключевого участка. В связи с различными видами и даже типами антропогенных воздействий на гидросферу и обусловленными ими экологическими проблемами выбираемый участок должен был отвечать определенным условиям. Он должен обладать, во-первых, экосистемой, типичной для физико-географической зоны, во-вторых, там должны быть осуществлены те или иные типичные и экологически значимые воздействия на гидросферу. При решении ряда задач оказывалось целесообразным сопоставление двух или более ключевых участков, различающихся по степени антропогенного воздействия. Кроме того, для выявления природных закономерностей динамики гидроморфных экосистем были выбраны участки малых рек с незарегулированным стоком, т.е. с минимальным антропогенным воздействием на водный режим экосистем.

При решении определенных экологических проблем и изучении аспектов измененных условий водного режима и биоты эко-



Рис. 1.2.1. Схема трансформации экосистем дельтовых ландшафтов под влиянием сокращения речного стока

систем использовалось множество различных методических приемов. Из них можно выделить ряд общих. К ним относятся традиционные методы сбора экспериментального материала, применяемые при эколого-географических исследованиях. При полевых наблюдениях обязательно проводилось не только визуальное описание физиономических компонентов экосистем, но и тщательный сбор материала, характеризующего состояние экологических условий жизни биоты и в первую очередь, условий увлажнения при тех или иных антропогенных воздействиях.

Для выявления направлений изменения экосистем в связи с изменяющимися условиями водного фактора жизни биоты такие наблюдения проводились в течение ряда лет. При невозможности осуществления повторных наблюдений особенно тщательно собирались и анализировались фондовые и литературные источники, применялся метод эргодичности.

Для выявления пространственной структуры экосистем и распределения факторов их дестабилизации разрабатывались различные типы экологических карт с использованием дистанционных материалов. Большое внимание при полевых наблюдениях уделялось ландшафтно-экологическому профилированию.

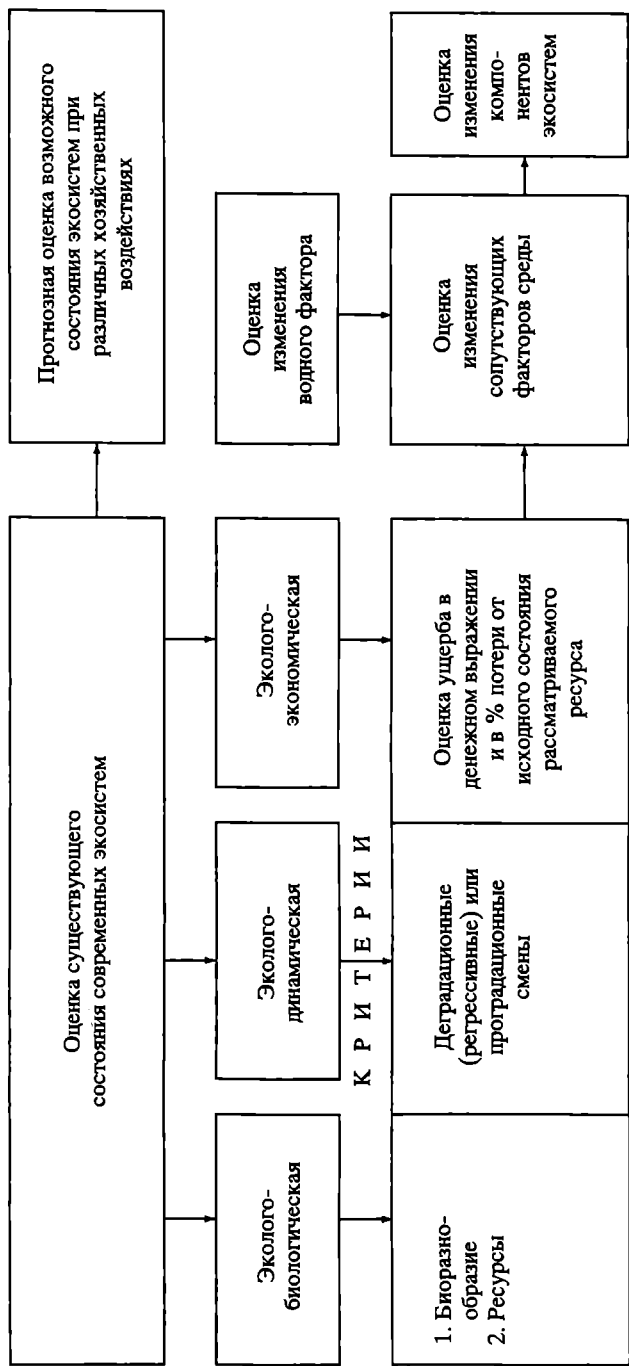
Для оценки изменения экосистем были использованы не только традиционные методы и критерии, но и усовершенствованные и вновь разработанные. В основном проводились качественно-количественные эколого-биологические и количественные эколого-экономические оценки состояния современных экосистем (табл. 1.2.1).

Эколого-биологические методы опираются на оценку изменения тех или иных свойств экосистем, т.е. критериями или показателями служат изменения состава и структуры исследуемых объектов. Чаще всего используются наиболее легко определяемые прямые качественные или количественные показатели – биоразнообразие на уровне видов или сообществ, урожайность, представленность индикаторных видов. Весьма информативным является изучение возрастной структуры ценопопуляций доминантов. В отдельных случаях на определенном этапе прямые показатели переводятся в оценочные с 3–5-балльными шкалами, ранжирующими по биологическим показателям глубину или степень изменений. Форма представления данных, чаще всего, приводится в виде гистограмм и диаграмм. Однако весьма возможно и картографическое представление на основе отражения в легенде значений в виде шкал.

Эколого-динамические методы оценки опираются на модели-представления о динамике экосистем. Оценка изменений заключается в определении “динамического состояния” того или иного компонента экосистем в теоретическом ряду сукцессионных смен или перехода от одного этапа к другому в едином процессе развития. При этом решаются вопросы, касающиеся ведущих процессов динамики экосистем – к какой из категорий они относятся: природных, антропогенно обусловленных или антропогенных; механизм динамики (выделяются ведущий и сопутствующие факторы); глубина произошедших изменений (оценивается переход от автоморфной стадии к полугидроморфной, от упрощенной структуры к более сложной и т.д.); соответствие направления данного локального процесса региональным динамическим тенденциям (“изо- и контрапликации”). При использовании данного метода также могут быть применены интервальные или балльные оценочные показатели, отражающие степень развития того или иного процесса, к примеру – глубина опускания грунтовых вод на подвижных песчаных эоловых образованиях,

Таблица 1.2.1

Виды экологических оценок современного состояния экосистем



лишенных растительности. При применении данного метода весьма перспективным является картографический метод представления оценки произошедших измерений, а также графики и диаграммы, связывающие изменение во времени с категориями площади развития того или иного процесса, ординационные модели с координатами – экологическими шкалами.

Экономические методы чаще всего опираются на хозяйственную оценку или денежное выражение затрат на восстановление утерянных компонентов экосистем.

В нашей работе для оценки изменений экосистем использовались все указанные выше методы, помимо того, была оценена угроза биологического загрязнения агроценозов от сорняков, концентрирующихся в очагах локального переувлажнения. Впервые была сделана попытка оценить утраченное биоразнообразие во время строительства и заполнения Бурейской ГЭС в денежном выражении.

В ходе обработки данных применялись элементы математической статистики, методы экологической ординации, картографического анализа. При представлении материалов использовались возможности специальных прикладных компьютерных программ, позволяющих представить данные в виде графиков, диаграмм, карт и карто-схем; рассчитать достоверность и значимость полученных оценок.

Изучение воздействия локального переувлажнения на плакорных водосборах проводилась на ключевых участках Ростовской области. Всего было исследовано 58 участков с развитием вторично гидроморфных экосистем. Эти участки наблюдались в течение нескольких лет и при их посещении выполнялся комплекс экологических наблюдений, включающих:

- полные геоботанические описания;
- описание заложенных почвенных разрезов;
- отбор и анализ образцов почв на содержание и состав солей, а также на влажность;
- фиксировалась пространственная структура каждого очага развития вторично гидроморфных экосистем, границы которых определялись с помощью географического позиционирования.

Для изучения фиторазнообразия, предопределенного локальным проявлением современного гидроморфизма в период полевых работ 1997–2003 гг. геоботанические площадки закладывались на участках сильного, среднего и слабого переувлажнения. А для контроля такие же наблюдения проводились на охраняемом степном участке 100-летней залежи (Персиановская степь) и прилегающих участках агросистем и лесных полос.

Для определения продуктивности растительных сообществ в пределах очага переувлажнения был заложен трансект вкрест рельефа. Он пересекал различные растительные сообщества формирующихся гидродинамических зон, различающихся по величине доступной растениям влаги (глубине залегания и минерализации грунтовых и растекающихся по поверхности вод). Учет продуктивности растительности проводился в течение вегетационного периода на залежи в пределах одного участка.

Для установления изменений экосистем в связи с различными гидротехническими сооружениями на малых и крупных реках осуществлялся сбор фактического материала по природным флуктуациям природной среды в естественных условиях, при незарегулированном речном стоке и при сооружении низконапорных плотин.

Типизация местообитаний пойм проводилась с учетом: 1) флювиальных форм мезорельефа (грив и межгривных понижений) и измеренных относительных высотных отметок, к которым они приурочены; 2) сроков ежегодного заливания; 3) тенденций динамики форм рельефа, формирующихся в результате аккумуляций аллювия.

В демографических учетах древесных видов на пойме отмечалось онтогенетическое состояние каждой особи – ювенильное (*j*), имматурное (*im*), виргинильное (*v*), молодое генеративное (*g1*), средневозрастное генеративное (*g2*), старое генеративное (*g3*), старческое (*s*). Диагностика онтогенетических состояний проводилась по морфологическим признакам [Ценопопуляции растений, 1988; Диагнозы и ключи..., 1989]. При обработке результатов данные были сгруппированы в соответствии с группами сообществ, так что каждую группу характеризовали 3–8 демографических учетов. В каждой группе данные учетов были усреднены; для сравнения результатов между группами численность древесных видов была пересчитана в плотность (шт./га). Для выявления динамических тенденций в сообществах каждого типа определялся тип усредненного демографического спектра для каждого древесного (т.е. эдификаторного) вида по критериям, предложенным Т.А. Работновым и другими авторами [Ценопопуляции ..., 1988]. На основе этого были сделаны прогнозы о перспективах произрастания каждого вида во всех исследованных типах сообществ и о вероятных соответствующих изменениях видового состава и ярусной структуры сообществ.

При изучении влияния низконапорных гидротехнических сооружений на наземные экосистемы пойм рек Эльбы, Дуная и Сейма в первую очередь был проведен тщательный отбор ключевых участков с целью получения единого ряда по увеличению срока давности созданных гидросооружений. Это позволяет уста-

новить механизм динамики экосистем и проследить развитие процесса трансформации водного режима и компонентов экосистем во времени. На следующем этапе проводилось изучение направленных изменений (трендов) в многолетнем ходе уровня поверхностных и подземных вод, расходов воды и осадков в районе выбранных ключевых участков. При этом обязательно рассматривались их средние, абсолютные максимальные и абсолютные минимальные значения: за год, и отдельно – в течение теплого и холодного периодов. Одновременно производилась эколого-биологическая и эколого-динамическая оценка состояния наземных экосистем и основных факторов их абиотических составляющих (уровня залегания грунтовых вод, почв и их изменения).

Для изучения особенностей трансформации наземных экосистем этих участков использовались традиционные методы геоботанических, эколого-географических и индикационных исследований. На ключевых участках выполнялись полные описания почв, определялся уровень залегания грунтовых вод (УГВ), проводилось описание растительности. Большое внимание было уделено сравнительному геоботаническому профилированию и повторным наблюдениям на ключевых участках. В отобранных образцах почв определялось содержание несиликатного железа по методу Мера-Джексона, аморфного железа – по Тамму; содержание железа и марганца в почвенных конкрециях были выявлены по методу Ф.Р. Зайдельмана (1981), а также определен рН водной вытяжки.

Для оценки изменения аллювиальных почв мы применили собственную оригинальную методику на основе диагностики уровня влажности почв и интенсивности ее колебания в сезонных и многолетних циклах, используя морфологические, физико-химические и химические индикаторные свойства [Кузьмина, 1997, Кузьмина, Трешкин, 2001].

Для выявления динамики растительности пойменных экосистем была использована типология фитоценозов, выполненная на основе доминантной классификации и отражающая признаки как самого растительного покрова, так и его экологических условий. Для этого были проанализированы не только собственные геоботанические описания, но и опубликованные материалы.

Изучение пойменных экосистем проводилось на 18 постоянных ландшафтно-экологических профилях, протяженностью от 300 м до 2 км. Профили заложены на участках речных долин, подвергшихся гидротехническим воздействиям в различные временные отрезки.

Полевые исследования проводились в разные сезоны года и в разные по водности периоды: в межень, в катастрофический летний паводок, при среднем многолетнем уровне воды; выше и ниже среднего многолетнего уровня воды в реках. Для анализа гидрологиче-

ских и климатических колебаний были использованы данные опубликованных источников [Государств... 1936, 1990; Deutsches..., 1953, 1993, 1990, 1997; Jewasserkundliches..., 1949, 1951, 1992; Jahrbuch..., 1904, 1938, 1940, 1943] и фондовые материалы, любезно предоставленные Федеральным институтом гидрологии (Vfg, Кобленц, Германия), Региональным агентством водного хозяйства Баварии (BLFW, Мюнхен, Германия) и Всероссийским НИИ Гидрометеорологической информации (ВНИИГМИ-МЦД, Обнинск, Россия).

Оценка влияния изменения водного режима проводилась на основе изучения растительных индикаторов и по выявлению почвенных нарушений на основе морфологических признаков динамики окислительно-восстановительных реакций в почвах [Кузьмина и др., 2002].

Мониторинг влияния водохранилища на зоокомплексы осуществлялся в Дарвинском Государственном заповеднике, где аналогичные исследования проводятся более чем 20 лет. Результаты этих наблюдений в виде “Летописей природы” и многочисленных наблюдений частного характера использовались для анализа собственных материалов мониторинга полученных при полевых работах 1998–2001 гг.

Форма представления материалов в “Летописи” не дает возможности непосредственного применения современных средств анализа и обработки данных. Поэтому возникла задача создания базы данных (БД) по млекопитающим для территории исследований, в которой данные учетов были бы связаны с ландшафтными условиями экотонной системы побережий и положением отметки уровня водохранилища на определенное время. Геоинформационная система (ГИС), созданная на основе такой БД, позволяет анализировать материал в пространственно-временном аспекте. Для решения этой задачи обследованная часть заповедника была зонирована по характеру увлажнения. Характер увлажнения достаточно четко идентифицируется по типу растительности и уточняется сведениями об уровне грунтовых вод в шурфах и колодцах, а также наблюдениями за сезонным затоплением берегов [Кутузов, 2000].

Модельным объектом для оценки воздействия водохранилища на экосистемы были выбраны мелкие млекопитающие (ММ¹), ввиду хорошей разработанности методов учетов, высокой абсолютной численности, что упрощает проведение статистической обработки данных. Кроме того, ММ являются типичной группой с R-стратегией существования (высокая плодовитость и короткий жизненный цикл), что повышает “оперативность” ответной реакции на изменения окружающей среды [Чернявский, 2002].

¹ К ММ принято относить животных массой до 5 кг. Синоним (micromammalia).

Характер материалов, содержащихся в “Летописи”, позволил создать базу данных в виде электронных таблиц, связи между которыми можно установить по “дате”, которая представлена тремя уровнями детализации – годом наблюдений, сезоном, месяцем или более детально – числом, месяцем и годом. При этом выделились отдельные блоки, соответствующие их тематическому содержанию. Блок “Среда” включает таблицы данных, характеризующих основные климатические параметры – осадки и температуру; гидрогеологические – уровень воды в колодцах; гидрологические – уровень воды в водохранилище. Все указанные параметры фиксируются с разной частотой по времени и на территориально разрозненных участках. Область осреднения (или экстраполяции) этих данных также различна. Осадки и температура могут быть использованы для всей территории заповедника. Глубина воды в колодце – только для конкретных ландшафтных условий и зон экотона; уровень воды водохранилища – для определения ежегодной территории заливания. Данные по млекопитающим были разделены на блоки “крупные” и “мелкие” в связи с тем, что учеты их численности ведутся по-разному. Учет ММ и ряда промысловых животных (заяц, медведь, белка) проводились по уже разработанным методикам. Для них применялся зимний учет следов на маршрутных трансектах. Сформированная база данных полевых наблюдений благодаря географической привязке была подключена к ГИС. Графический анализ совместных изменений численности отдельных видов мелких млекопитающих и изменение уровня водохранилища позволил выявить высокое отрицательное значение коэффициента корреляции.

Для установления трансформации растительности экосистем Волго-Ахтубинской поймы (Волгоградская область) и ее оценки осуществлялся сопоставительный анализ изменения основных показателей режима речного стока (частоты и длительности заливания) для различных высотных отметок поймы с современным состоянием растительного покрова. Наблюдения проводились с 1999 по 2003 гг. на всех уровнях поймы. Это позволяло также проследить основные направления дестабилизации растительности этих участков (в пределах природного парка Волго-Ахтубинская пойма). Для выявления длительности и частоты заливания различных высотных уровней поймы были проанализированы выборки гидрологических данных с 1916 по 1990 гг. Из них период с 1916 по 1958 гг. принят за условно естественный. Данные за время зарегулированного стока, разделены по водности на два периода: маловодный – с 1959 по 1977 гг. и высокой водности – с 1978 по 1990 гг.

Для выявления основных факторов современной дифференциации растительности все 340 геоботанических описаний, выполненных с 1998 по 2002 гг. были обработаны по экологическим шкалам Л.Г. Раменского (1938). Полученные результаты представлены в виде графиков.

Для оценки эколого-экономического ущерба животному населению экосистем в денежном выражении при строительстве плотины Бурейского гидроузла и заполнении водохранилища использовались материалы полевых исследований о его изменениях в различных участках зоны влияния Бурейского гидроузла. При этом для разных групп животных применялись официально утвержденные и апробированные методики [Вершков и др.; 1999; Швец, 2001, Игнатенко, 2004 и др.]. Выполненные расчеты ущерба сделаны для осмысления стоимости природной катастрофы, неизбежно происходящей в результате гидротехнического строительства.

Длительные экспериментальные работы, выполненные в дельте Амударьи и на обсохшем дне Аральского моря позволили организовать материалы в эколого-географическую базу данных и проследить изменение экосистем за 10-летний период (с 1991 по 2000 гг.), используя дополнительно материалы дистанционного зондирования. На основе сопоставления характера проявления экзогенных процессов и состояния экосистем была создана оценочная карта развития опасных процессов. В качестве легенды к карте была применена балльная шкала из 4-х показателей.

Таким образом, основой методики изучения и оценки воздействия изменения водного режима вод суши на наземные экосистемы являлось сопряженное наблюдение как за изменениями водного режима, так и за реакцией на это экосистем. Причем при изучении процессов трансформации экосистем особое внимание обращалось на их биоту (растительность и животное население). Эти сопряженные исследования осуществлялись не только при непосредственном сборе фактического материала (главным образом при полевых наблюдениях на конкретных участках), но и при камеральной его обработке. В ряде случаев взаимосвязи между растительным покровом гидроморфных экосистем с изменениями водного режима были столь определенны, что растительные сообщества могли быть использованы в качестве индикаторов изменений вод суши.

Все выполненные исследования и оценки всегда соотносились с “природным фоном” – с естественными тенденциями развития природной среды в регионе и степенью ее нарушенности или трансформированности в результате природопользования. Это в определенной степени позволяет сделать выводы о степени опасности протекающих процессов и их обратимости.

2. ФЛУКТУАЦИИ КЛИМАТА И ИХ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА АГРОЛАНДШАФТЫ И АГРОЦЕНОЗЫ ЛЕСОСТЕПНОЙ И СТЕПНОЙ ЗОН

2.1. Эколого-биологическая оценка явления локального переувлажнения почв на водосборных территориях степной зоны

2.1.1. Условия формирования современного локального переувлажнения

Степи России – яркий пример трансформации природных комплексов целой природной зоны в природно-антропогенные системы. Сформировавшийся на их месте за 200-летний период полевой биом характеризуется высокой степенью распашки – до 75–90% площади отдельных регионов. Глубокие изменения претерпели растительность, животный мир, почвы. Природная биота сохраняется только на 0,4% площади охраняемых территорий [Тишков, 1996] и на неудобьях. Это привело к существенному обеднению степного биоразнообразия на всех уровнях. Значительные изменения произошли и в водном режиме этих территорий. В итоге степные пространства превратились в экологически дестабилизированную среду с характерными для нее свойствами [Залетаев, 1989]. Важнейшие из них – повышенная реактивность на внешние воздействия и проявление короткоживущих и микроочаговых процессов, свидетельствующих о неустойчивости и скрытых тенденциях развития.

В условиях экологической дестабилизации в отдельных районах степных агроландшафтов получило развитие явление локального переувлажнения на водосборных территориях (плакорах и их склонах). На переувлажненных землях формируются вторично гидроморфные природно-территориальные комплексы (ПТК), не имеющие аналогов в естественных степных биомах. Переувлажнение и часто сопутствующее ему засоление почв становится причиной деградации высокопродуктивных черноземов и вывода земель из сельскохозяйственного оборота, снижает эффективность хозяйственной деятельности человека в агроландшафте. Устойчивая тенденция роста площадей ПТК, обусловленных переувлажнением в отдельные периоды времени, создает ситуацию экологической напряженности, поэтому изучению этого явления, развивающегося в условиях плакоров и их склонов

посвящено большое число публикаций [Сувак, 1975, 1977, 1980; Яровенко, 1989; Зайдельман и др., 1998; Хитров, 2000; Назаренко, 2000 и др.].

При рассмотрении переувлажнения обращает на себя внимание его обширная география: оно описано в лесостепных и степных районах Молдавии [Сувак, 1975, 1977, 1980], Украины (Полупан и др.; 1983, Яровенко, 1989), Центрально-Черноземной области России [Ахтырцев и др., 1975; Зонн и др., 2001], Восточном Донбассе [Назаренко, 2002], Предкавказье [Зайдельман, 1992; Зайдельман и др., 1998].

Все исследователи этого явления едины во мнении, что оно имеет природно-антропогенное происхождение. Тотальная распашка земель и замещение естественной растительности агроценозами стали причиной изменения водного режима степных ландшафтов: атмосферная влага, не использованная культурной растительностью, накапливается в почвогрунтах, пополняет грунтовые воды и обуславливает развитие локального переувлажнения почв плакоров. По мнению Н.Б. Хитрова (2002) современное переувлажнение на локальных участках исходно автоморфных ландшафтов – явление ограниченно распространенное и характерное исключительно для отдельных территорий степной зоны, так как уже в подзоне сухих степей осадков настолько мало, что переувлажнение не развивается, а в лесостепи, где естественное увлажнение выше, в ландшафтах со сложными гидрогеологическими условиями переувлажнение предопределило формирование особой естественной структуры исходно гидроморфных ландшафтов [Ахтырцев, 2002]. Однако и в степной зоне это явление развито не повсеместно, а только в районах, где имеются природные предпосылки. Главные среди них – состав поверхностных отложений (литология), рельеф и климат [Назаренко и др., 2002; Хитров, 2002].

Роль *литологии* в расширении площадей современного локального переувлажнения связана с распространением слоистых тяжелых по гранулометрическому составу пород. В таких условиях вода задерживается в толще пород и водоносные горизонты могут формироваться близко к поверхности. Наличие мезорельефа, представленного западинами, ложбинами, амфитеатрами, перегибами, также способствует аккумуляции вод [Хитров, 2002].

Климатические флуктуации в настоящее время играют роль фактора, определяющего масштабы развития этого явления: как общее количество и площади конкретных очагов, так и интенсивность переувлажнения. При этом важны не только количество осадков, но и их характер и сезон выпадения. Особенно эффек-

ктивны для накопления влаги в почве “теплые” зимы с незамерзающей почвой и осадками жидкой фазы, а также летне-осенний период с повышенной облачностью и морозящими осадками. В Молдавии такими годами были 1965–1985; на Украине – 1960–1983, в Восточном Донбассе – 1985–1990; в Предкавказье – 1975–1989 гг. [Яровенко, 1989; Назаренко, 2000]. В Молдавии за период с начала 60-х годов по 1980 г. площадь переувлажненных почв увеличилась в 8 раз и достигла 1 млн га [Сувак, 1980], в одном из районов Восточного Донбасса прирост площади переувлажненных участков в период с 1985 по 1998 гг. составлял в среднем по 664 га в год [Хитров и др., 2000; Хитров, Назаренко, 2001].

Усилению локального переувлажнения способствует и *агропроизводственная деятельность человека*, направленная на поддержание влаги в почве. По данным Н.И. Коронкевича (1990) в зоне типичных, обыкновенных и южных черноземов ресурсы почвенной влаги возросли в весенний период на 25–60% за счет снижения стока с пашни. По подсчетам М.И. Львовича (1974) комплекс агротехнических и лесомелиоративных мероприятий позволил увеличить ресурсы почвенной влаги в лесостепи и степи на 15–20 км³ в год по сравнению с естественным режимом. В совокупности наблюдается тенденция увеличения вертикального передвижения влаги за пределы корнеобитаемого слоя активного водопотребления, пополнение грунтовых вод или образование верховодки на относительных водоупорах. В результате боковой (латеральной) миграции возникшей верховодки и/или грунтовых вод в ландшафте формируются очаги переувлажненных почв [Хитров и др., 2003].

Таким образом, явление переувлажнения следует считать природно-антропогенным явлением, так как оно – результат сочетания природных предпосылок и хозяйственной деятельности человека, направленной на накопление влаги в почве.

Просмотр и анализ опубликованной научной литературы по этой проблеме обращает внимание на то, что основной упор в исследованиях был сделан на изучение почвенного покрова. Остальные компоненты ландшафта и их совокупности в виде природных территориальных комплексов (ПТК) как специфический природно-антропогенный объект в рассмотрение не вовлекались. Учитывая это, а также необходимость выполнения эколого-биологической оценки переувлажнения, были организованы специальные исследования и определены их цель и задачи: необходимо было изучить и охарактеризовать новые для степного биома гидроморфные экосистемы и их растительность на плакорных участках. В связи с этим потребовалось разработать ти-

пологию современных гидроморфных комплексов, наиболее полно отображающую их разнообразие и охарактеризовать их с позиций условий существования биоты. Особой задачей явилось выявление ботанического разнообразия этих гидроморфных экосистем с оценкой возможности поддержания на их основе зонального биоразнообразия. Изучение экологических связей видов растительных сообществ с динамическими характеристиками почв и запасами влаги гидроморфных экосистем дало основание выявить физиономичные индикаторы процессов переувлажнения и засоления почв, проследить их пространственную структуру. На основе полученных результатов возникла возможность разработать стратегию хозяйственного использования растительности вторично гидроморфных природных комплексов.

Таким образом исследование предполагало проведение оценки трансформации экосистем агроландшафтов на основании изучения и рассмотрения вновь формирующихся природных комплексов и экосистем. При этом особое внимание было обращено на растительность, как базовый и физиономичный компонент экосистем. Рассматривались флористический состав, состав растительных сообществ и их пространственная структура. Предметом исследований явились закономерности формирования растительности при различных режимах вторично гидроморфных природных комплексов, оценка ботанического разнообразия с позиций поддержания зональной флоры и растительности, его опасности для агроценозов, а также возможности хозяйственного использования вторично гидроморфных природных комплексов. Однако специальные вопросы, касающиеся классификации и характеристики растительных сообществ, выходят за рамки нашего изложения.

Исследования проводились в Куйбышевском и Октябрьском районах Ростовской области, располагающихся на территории юго-восточных отрогов Донецкого кряжа, постепенно переходящих в Приазовскую наклонную волнистую равнину (рис. 2.1.1). Территория сильно расчленена гидрографической сетью, хорошо обеспечен поверхностный сток. Развитию современного гидроморфизма в этом районе способствуют литологические, гидрогеологические и геоморфологические особенности территории.

Литологическая неоднородность строения поверхностной толщи пород создает условия ограниченной вертикальной миграции воды. Варианты литологической неоднородности достаточно разнообразны. В качестве водоупора служат широко развитые глинистые отложения различного возраста (скифские, сарматские) и генезиса (аллювиальные, делювиальные и продукты их переотложения), сланцы, известняки. Водовме-



Рис. 2.1.1. Район исследований на территории Ростовской области с полигонами маршрутных и стационарных наблюдений (чёрные квадраты)

щающие породы грунтовых вод и верховодки представлены песками, суглинками, мергелем, а также глинами. Гидрогеологическое строение таких участков представлено двухчленными, трехчленными и слоистыми комплексами пород, в которых относительные и абсолютные водоупоры располагаются в интервале от дневной поверхности до глубины 2–3 м. Очаги переувлажнения формируются в областях литологической смены между зоной накопления грунтовых вод и подпирющей ее водоупорной толщей.

Геоморфологические предпосылки определяют два условия относительного накопления воды: концентрацию поверхностного, внутрипочвенного и грунтового стока вогнутыми формами рельефа и относительно замедленный отток поступающей воды в результате низкого градиента пьезометрического напора при малых уклонах. Поэтому ареалы переувлажненных почв чаще всего приурочены к участкам с уклоном от $0,4^\circ$ до 4° на вогнутых формах рельефа [Назаренко, 2002; Хитров, 2002].

Основным источником влаги являются атмосферные осадки, их многолетние тренды и флуктуации, проявляющиеся в циклах более сухих и влажных лет. С этой целью были рассмотрены метеоданные с 1912 по 2003 гг., полученные на метеостанции Персиановская, расположенной в районе исследований. Как видно из графика (рис. 2.1.2), отражающего ход значений средних годовых и сезонных осадков, наблюдающееся возрастание годовых сумм осадков, составило за 92-летний период 50 мм. При этом приращение происходит за счет увеличения выпадения осадков в зимний период и повышения зимних температур. Следует отметить, что примерно в конце 70-х годов, когда среднегодовые суммы превысили среднемноголетнее значение, равное 477 мм, отмечалось появление очагов вторичного гидроморфизма и резкое увеличение их площадей на изучаемой территории. Оценка наблюдающегося тренда роста годовых и зимних осадков статистическими методами показывает, что он (тренд) не значим. В то же время в природе мы наблюдаем ответную реакцию на эти изменения в виде саморегуляции ландшафтов, выражающуюся в развитии локального переувлажнения. Таким образом, оказывается, что природные системы более уязвимы, чем оценка формальными методами.

Следует сказать, что в настоящее время формированию вторично гидроморфных экосистем способствует также сложная современная экономическая ситуация, когда экономически невыгодно обрабатывать земли и они выводятся из оборота.

2.1.2. Разнообразии гидроморфных экосистем

Большое разнообразие условий формирования современных гидроморфных экосистем на плакорах степной зоны требует систематизации всех собранных по этим объектам данных. Ключом к этому стала разработка типологии изучаемых природно-антропогенных комплексов, наиболее полно отображающей разнообразие их происхождения и характеризующей их с ландшафтными позициями.

Обработка и анализ полевого материала показали, что основными факторами дифференциации вторично гидроморфных комплексов являются рельеф и источники переувлажнения (табл. 2.1.1). С использованием разнообразия сочетания этих параметров были выделены 17 ландшафтно-типологических комплексов экосистем. Из них наиболее разнообразными по характеру увлажнения оказались сформированные на скло-

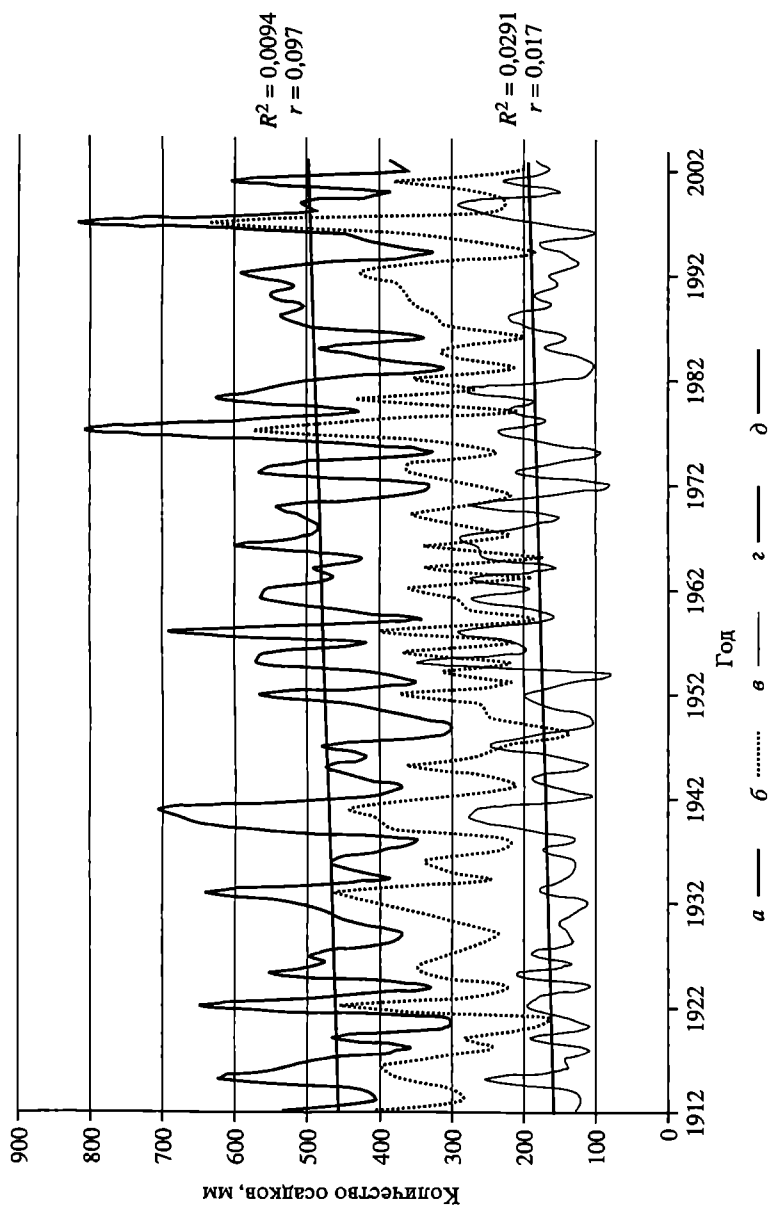


Рис. 2.1.2. Значения сумм среднегодовых и сезонных осадков за период с 1912 по 2003 гг. (пос. Персиановский Ростовской области)
 а — годовые суммы осадков; б — суммы осадков летнего периода; в — линейный тренд (суммы осадков зимнего периода); з — суммы осадков зимнего периода; д — линейный тренд (годовые суммы осадков)

Таблица 2.1.1

Разнообразие экосистем современного гидроморфизма

Формы рельефа		Число изученных экосистем по особенностям увлажнения		
		Натечное	Почвенно-грунтовое	Смешанное
Водоразделы	Вершины	–	3	–
Пологие террасовидные приводораздельные склоны	Западины	1	1	–
Амфитеатры	Большие амфитеатры	1	8	4
	Малые амфитеатры	11	4	–
Ложбины	Ложбины	3	6	6
Склоны	Выпуклый	–	2	–
	Вогнутый	–	7	–
	Сложный	–	9	4
	Прямой	–	2	1

нах больших амфитеатров и ложбин (табл. 2.1.2). Наименее разнообразными по характеру водного фактора оказались гидроморфные экосистемы на вершинах водораздельных пространств, где переувлажнение происходит только за счет почвенно-грунтовых вод.

Также редко встречающимися можно назвать гидроморфные комплексы на выпуклых и прямых склонах. Как видим из табл. 2.1.1, на изученных участках с проявлением современного гидроморфизма преобладают очаги, сформированные в результате переувлажнения почвенно-грунтовыми водами. Они встречаются на всех элементах рельефа. Реже встречались участки со смешанным переувлажнением (за счет натечных и почвенно-грунтовых вод). Натечное поверхностное переувлажнение отмечено лишь на 5 участках, приуроченных преимущественно к ложбинам.

Каждый выделенный тип характеризовался по показателям внутренней структуры и их качественного состояния – состава растительности, глубины залегания и минерализации почвенно-грунтовых вод, подтипов почв. Поскольку наблюдения проводи-

лись единовременно и несколько раз в течение сезона, данные сопоставимы и легко анализируемы. Результаты приведены в табл. 2.1.2.

Из изученных участков с проявлением современного гидроморфизма преобладают очаги, сформированные почвенно-грунтовым переувлажнением. Они встречены на всех формах рельефа. Реже встречаются участки со смешанным переувлажнением. Натечный генезис переувлажнения отмечен лишь на 5 участках, приуроченных преимущественно к ложбинам.

Обследование почв позволило отнести все встреченные почвы к 5 подтипам трех типов почв. Тип черноземных почв представлен черноземом обыкновенным. Это автоморфные почвы, которые в пределах рассматриваемой территории характеризуются как современным эпизодическим гидроморфизмом, проявляющимся в экстремально влажные годы, так и регулярно-пульсирующим. В природных комплексах современного гидроморфизма также были встречены почвы полугидроморфного и гидроморфного ряда. К типу лугово-черноземных почв на территории исследований относятся луговато-черноземная и лугово-черноземная почва (подтипы). Тип луговых почв представлен двумя подтипами – черноземно-луговой и влажнолуговой. Причем, в случае последних двух типов почв происходит усиление гидроморфизма исходно полугидроморфных почв, т.е. возможен переход луговато-черноземных в лугово-черноземные почвы, лугово-черноземных – в черноземно-луговые и влажнолуговые.

Гидроморфные комплексы имеют неоднородную пространственную структуру из-за различий в степени увлажнения. Как правило, наиболее сильно увлажненной оказывается центральная часть переувлажненного участка, на его периферии влагосодержание почвы сравнивается с фоновым. Мы, вслед за О.Г. Назаренко (2002) и Н.Б. Хитровым (2002), выделяем (с некоторыми изменениями) 3 степени переувлажнения и по косвенным признакам несколько функциональных гидродинамических зон в пределах природных комплексов:

– зона I (ядро) – сильное переувлажнение – как правило, располагается в центре, с постоянным максимумом переувлажнения (тростниковые сообщества), из-за ежегодного поступления большого количества воды агротехническая обработка почвы производится крайне редко или прекращена полностью;

– зона II – среднее переувлажнение – территория, окружающая центральную часть (ядро), (пырейные, вейниковые сообщества), участки длительное время весной и в начале лета не могут быть обработаны;

Таблица 2.1.2

Характеристика различных типов экосистем современного гидроморфизма

Мезорельеф	Положение в рельефе	Источник переувлажнения	индекс типа
Водоразделы	Вершины	Почвенно-грунтовые воды	1
Пологие терра- совидные при- водораздельные склоны	Западины	Натечные воды	2
		Почвенно-грунтовые воды	3
Амфитеатры	Большие амфитеатры	Натечные воды	4
		Почвенно-грунтовые воды	5
		Смешанное	6
	Малые амфитеатры	Натечные воды	7
Почвенно-грунтовые воды		8	
Ложбины	Ложбины	Натечные воды	9
		Почвенно-грунтовые воды	10
		Смешанное	11
Склоны	Выпуклый	Почвенно-грунтовые воды	12
	Вогнутый	Почвенно-грунтовые воды	13
	Сложный	Почвенно-грунтовые воды	14
		Смешанное	15
	Прямой	Почвенно-грунтовые воды	16
смешанное		17	

УГВ	минерализация воды (мг/л)	Растительность (зоны I-V)	Подтип почвы
Не вскрыта		II-V	Чернозем обыкновенный
150-200		I-II, IV-V	Лугово-черноземная, луговато-черноземная
125-220		I, II, IV	Черноземно- луговая чернозем обыкновенный
320		V	Чернозем обыкновенный
140-280	6866	I-V	Чернозем обыкновенный
210-310		I-III	Чернозем обыкновенный
130-240		I-V	Лугово-черноземная Чернозем обыкновенный
245-340 и >		I-V	Луговато-черноземная Чернозем обыкновенный
270-320		I-IV	Черноземно-луговая Лугово-черноземная Чернозем обыкновенный
260-370		I-V	Луговато-черноземная Лугово-черноземная чернозем обыкновенный
50-230	6500	I-III, V	Влажно-луговая Черноземно-луговая
250 и >		I, IV, V	Луговато-черноземная чернозем обыкновенный Чернозем обыкновенный
156-420	4180	I-V	Луговато-черноземная Чернозем обыкновенный Луговато-черноземная, лугово-черноземная
30-419		I-V	Чернозем обыкновенный Луговато-черноземная Лугово-черноземная Черноземно-луговая
100-250	2800	I-V	Чернозем обыкновенный Черноземно-луговая
210 и >		I, II, V	Чернозем обыкновенный Черноземно-луговая
120-275	2800	I, V	Лугово-черноземная Черноземно- луговая

– зона III – среднее переувлажнение – территория периодически распаивается, следов распашки этого года нет, в растительном покрове господствует сорнотравье;

– зона IV – флуктуации от сильного к среднему (в зависимости от водности года) – индицируется отдельными экземплярами тростника или пырея в посевах по распашке этого года;

– зона V – слабое переувлажнение – оценивается по присутствию обильного сорнотравья в посевах этого года, угнетенности посевов или по отсутствию культурных растений в посевах после распашки этого года. Часто эти участки обрабатывают в более поздние сроки, чем это необходимо, и они сильно засорены рудеральными видами.

Все степени переувлажнения и все 5 функциональных гидродинамических зон были встречены в природных комплексах, приуроченных к малым и большим амфитеатрам, ложбинам с почвенно-грунтовым характером переувлажнения, вогнутым и сложным склонам, а также прямым склонам со смещенным переувлажнением. Внутри этой группы гидроморфные комплексы отличаются по площади распространения. В то же время для природных комплексов на склонах больших амфитеатров, где преобладает натечное переувлажнение, характерна упрощенная структура. Здесь формируется лишь зона слабого переувлажнения, которое распознается по пятнам массового скопления сорных видов на пашне. Обычно доминируют осот полевой (*Sonchus arvensis*) и амброзия полыннолистная (*Ambrosia artemisiifolia*).

Наиболее сложную пространственную структуру имеют очаги переувлажнения на сложных склонах и некоторых амфитеатрах. Они включают участок сильного переувлажнения (центральное ядро) с плотно стоящими зарослями высокого (до 2–2,5 м) тростника (*Phragmites australis*). Грунтовые воды располагаются близко к поверхности (1,1–1,2 м). В весенний период нередко отсюда выходит родник, вследствие чего вниз по склону выделяется полукольцом участок среднего увлажнения, занятый сообществом пырея ползучего (*Elytrigia repens*). В отдельных случаях на отложениях более легкого гранулометрического состава в условиях лугового увлажнения и грунтовыми водами на глубине около 2 м – встречаются сообщества также зарослевого типа из вейников тростниковидного и сомнительного (*Calamagrostis arundinacea*, *C. dubia*). Еще ниже по склону располагается треугольный по форме участок слабого переувлажнения – так называемая зона растекания, занятая сорняками. Если этот участок распаивается, культурные растения обычно сильно разрежены и низкорослы, что свидетельствует о неблагоприятных для них условиях существования, поскольку почвенно-

грунтовые воды часто имеют повышенную минерализацию и при растекании по поверхности засоляют пахотный горизонт почв. Переходный участок между очагом переувлажнения и агроценозом со слабой степенью переувлажнения, часто распахивается, но здесь преобладают сорняки (амброзия полыннолистная *Ambrosia artemisiifolia*, горчица полевая *Sinapis arvensis*, бодяк *Cirsium arvensis* и другие), а культурные растения низкорослые, угнетенные. Далее следует участок более слабого переувлажнения. Посевы имеют нормальное развитие, но в них присутствует незначительное число сорных видов (3–5 видов на площадке) с большим обилием.

Эти участки с гидроморфными экосистемами отличаются от окружающих агроландшафтов по характеристике большинства компонентов: растительности (составу и экологии видов и сообществ), динамическим характеристикам черноземов (большей мощности гумусового горизонта, часто – солончаковатости), неглубокому залеганию подземных вод, повышенным запасам почвенной влаги в течение всего вегетационного периода. Они не имеют природных аналогов в степной зоне. В каждом типе экосистем в зависимости от степени проявления переувлажнения можно выстроить ряды элементарных экосистем, основываясь на разделении на функциональные гидродинамические зоны. Выделяемые типы гидроморфных экосистем образуют три группы по степени выраженности вторичного гидроморфизма, отражающегося в полноте экологических рядов элементарных экосистем. Так, первую группу образуют 5-, 7-, 8-, 10-, 13-, 14- и 15-й типы экосистем. Для них характерно развитие всех пяти гидродинамических зон с комплексом элементарных экосистем от болотных в центре очага до сорнополевых на его периферии. Очаги гидроморфизма этой группы имеют преимущественно регулярное усиленное или пульсирующее переувлажнение, обеспечивающее длительное существование возникших экосистем. К этой же группе с известной долей условности могут быть отнесены 2-, 9-, 11- и 12-й типы, в составе которых выпадает только одна из полного набора гидродинамических зон. Из выделенных типов гидроморфных экосистем только один (4-й), имеющий эпизодическое натечное переувлажнение, характеризуется развитием лишь одной зоны. Остальные типы образуют промежуточную группу, с отсутствием 2–3 гидродинамических зон. Большинство из них характеризуется эпизодическим характером современного переувлажнения.

Вполне очевидно, что степень проявления современного гидроморфизма находит четкое отражение в пространственной структуре формирующихся экосистем. Следовательно, полно-

членность экологического ряда элементарных экосистем, образующих тот или иной их тип, может служить показателем современного гидроморфизма.

Значительная площадь проявления гидроморфизма в изученном районе, стабильность компонентов комплекса, сложность его устройства – являются индикаторами устойчивости этого процесса. Природные комплексы современного гидроморфизма, в которых формируются гидроморфные неэкосистемы, обычно имеют низкий ранг по ландшафтной типологии – фаций или простых урочищ. Однако несмотря на это, явление переувлажнения значительно нарушает структуру агроландшафтов, ухудшает условия землепользования и снижает урожайность посевных культур.

2.1.3. Ботаническое разнообразие экосистем современного гидроморфизма

При просмотре и анализе опубликованной научной литературы обращает на себя внимание недостаточная изученность формирования растительности в очагах переувлажнения и оценки ее роли в степном биоме. В рассмотренных работах в основном обращается внимание на видовой состав растений очагов [Яровенко, 1989], их морфо-экологические свойства, урожайность, имеются сведения по экологии отдельных видов [Зайдельман и др., 1998]. Отрывочность и фрагментарность данных не позволяет произвести сравнительный анализ особенностей формирования растительности на вторично гидроморфных природных комплексах в различных регионах степной зоны.

В связи с этим представляет определенный интерес выявление ботанического разнообразия новых для степного биота природно – антропогенных экосистем и установление их роли в био-разнообразии степи. Методически поставленная задача решалась путем выявления и сопоставления флористического и фитоцено-тического состава растительности гидроморфных экосистем и наиболее типичных в изучаемом районе автоморфных природных комплексов. Затем был проведен анализ флористического и фитоцено-тического состава и оценено сходство аналогичных показателей ботанического разнообразия для отдельных морфологических частей (биотопов или гидродинамических зон) внутри гидроморфных комплексов. Полученные характеристики явились основанием для оценки вклада антропогенных биотопов переувлажненных комплексов в ботаническое разнообразие степного регионального биота и исходящей от них опасности биологического загрязнения окружающих агроландшафтов.

Сводный список растений, встреченных во время полевых работ включил 320 видов высших сосудистых растений, относящихся к 221 роду из 57 семейств. Из них в очагах переувлажнения встречено 229 видов, на участке эталонного степного биотопа – 109, на залежах и неудобьях – 150, на полях и в посевах – 29, в лесополосах – 63, по дорогам – 44 вида (табл. 2.1.3). Значительно большее число видов в очагах переувлажнения в некоторой степени может быть объяснено усиленным вниманием к ним, проявившемся в большем абсолютном числе сделанных ключевых описаний.

Таблица 2.1.3

Число таксонов различного ранга в основных биотопах

Биотопы						
Таксоны	Агроценозы	Лесополосы	Дороги	Переувлажненные ПТК	Залежи	Некосимая степь
виды	29	63	44	229	150	109
семейства	11	27	18	48	34	25
роды	26	57	39	169	111	83

Анализ представленности лидирующих семейств по числу видов в основных биотопах показал, что для всех них характерно преобладание видов, относящихся к семействам *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Brassicaceae* (сложноцветных, злаков, бобовых и крестоцветных), что вполне отражает зональные особенности флоры этого района.

Для изучения распределения видов по биотопам внутри гидроморфных комплексов было проведено более детальное исследование пространственной структуры 58 объектов, в том числе 4 ключевых участка. Видовой состав растительных сообществ рассматривался на участках, различающихся по степени увлажнения: сильно переувлажненных с доминированием тростника, средне переувлажненных с доминированием пырея и слабо переувлажненных с доминированием сорняков. Оказалось, что наиболее флористически богата зона, где преобладает слабое переувлажнение и формируется сорная растительность. Здесь встречено более 70 видов растений и выделено наибольшее число различных сообществ. Наиболее бедными флористически и фитоценотически явились зоны максимального и среднего постоянного переувлажнения, где формируются монодоминантные тростниковые, пырейные и вейниковые сообщества. В них было найдено 25 видов.

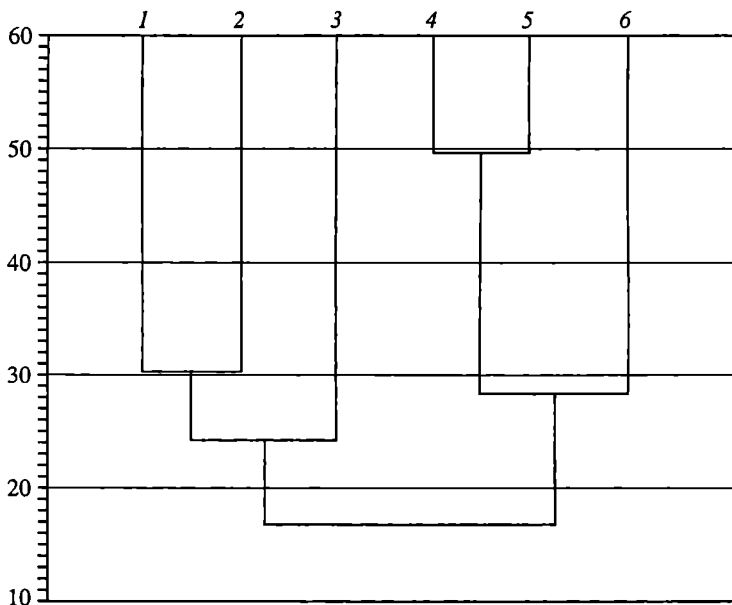


Рис. 2.1.3. Дендрограмма флористического сходства растительности различных биотопов

1 – пашня, 2 – полевые дороги, 3 – лесополосы; 4 – переувлажненные ПТК, 5 – залежь, 6 – заповедный участок

Кластерный анализ видового состава степных биотопов (рис. 2.1.3), основанный на парной корреляции флористических списков, составленных для различных биотопов и участков очагового переувлажнения выявил количественную меру сходства между ними. Наиболее близкими по видовому составу оказываются биотопы гидроморфных очагов и залежи, менее близка по видовому составу растительность пашни и дорог. Последние два биотопа имеют некоторое сходство видового состава с биотопами лесополос. По флористическому составу заповедный участок имеет наибольшее, но не тесное сходство переувлажненным биотопами и залежи.

Близость видового состава растительности гидроморфных экосистем к залежным свидетельствует об их сорном характере. Это подтверждается и рассмотрением списка видов, приуроченных к переувлажненным биотопам, т.е., эти виды относятся в подавляющем большинстве к сорной флоре [Фисюнов, 1984]. Такие виды не характерны для естественной растительности степной зоны и, как правило, имеют широкое географическое распространение. Таким образом, они не могут поддерживать разнообразие зональной

флоры степи и не могут решить проблемы сохранения ее ботанического разнообразия.

Напротив, большинство из этих видов являются рудеральными, но, кроме того, имеются и адвентивные, в числе которых и такие карантинные виды, как амброзия полыннолистная. Их присутствие в гидроморфных экосистемах должно настораживать, поскольку переувлажненные биотопы в этом случае следует рассматривать как биологически опасные очаги сохранения и последующего расселения сорняков в посевах.

Анализ фитоценотической структуры спонтанной растительности неогидроморфных экосистем был выполнен на основе рассмотрения синтаксонов, выявленных в результате проведенной классификации растительных сообществ на основании 650 геоботанических описаний, собранных в период наблюдений с 1998 по 2003 гг. Было выделено 11 формаций и 32 ассоциации (табл. 2.1.4).

В сложении большей части сообществ значительное участие принимают сорные виды. Серийный характер сообществ подтверждается большим числом видов, входящих в ассоциации и имеющих низкую встречаемость и фитоценотическое значение. Полученные данные показывают, что видовой состав растительного покрова современных гидроморфных экосистем близок растительности биотопов залежи и агроценозов, что является еще одним свидетельством о его рудеральном характере и указывает на серьезную опасность как источника биологического загрязнения степных агроландшафтов.

2.1.4. Экологические связи растений с засолением, степенью эродированности и оглеения почв

Сопряженный анализ материалов крупномасштабной почвенной съемки, проведенной в 1997-м и повторно в 2002-м гг., и описаний растительных сообществ, выполненных одновременно внутри ареалов почвенных контуров на ключевом участке, позволил подойти к рассмотрению взаимосвязей между этими компонентами вторично гидроморфных экосистем.

Экологические позиции растительных формаций представлены на схеме ординации, отражающей их отношение к условиям засоления и увлажнения биотопов (рис. 2.1.4).

Детальное почвенное картографирование одного из очагов переувлажнения выявило развитие почвенной комбинации, представленной черноземами обыкновенными карбонатными глубинно слитизированными с разнообразным сочетанием трех групп признаков [Хитров, Назаренко, 2000]: 1) оглеения и гидро-

Таблица 2.1.4

Схема классификации растительности неогидроморфных ПТК

Номер формации	Формация	Ассоциация
I	<i>Phragmites australis</i>	<i>Phragmites australis</i> <i>Phragmites australis</i> + <i>Elytrigia repens</i> <i>Phragmites australis</i> + <i>Calamagrostis epigeios</i> <i>Phragmites australis</i> + <i>Tripolium pannonicum</i> <i>Phragmites australis</i> + <i>Ambrosia artemisiifolia</i> <i>Phragmites australis</i> в культурных посевах
II	<i>Elytrigia repens</i>	<i>Elytrigia repens</i> + <i>Phragmites australis</i> <i>Elytrigia repens</i> <i>Elytrigia repens</i> + <i>Ambrosia artemisiifolia</i> <i>Elytrigia repens</i> с сорняковым
III	<i>Calamagrostis epigeios</i>	<i>Calamagrostis epigeios</i> + <i>Elytrigia repens</i>
IV	<i>Tripolium pannonicum</i>	<i>Calamagrostis epigeios</i> <i>Tripolium pannonicum</i> + <i>Phragmites australis</i> <i>Tripolium pannonicum</i> <i>Tripolium pannonicum</i> + <i>Ambrosia artemisiifolia</i>
V	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	<i>Bolboschoenus maritimus</i> + <i>Juncus gerardii</i>
VI	<i>Puccinellia distans</i>	<i>Bolboschoenus maritimus</i> + <i>Tripolium pannonicum</i> <i>Puccinellia distans</i> <i>Puccinellia distans</i> + <i>Tripolium pannonicum</i>
VII	<i>Rumex obtusifolius</i>	<i>Rumex obtusifolius</i> + <i>Tripolium pannonicum</i>
VIII	<i>Tripleurospermum perforatum</i>	<i>Tripleurospermum perforatum</i> + <i>Ambrosia artemisiifolia</i> <i>Tripleurospermum perforatum</i> + <i>Chenopodium album</i>
IX	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> + <i>Phragmites australis</i> <i>Ambrosia artemisiifolia</i> + <i>Tripolium pannonicum</i> <i>Ambrosia artemisiifolia</i> + <i>Cirsium arvense</i> <i>Ambrosia artemisiifolia</i> собственно
X	<i>Daucus carota</i>	<i>Daucus carota</i> + <i>Elytrigia repens</i> <i>Daucus carota</i> + <i>Artemisia austriaca</i> + <i>Ambrosia artemisiifolia</i>
XI	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Cirsium arvense</i> <i>Cirsium arvense</i> + <i>Ambrosia artemisiifolia</i>

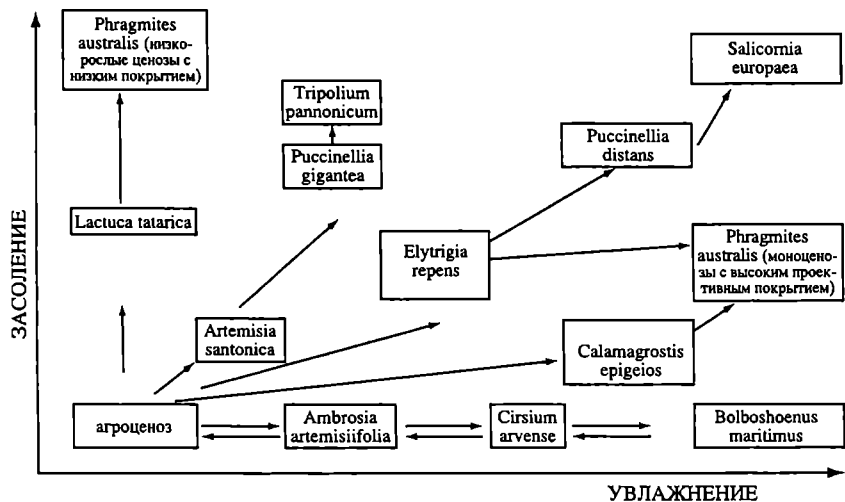


Рис. 2.1.4. Ординация растительных сообществ и направление сукцессионных смен в зависимости от увлажнения и засоления почв

морфизма; 2) разной мощности гумусового слоя, соотношения горизонтов А и АВ и диагностируемой по ним степени смытости; 3) глубины залегания первого солевого горизонта, степени его засоленности и проявления вторичных новообразований в виде прожилок гипса. Всего на исследованном ключевом участке выделено 20 разновидностей почв. Рассмотрение взаимосвязи видового состава растительных сообществ и характеристик почв показало, что распределение видов внутри очагов переувлажнения носит неслучайный характер. Важное дифференцирующее значение имеют характер и степень засоления почв. По засолению и загипсованности выделяются 7 вариантов:

- незасоленные почвы;
- глубокосолончаковатые слабозасоленные почвы;
- солончаковатые слабозасоленные почвы;
- солончаковатые слабозасоленные высокослабозагипсованные почвы;
- солончаковые слабозасоленные почвы;
- солончаковые слабозасоленные высокослабозагипсованные почвы;
- солончаковые сильнозасоленные высокослабозагипсованные почвы.

Анализ экологической приуроченности растительных сообществ показал, что наиболее бедны по видовому составу сообщества на солончаковатых слабозасоленных слабозагипсованных в

верхних горизонтах почвах. На этих вариантах почв в разные годы было отмечено присутствие от 11 до 17 видов (13% видового состава), а наиболее флористически богатыми можно назвать глубокосолончаковатые слабозасоленные почвы, на которых встречено 83 вида (80%).

При этом среди видов, произрастающих на ключевом участке, эвритопность проявили (встречены на всех вариантах почв): *Ambrosia artemisiifolia*, *Convolvulus arvensis* L., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Lactuca tatarica* (L.) C.A. Mey., *Daucus carota* L. Стенотопные виды растений, приуроченные только к одному варианту почв, установлены для незасоленных и различно засоленных почв, так, *Cuscuta approximata* Bab., *Echium vulgare* L., *Euphrasia pectinata*, *Falcaria vulgaris* Bernh., *Fumaria officinalis* L., *Hyoscyamus niger* L., *Stachys annua* L., приурочены исключительно к незасоленным почвам. К незасоленным и слабо засоленным с поверхности почвам обнаружили приуроченность *Thesium linifolium* Schrenk., *Veronica agrestis* L. Только на солончаковых сильно засоленных слабо загипсованных в верхних горизонтах почвах встречены *Puccinellia distans* (Jacq.) Parl., *Artemisia absinthium* L., *Anisantha tectorum* (L.) Nevski, *Melilotus officinalis* (L.) Pall, *Tripolium pannonicum* (Jacq.) Dobrocz. К солончаковым слабозасоленным слабо загипсованным в верхних горизонтах почвам тяготеют *Asperula cynanchica* L., *Lappula squarrosa* (Retz.) Dumort. и *Thlaspi arvense* L. На солончаковых от сильно до слабо засоленных слабо загипсованных в верхних горизонтах почвах встречена *Vaccaria hispanica* (Mill.) Rauschert. Большая группа видов распространена только на глубокосолончаковатых слабозасоленных почвах. К ней относятся: *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, *Hypericum perforatum* L., *Lactuca serriola* L., *Lathyrus tuberosus* L., *Onobrychis arenaria* (Kit.) DC., *Sinapis arvensis* L., *Tanacetum vulgare* L., *Veronica longifolia* L.

На основе собранных данных был проведен анализ тесноты экологических связей или частоты встреч видов, по которым оценивалась возможность использования видов для целей индикации засоления почв (табл. 2.1.5). Для этого при расчетах все количество описаний с данными характеристиками почв принималось за 100% и от этой суммы по присутствию вида в этих геоботанических описаниях и рассчитывалась частота встреч каждого вида.

По полученному показателю в индикационной геоботанике оценивается “верность” индикатора. В итоге была определена возможность использования того или иного вида в качестве показателя почвенных условий. Были использованы следующие градации значения частоты встреч видов:

Таблица 2.1.5

**Сопряженность видов травянистых растений
с условиями засоления почв на ключевом участке
(Николаенко, 2001)**

Виды растений	Частота встреч видов на различных вариантах почв по засолению, %			
	Солончаковые сильнозасоленные	Солончаковые слабозасоленные	Глубоко-солончаковые слабозасоленные	Незасоленные
<i>Tripolium pannonicum</i>	100	–	–	–
<i>Artemisia absinthium</i>	78	–	–	–
<i>Melilotus officinalis</i>	60	–	–	–
<i>Puccinellia distans</i>	60	–	–	–
<i>Lappula squarrosa</i>	–	86	–	–
<i>Thlaspi arvense</i>	–	86	–	–
<i>Thesium linifolium</i>	–	71	–	67
<i>Veronica agrestis</i>	–	67	–	67
<i>Lactuca serriola</i>	–	–	88	–
<i>Sinapis arvensis</i>	–	–	71	–

- сомнительный индикатор (от 60% до 74%),
- удовлетворительный (от 75% до 89%),
- верный (более 90%),
- абсолютный индикатор (100%).

Исходя из полученных данных (табл. 2.1.5), *Tripolium pannonicum*, *Artemisia absinthium*, *Melilotus officinalis* и *Puccinellia distans* можно назвать маркерами солончаковых сильнозасоленных слабо загипсованных с поверхности почв. Однако все они различаются по своему индикационному значению – от абсолютных индикаторов (солончаковая астра – 100%) до удовлетворительных (78% – полынь горькая) и сомнительных (60% – донник лекарственный, бескильница расставленная). Ряд видов можно использовать в качестве удовлетворительных (*Lappula squarrosa*, *Thlaspi arvense*, *Lactuca serriola*) или сомнительных индикаторов (*Thesium linifolium*, *Veronica agrestis*, *Sinapis arvensis*). *Lappula squarrosa* и *Thlaspi arvense* маркируют солончаковые слабозасоленные почвы, *Lactuca serriola* – глубокосолончаковатые слабозасоленные почвы. *Thesium linifolium* и *Veronica agrestis* с одинаковой частотой встречаются как на солончаковых слабо засоленных почвах, так и на незасоленных почвах и могут использоваться только в качестве сом-

нительных индикаторов засоления почв в диапазоне от незасоленных до слабозасоленных.

Для исследуемого участка характерна высокая степень эродированности почв. Так, сильно смытые почвы представлены наибольшим числом геоботанических описаний, и здесь встречено наибольшее число видов – 93 или 91% общего числа видов на участке. Среднесмытые почвы занимают меньшую площадь и с ними связано распространение 80 видов растений (79% видового состава). На слабо смытых почвах встречено только 16 видов (15% от всего списка).

На территории полигона выделяются три группы почв по степени оглеения. Почвы без признаков оглеения и гидроморфизма составляют фон. На них были обнаружены все 102 вида. На почвах с признаками периодического слабого оглеения в нижней части пахотного слоя встречено лишь 34 вида (33% видового состава). И, наконец, на вторично-гидроморфных слабоглеевых почвах зафиксировано 20 видов (19%). В отношении оглеения почв верных индикаторов выявить не удалось. Некоторые виды (*Phragmites australis*, *Tripolium pannonicum*, *Melilotus officinalis*) по результатам анализа полевых материалов являются только сомнительными индикаторами почв с признаками периодического слабого оглеения в нижней части пахотного горизонта (от 60% до 66,7% встреч).

Следует отметить, что установленные закономерности, в том числе и индикационные, пока еще нельзя экстраполировать на весь степной биом, но в пределах изучаемого региона они достаточно достоверны.

2.1.5. Связь распространения видов и сообществ с характеристиками влажности почв

Концентрическое расположение растительных сообществ в очагах переувлажнения позволяет считать, что оно определяется различием во влажностных характеристиках почв. Для количественной характеристики этих взаимосвязей были прослежены запасы влаги в почве в слоях различной мощности (50 см, 100 см, 150 см, 200 см) по нескольким динамическим площадкам с разными растительными группировками за период с 1998 по 2003 гг. (рис. 2.1.5–2.1.7). Наиболее показательным с точки зрения оценки связей растительности с характером увлажнения почв является почвенный слой 0–50 см 0–100 см, поскольку корневая система наиболее глубоко укореняющихся корневищных злаков редко проникает на большую глубину, а 80% корневой массы обитает в слое 0–50 см. Для анализа использовались такие почвенные хара-

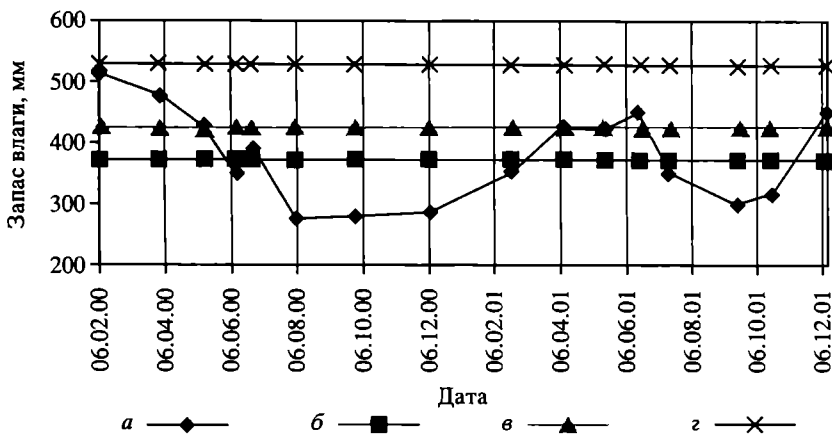


Рис. 2.1.5. Характеристики влажности почвы в слое 0–100 см, выше очага переувлажнения по склону в зоне отсутствия переувлажнения под сообществом с доминированием *Ambrosia artemisiifolia* и *Daucus carota*

$НВ_{ср.} = 400$ мм; $ПВ = 520$ мм;
 а – запас влаги; б – $НВ_{мин}$; в – $НВ_{max}$; г – $ПВ$

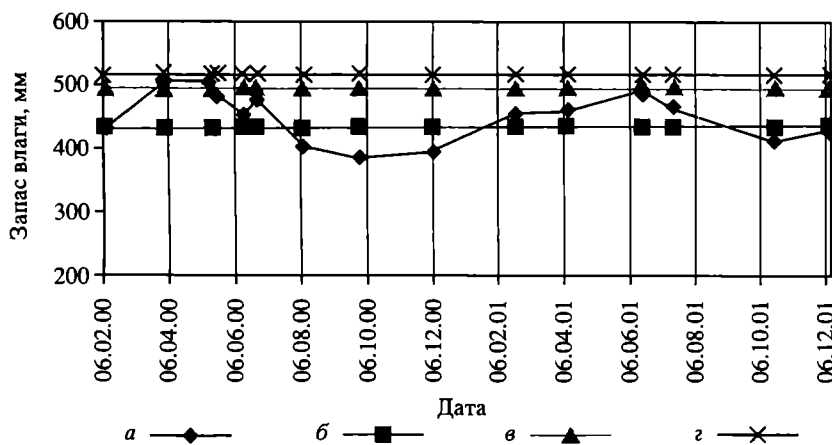


Рис. 2.1.6. Характеристика влажности почвы в слое 0–100 см, в очаге переувлажнения под сообществом с доминированием *Phragmites australis*

$НВ_{ср.} = 450$ мм; $ПВ = 510$ мм;
 а – запас влаги; б – $НВ_{мин}$; в – $НВ_{max}$; г – $ПВ$

ктеристики, как полная влагоемкость ($ПВ$), наименьшая максимальная и минимальная влагоемкости ($НВ_{max}$ и $НВ_{мин}$), запас влаги, выраженный в мм.

Полная влагоемкость, или влаговместимость – характеристика общего порового пространства конкретной почвы, это то ма-

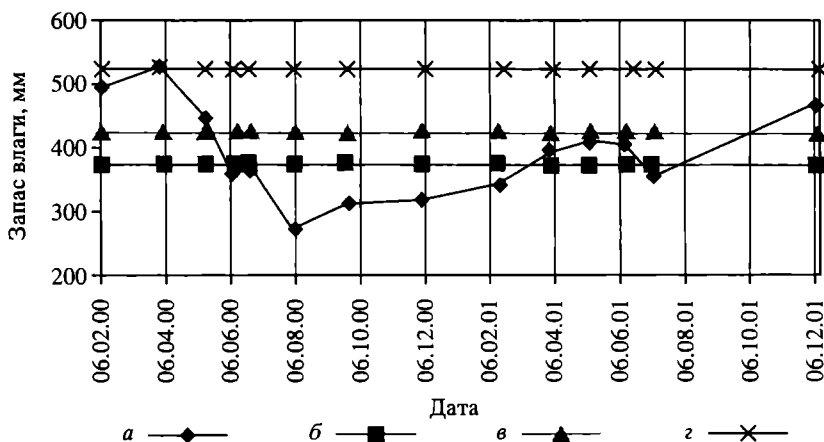


Рис. 2.1.7. Характеристика влажности почвы в слое 0–100 см, ниже ядра переувлажнения в зоне растекания под сообществом с доминированием *Elytrigia repens*

НВ_{ср.} = 400; ПВ = 510 мм;

а – запас влаги; б – НВ_{мин}; в – НВ_{макс}; г – ПВ

ксимальное количество влаги, которое может вместить почва. Наименьшая влагоемкость (ее диапазон от минимального НВ до максимального значения) характеризует максимальное количество воды, удерживаемое в почве капиллярными силами после полного стекания гравитационной влаги.

На графиках (рис. 2.1.5–2.1.7) представлена динамика влагозапасов почв за двухлетний период по трем точкам ключевого участка на площадках, расположенных выше по склону очага современного гидроморфизма (зона V); в центре очага переувлажнения (зона I) и ниже его (зона II), в полосе растекания. На площадке, расположенной выше по склону, и занятой угнетенными посевами с доминированием амброзии полыннолистной *Ambrosia artemisiifolia* и моркови дикой *Daucus carota*, запасы влаги колеблются от 280 мм до 500 мм (рис. 2.1.5), в то время как в центре очага (зона I) с доминированием тростника обыкновенного *Phragmites australis* запасы почвенной влаги во все месяцы выше таковых за его пределами на 100–170 мм и колеблются от 390 до 510 мм (рис. 2.1.6). В зоне растекания, расположенной ниже тростников, где формируется сообщество с доминированием пырея ползучего *Elytrigia repens*, запасы влаги изменяются в течение года от 380 мм до 510 мм (рис. 2.1.7).

Выше очага переувлажнения запас влаги в течение вегетационного периода меняется от 460 мм, что выше значения наименьшей влагоемкости, до 280 мм в середине лета, что существенно

ниже наименьшей влагоемкости (см. рис. 2.1.5). В целом, за двух-летний срок наблюдения запас почвенной влаги в слое 0–100 см, под сообществом с доминированием *Ambrosia artemisiifolia* и *Daucus carota* в течение большей части вегетационного периода характеризуется низкими значениями, не превышающими наименьшую влагоемкость.

В очаге произрастания тростника обыкновенного наблюдается иная картина годового хода запасов влаги в почве (см. рис. 2.1.6). Начало вегетационного периода характеризуется максимальными влагозапасами, т.е. достигается значение полной влагоемкости (500 мм). Такая ситуация сохраняется до июня. Затем влага начинает расходоваться на эвапотранспирацию и ее запас опускается ниже значений наименьшей влагоемкости (395 мм). Влагозапасы в очаге переувлажнения, где весной начнут формироваться тростниковые сообщества, начинают восстанавливаться лишь в январе за счет теплой зимы с осадками в виде дождя.

Ниже ядра переувлажнения в зоне растекания под сообществом с доминированием *Elytrigia repens* ход влагозапасов в почве в слое 0–100 см, (см. рис. 2.1.7), напоминает в большей степени изменение запасов влаги за аналогичный период в первой точке (рис. 2.1.5), хотя и со своими особенностями. Влагозапас на начало вегетационного периода не одинаков по годам и сопровождается то максимальными запасами, достигающими полной влагоемкости (ПВ = 510 мм), то не превышает наименьшей влагоемкости (НВ = 400 мм). Запасы влаги здесь становятся минимальными в июле–августе, большая часть которых уходит на транспирацию пырейным сообществом.

Рассмотрение распределения влагозапасов в различных слоях почвенного профиля за период вегетации проводилось на 6 динамических площадках с различными растительными сообществами в периоды с максимальными и минимальными запасами влаги, т.е. в мае и августе 2000 г. Эти наблюдения показали, что во все сроки периода отборов наибольший запас почвенной влаги находится под тростниковыми сообществами (рис. 2.1.8, 2.1.9, “б” и “в”). Меньший запас характерен для почв, на которых формируются сообщества с доминированием пырея ползучего (*Elytrigia repens*, рис. 2.1.8–2.1.9, “д”). Еще более низкие показатели обнаруживаются в зоне растекания, занятой сорнотравьем. Из категории сорных сообществ на графиках представлены запасы влаги под сообществами с доминированием дурнишника обыкновенного (*Xanthium strumarium*, рис. 2.1.8–2.1.9, “а”) и бодяка полевого (*Cirsium arvense*, точка “е”). Сезонный ход запасов влаги в почвенном профиле наиболее выражен в слое 0–50 см и сглаживает-

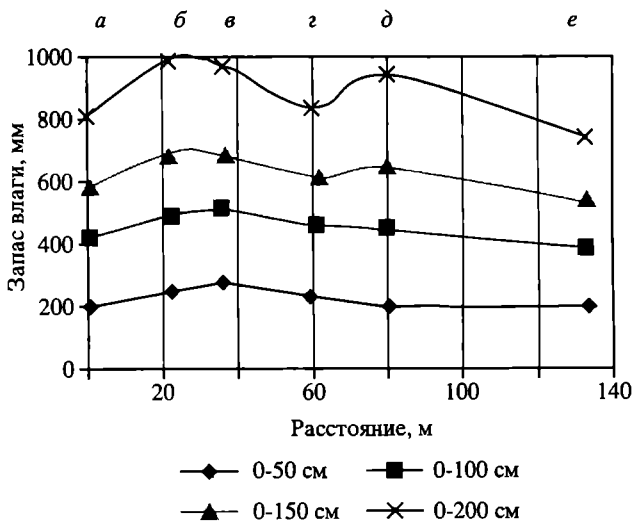


Рис. 2.1.8. Изменение весеннего запаса влаги в почвах вдоль трансекты на склоне, пересекающей ядро переувлажнения (май 2000 г.)

a – сообщества с доминированием дурнишника обыкновенного (*Xanthium strumarium*); *b* – тростника обыкновенного (*Phragmites australis*); *в* – тростника обыкновенного и пырея ползучего (*Elytrigia repens*); *г* – астры солончаковой (*Tripolium pannonicum*); *д* – пырея ползучего; *e* – бодяка обыкновенного (*Cirsium arvense*)

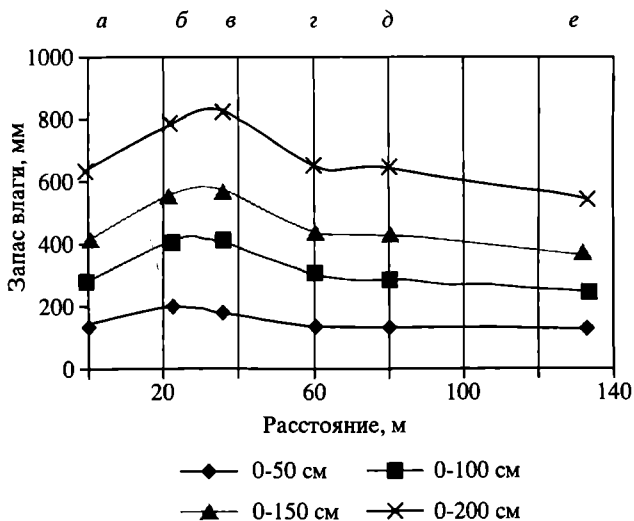


Рис. 2.1.9. Изменение позднелетнего запаса влаги в почвах вдоль трансекты на склоне, пересекающей ядро переувлажнения (август 2000 г.)

ся с глубиной. В мае запасы влаги по всем точкам профиля превышают августовские показатели на 100 мм в нижних слоях почвы и на 200 мм в верхних слоях.

Анализ приведенных данных позволяет сделать вывод, что распределение растительности внутри очага гидроморфизма обусловлено водным режимом почв. Участки с наибольшим запасом влаги и более высокими значениями в течение года заняты тростником, менее стабильные – пыреем ползучим и другими сорными видами.

2.1.6. Продуктивность растительных сообществ в очагах переувлажнения и агроценозах

Продуктивность оценивалась по данным, отобраным в ряде точек по трансекте. Первая характеризует участок с тростником, где дополнительное увлажнение бывает только в весенний период; 2 – верхняя граница тростника; 3 – центр тростника; 4 – за нижней границей тростника; 5 – ниже по склону от предыдущей точки; 6 – далее по склону и 7 – у соединения двух промоин. Расстояние между точками: т. 1 ← 22 м → т. 2 ← 14 м → т. 3 ← 24 м → т. 4 ← 20 м → т. 5 ← 23 м → т. 6 ← 30 м → т. 7. В пределах зарослей тростника учитывалась продуктивность только второго яруса. Трансект характеризует смену экологических условий в связи с особенностями микрорельефа при переходе от верхней границы центрального пятна тростника через зоны растекания до территории относительно не затронутой внутрипочвенным и поверхностным переувлажнением. В течение вегетационного периода продуктивность во всех точках рассматриваемой трансекты имела свои закономерности, отражающиеся на графике (рис. 2.1.10).

Для крайних точек (рис. 2.1.10, точки 1 и 7) продуктивность в течение вегетационного периода нарастала и достигала максимума в августе, а затем постепенно падала. Для точек, находящихся под влиянием как поверхностного, так и грунтового переувлажнения, характерен продолжающийся рост фитомассы до конца сентября. Это объясняется тем, что именно в этот период максимально развивает свою вегетативную массу популяция солончковой астры, которая в этих точках в это время играет роль доминанта или субдоминанта. Абсолютные значения продуктивности в точках, испытывающих влияние переувлажнения, были в три раза меньше, чем на контрольных участках агроценозов.

Результатом воздействия переувлажнения и засоления является угнетенное состояние посевов, резкое снижение урожайности. На основании оценки биологической продуктивности была

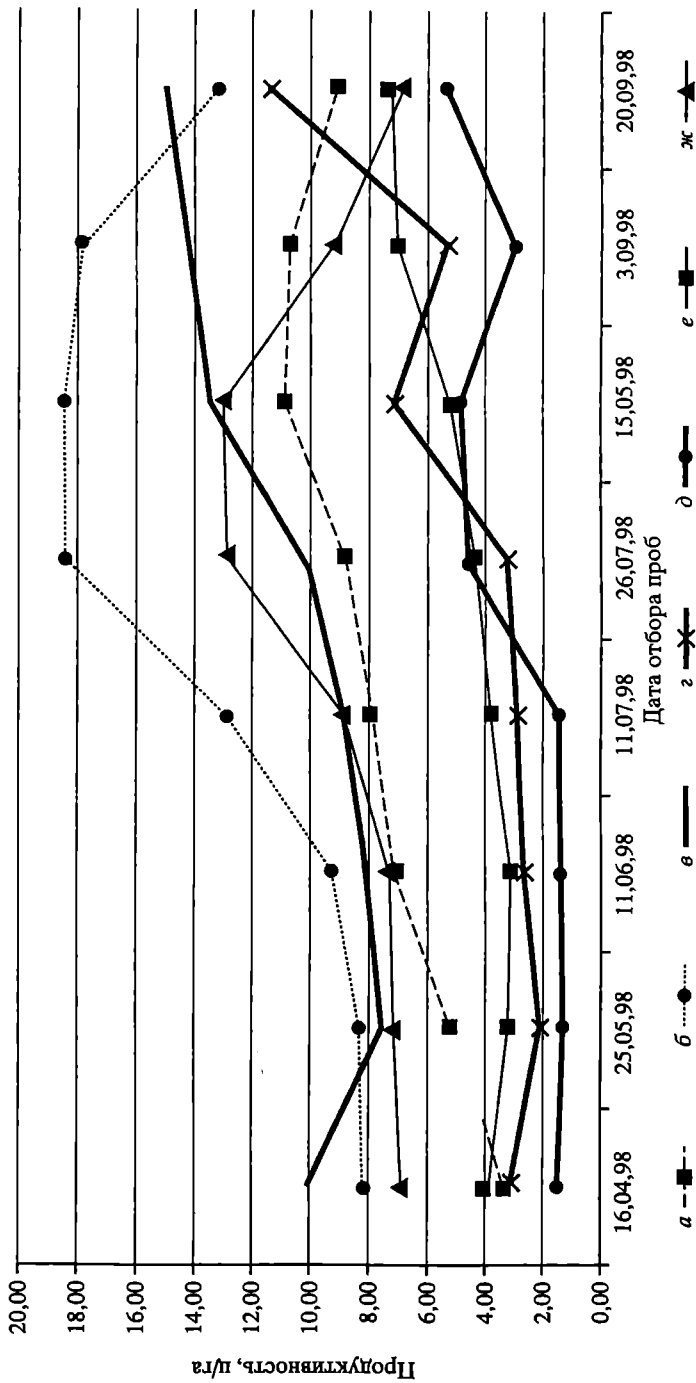


Рис. 2.1.10 – Динамика продуктивности растительности на трансекте (Назаренко и др., 2000)

Условные обозначения. Площадки режымных наблюдений: а – площадка выше пятна с тростником, где дополнительное количество влаги бывает только в осенний период; б – площадка на границе пятна тростника; в – площадка в центре тростника; г – площадка ниже границы тростника; д – площадка ниже границы распространения тростника по склону; е – площадка еще ниже по склону; ж – площадка у соединения двух промыв

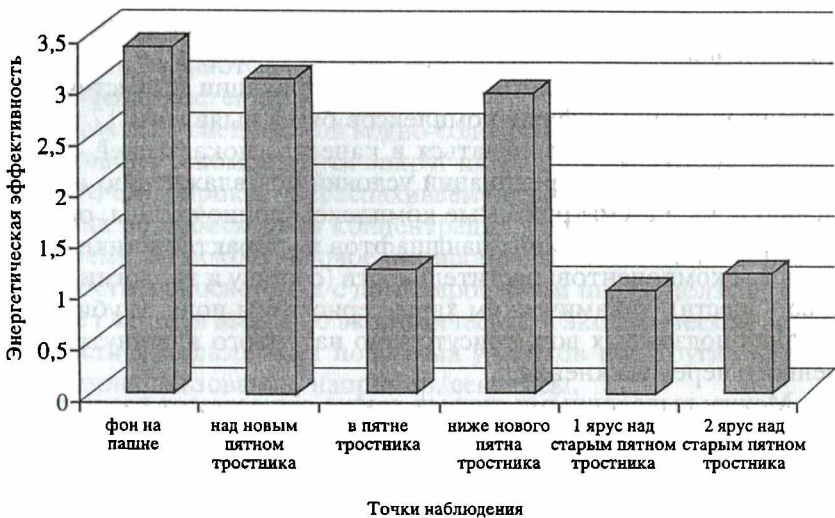


Рис. 2.1.11. Энергетическая эффективность возделывания озимой пшеницы (Назаренко и др., 2000)

рассчитана энергетическая эффективность возделывания культурных ценозов в пределах пятен переувлажнения (рис. 2.1.11). Так, урожайность озимой пшеницы резко падала в пределах очагов переувлажнения и в зоне его влияния. Таким образом, энергетическая эффективность технологий на участках, испытывающих влияние переувлажнения, снижается почти в 3,5 раза, что подтверждает нецелесообразность хозяйственного использования близлежащих территорий вокруг пятна тростника. Сопоставление основных показателей, оценивающих состояние культурных растений и в сумме определяющих их продуктивность (число растений на м², продуктивная кустистость зерен в колосе и другие), в очагах переувлажнения и на фоновых участках пашни, также позволило обнаружить значительное ухудшение их состояния.

На пашне продуктивность культурных ценозов не была однородной на всей площади поля. Она зависела от степени увлажнения участка почвы в весенний период; биологических особенностей культивируемого вида, определяющих его конкурентоспособность по отношению к тростнику и луговым корневищным многолетникам; мезорельефа, играющего решающую роль в перераспределении влаги по территории полей.

Проведенные исследования показали, что статистически незначимые изменения в режиме выпадения атмосферных осадков обуславливают экологически значимые изменения в окружающей сре-

де, которые приводят к формированию локальных очагов переувлажнения.

В результате типологической классификации экосистем современных гидроморфных комплексов были выявлены 17 типов, которые могут рассматриваться в качестве показателей основных факторов дифференциации условий по увлажнению и засолению почв. Рассматриваемые комплексы полночленны, они отличаются от окружающих ландшафтов по характеристике большинства компонентов: растительности (составу и экологии видов и сообществ), динамическим характеристикам почв, глубине залегания подземных вод, присутствию натечного или внутрпочвенного переувлажнения.

Между выделенными типами также существуют различия, в частности, – по занимаемой площади, стабильности компонентов комплекса, сложности устройства. В каждом типе в зависимости от степени проявления переувлажнения можно выстроить ряд элементарных экосистем, формирующих гидродинамические ряды (функциональные зоны).

Виды растений, характерные для переувлажненных участков, относятся в своем подавляющем большинстве к сорной флоре. Эти виды не являются характерными для естественной растительности степной зоны и, как правило, имеют широкое географическое распространение, поэтому они не могут решить проблемы поддержания ботанического разнообразия местной зональной флоры.

Присутствие адвентивных и карантинных сорных видов в переувлажненных биотопах, формирующихся в агроландшафтах, должно настораживать, поскольку их следует рассматривать как *рефугиумы* – очаги сохранения и последующего расселения сорняков в посевах.

Распределение видов внутри очагов переувлажнения носит неслучайный характер. Засоление и влажность почв имеют важное дифференцирующее значение. Выявлены виды, имеющие как широкую экологическую амплитуду (*Convolvulus arvensis*, *Elytrigia repens*, *Lactuca tatarica*, *Daucus carota*), так и узко приспособленные к произрастанию в определенных условиях засоления: на незасоленных почвах (*Cuscuta approximata*, *Echium vulgare*, *Euphrasia pectinata*, *Falcaria vulgaris*, *Fumaria officinalis*, *Hyoscyamus niger*, *Stachys annua*); на солончаковых слабозасоленных почвах (*Lappula squarrosa*); на солончаковых сильнозасоленных (*Artemisia absinthium*, *Tripolium pannonicum*) и на глубокосолончаковатых слабозасоленных почвах (*Hypericum perforatum*, *Lactuca serriola*, *Lathyrus tuberosus*, *Onobrychis arenaria*).

Изучение продуктивности показало, что вокруг очага переувлажнения создаются условия, существенно снижающие урожай культурных растений.

В связи со спецификой водно-солевого режима в очагах переувлажнения рекомендуется вокруг пятна с тростником оставлять достаточно широкую нераспахиваемую зону, чтобы на этой территории не происходила концентрация пахотных сорняков. В то же время широкое видовое разнообразие естественной растительности в экосистемах с доминированием пырея ползучего позволяет сделать вывод об экономической и экологической оправданности использования подобных участков под другие категории землепользования, например, сенокосы.

2.2. Прогноз воздействия возможных изменений климата на гидротермические условия и урожай сельскохозяйственных культур лесостепной и степной зон

Рост интенсивности антропогенной деятельности и связанное с ним увеличение сжигания топлива способствует повышению концентрации углекислого газа в атмосфере, поглощающего длинноволновое излучение Земли. Такими же свойствами обладают фреоны, метан, окислы азота, которые попадают в атмосферу вследствие промышленной деятельности. В результате возрастает поглощение теплового излучения Земли, а, следовательно, изменяется и радиационный баланс. Это в свою очередь влечет за собой глобальное повышение температуры воздуха и изменение атмосферной циркуляции. Оно приводит к региональным перераспределениям глобальной температуры и атмосферных осадков.

В настоящее время среди специалистов нет единого мнения относительно масштабов и сроков возможных изменений климата. Поэтому разработанные к настоящему времени сценарии изменения климата не следует рассматривать как прогноз. Эти сценарии только помогают определить возможное направление изменения тех или иных исследуемых элементов и величину их возможного изменения за определенные сроки.

Ощутимые, а тем более значительные изменения климата могут привести к соответствующим изменениям водного баланса и его структуры. Поэтому актуальность разработки методов их оценки очевидна. Но следует иметь в виду, что информация об изменениях климатических характеристик весьма схематична и представлена в основном данными об ожидаемых изменениях среднемесячных значений температуры воздуха и атмосферных

осадков с довольно схематичным их распределением по территории. Следовательно, применение достаточно детальных моделей для оценки элементов водного баланса и гидротермических условий невозможно. Поэтому необходимо использовать более простые подходы, для реализации которых достаточно располагать информацией о температуре воздуха и атмосферных осадках.

Из сказанного вытекают три основные задачи. Первая – выбор подхода к оценке элементов водного баланса, в основе которого лежат данные о температуре воздуха и осадках, и его апробация для условий лесостепной и степной зон. Вторая – оценить адекватность прогнозируемых величин температуры воздуха и осадков, полученным по моделям общей циркуляции атмосферы, условиям лесостепной и степной зон. Третья задача – оценка элементов водного баланса, гидротермических условий и урожая в лесостепной и степной зонах при ожидаемом изменении климата.

Уравнение водного баланса речного бассейна за средний многолетний период записывается в виде:

$$P = E + Q, \quad (2.2.1)$$

где P – осадки, E – испарение, Q – сток.

Так как в настоящее время атмосферные осадки P являются одним из объектов прогноза, то нам необходимо определить ожидаемые величины суммарного испарения E и стока Q . Для определения прогнозируемых величин суммарного испарения в этой работе используется зависимость Э.М. Ольдекопа (1911), а величина стока определяется из уравнения водного баланса (2.2.1) как разность между осадками и испарением.

В основе зависимости Э.М. Ольдекопа лежит связь средне-многолетних годовых величин суммарного испарения E , максимально возможного испарения EO и осадков P , символическую запись которой можно представить в виде:

$$E/EO = f(P/EO). \quad (2.2.2)$$

Максимально возможное испарение, по Э.М. Ольдекопу, принимается пропорциональным дефициту влажности воздуха:

$$EO = f(d), \quad (2.2.3)$$

где d – дефицит влажности воздуха.

Позже Л. Тюрк (1958) предложил использовать уравнение, которое следует рассматривать как одну из модификаций уравнения Э.М. Ольдекопа. Оно записывается в виде:

$$E/EO = \left[1 + (P/EO)^{-n}\right]^{-1/n} \quad (2.2.4)$$

при $n = 2,5$.

Величина максимально возможного испарения в уравнении (2.2.4) определяется как функция температуры воздуха, которая (температура воздуха) также является объектом прогноза:

$$EO = f(T), \quad (2.2.5)$$

где T – средняя годовая температура воздуха за многолетний период.

Таким образом, располагая средними многолетними значениями годовых сумм осадков и величинами температур воздуха по (2.2.4) и (2.2.5) можно рассчитать соответствующую сумму испарения.

Полное описание зависимости Э.М. Ольдекопа и ее модификаций приводится в работе [Будаговский, Бусарова, 1991]. Там же отмечается, что зависимость (2.2.4) не является универсальной. Опыт ее применения для оценки изменения элементов водного баланса в случае увлажнения засушливых районов изложен в работе [Кулаков, 1972]. Использование данной методики для оценки изменений суммарного испарения на территории Европы описано в работе О.Е. Бусаровой и Е.М. Гусева (1995). В работе [Novak, 1995] зависимость Э.М. Ольдекопа использовалась для оценки влияния ожидаемых изменений климата на структуру водного баланса Словакии. В этой же работе [Novak, 1995] приводится запись уравнения (2.2.4) относительно E :

$$E = (EO^{-n} + P^{-n})^{\left(\frac{-1}{n}\right)}. \quad (2.2.6)$$

Оценим возможность использования зависимости Э.М. Ольдекопа для оценки изменения водного баланса в лесостепной и степной зонах при возможном изменении климата. Для построения зависимости Э.М. Ольдекопа были использованы средние многолетние годовые суммы осадков, измеренные на 45 агрометеорологических станциях лесостепной и степной зон (рис. 2.2.1). Для оценки величин суммарного испарения и испаряемости используется модель суммарного испарения [Будаговский, 1964], описание различных модификаций которой широко приводятся автором модели в литературе. В настоящей работе представлены зависимости, которые вытекают из модели и используются нами для оценки этих параметров [Шумова, 2001; Шумова, 2003]. Испарение и испаряемость определяются по зависимостям

$$E = ES + ET, \quad (2.2.7)$$

$$ES = ESO \left(\gamma V e^{-P/ESO} + 1 - e^{-P/ESO} \right), \quad (2.2.8)$$

$$ESO = b_1 \Phi_s D_s d + b_2 (\text{Re}^{-nLAI} - B), \quad (2.2.9)$$

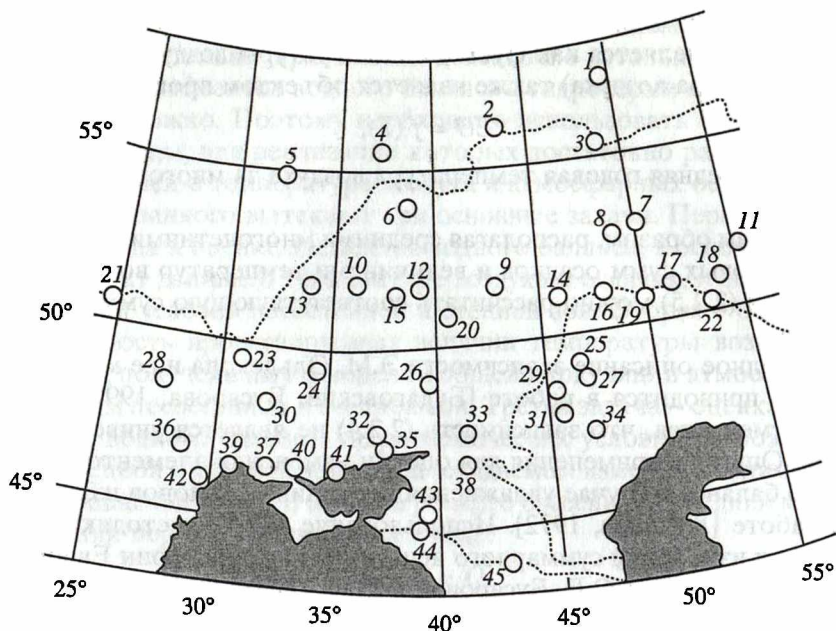


Рис. 2.2.1. Карта расположения метеорологических станций

Условные обозначения: 1 – Нолинск, 2 – Ройка, 3 – Казань, 4 – Немчиновка, 5 – Шокино, 6 – Михайлов, 7 – Самара, 8 – Безенчук, 9 – Ростоши, 10 – Ушаково, 11 – Оренбург, 12 – Воронеж, 13 – Глухов, 14 – Саратов, 15 – Нижнедевицк, 16 – Ершов, 17 – Уральск, 18 – Чингирлау, 19 – Каменка, 20 – Каменная Степь, 21 – Владимир-Волынский, 22 – Белогорка, 23 – Мироновка, 24 – Полтава, 25 – Джаныбек, 26 – Беловодск, 27 – Эльтон, 28 – Новая Ушица, 29 – Капустин Яр, 30 – Кировоград, 31 – Черный Яр, 32 – Волноваха, 33 – Константиновский, 34 – Харабали, 35 – Мариуполь, 36 – Кишинев, 37 – Херсон, 38 – Гигант, 39 – Одесса, 40 – Аскания-Нова, 41 – Кирилловка, 42 – Сарата, 43 – Кореновск, 44 – Краснодар, 45 – Золотушка. Здесь и далее точечные линии обозначают границы лесостепной и степной зон [Берг, 1947; Берг, 1952]

$$ET = \begin{cases} ETO & \text{при } V \geq V_{cr}, \\ \frac{V}{V_{cr}} ETO & \text{при } V < V_{cr}, \end{cases} \quad (2.2.10)$$

$$ETO = b_1 D_{LAI} \Phi_1 d + b_2 [R(1 - \Phi_2 e^{-nLAI}) - (1 - \Phi_2)B] - (1 - \Phi_2)ES, \quad (2.2.11)$$

$$V_{cr} = 60 + 4,2EO, \quad (2.2.12)$$

$$EO = b_1 D_{LAI} \Phi_1 d + b_2 (R - B), \quad (2.2.13)$$

$$b_1 = \frac{0,7}{1 + 1,56\phi}, \quad b_2 = \frac{0,026\phi}{1 + 1,56\phi}, \quad (2.2.14)$$

$$\varphi = \frac{24513}{(235 + T)^2} e^{\frac{17,1T}{235+T}}, \quad (2.2.15)$$

$$D_s = \frac{0,8u}{u^{1/2} + 0,7}, \quad D_{LAI} = \frac{c_1 \tilde{u}}{c_2 \tilde{u}^{1/2} + 1}, \quad \tilde{u} = u + 0,4; \quad (2.2.16)$$

$$\Phi_s = e^{-1,1LAI}, \quad \Phi_1 = (1 - e^{-LAI}), \quad \Phi_2 = e^{-0,25LAI}, \quad (2.2.17)$$

где E – суммарное испарение, ES – испарение воды почвой, ET – транспирация, ESO – потенциальное испарение воды почвой, γ – эмпирический параметр, зависящий от водно-физических свойств почвы; V – продуктивные запасы воды в почве, P – осадки, b_1 – функция температуры воздуха, Φ_s – функции относительной площади листьев, D_s – функция скорости ветра, d – дефицит влажности воздуха на высоте 2 м, b_2 – функция температуры воздуха, R – радиационный баланс, n – коэффициент, зависящий от географической широты и времени года, LAI – относительная площадь листьев, B – теплообмен в почву, ETO – потенциальная транспирация, V_{cr} – критические продуктивные запасы воды в почве, D_{LAI} – функция скорости ветра, Φ_1 и Φ_2 – функции относительной площади листьев, EO – потенциально возможное испарение (испаряемость), φ – производная насыщающей упругости водяного пара от температуры воздуха, T – температура воздуха на высоте 2 м, u – скорость ветра на высоте 2 м, \tilde{u} – функция скорости ветра, c_1 и c_2 – коэффициенты, определяемые на основе полевых исследований.

Приведенные зависимости используются для расчетов средних многолетних величин суммарного испарения с сельскохозяйственных полей (яровая пшеница). В основе расчетов лежат материалы стандартных наблюдений тех же 45 агрометеорологических станций (см. рис. 2.2.1), расположенных в лесостепной и степной зонах. Величины относительной площади листьев, входящие в расчетные зависимости, определяются согласно методике, приведенной в работе Н.А. Шумовой (1994). Расчеты выполнены с декадным временным шагом и охватывают период от полного схода снежного покрова весной до наступления отрицательных температур воздуха осенью (безморозный период).

В работе А.И. Будаговского (1985) было показано, что суммарное испарение с сельскохозяйственных полей за безморозный период является количественной мерой ресурсов почвенных вод. Средняя многолетняя величина ресурсов почвенных вод (суммарного испарения с сельскохозяйственных полей за безморозный период) практически не зависит от вида возде-

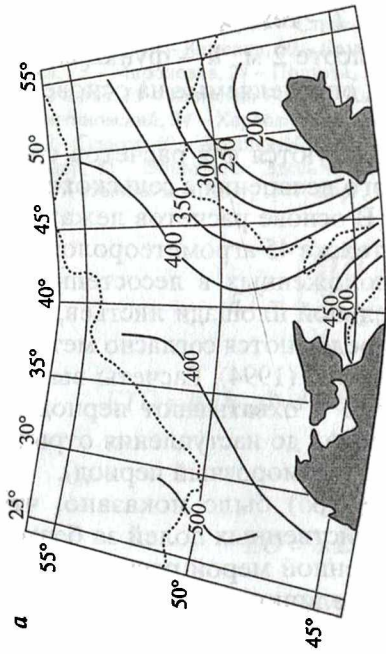
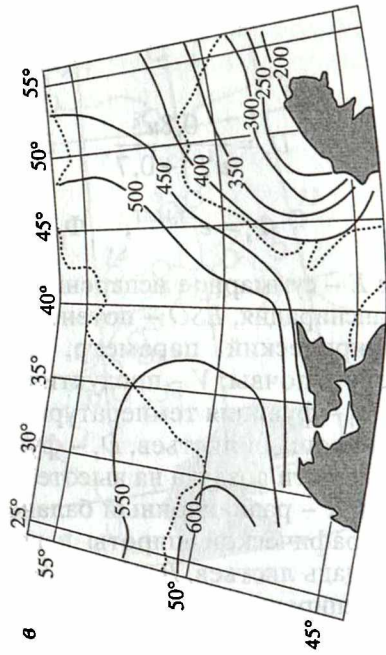
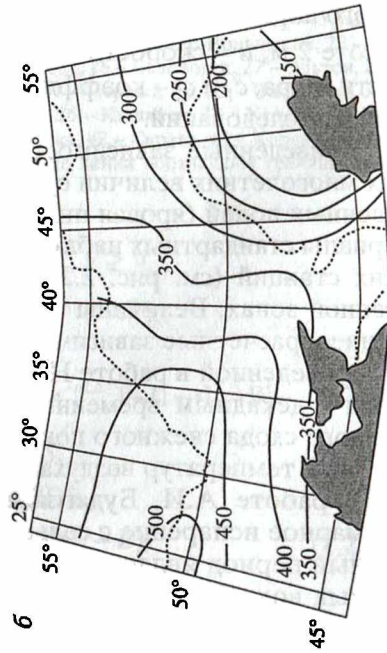


Рис. 2.2.2. Среднее многолетнее суммарное испарение

а – с сельскохозяйственных полей (яровая пшеница) за безморозный период; *б* – с речных бассейнов по П.С. Кузину (1950); *в* – с речных бассейнов по Н.Н. Дрейер (1966), мм



ываемой культуры. Существенно важным является тезис о том, что для приближенной оценки ресурсов почвенных вод можно использовать средние многолетние величины суммарного испарения с речных бассейнов, вычисленные по уравнению водного баланса на основе материалов измерения речного стока и атмосферных осадков. Это можно объяснить следующим. В зимний период разность между испарением и конденсацией в условиях лесостепной и степной зон заметно не отличается от ошибок измерения зимних осадков или вводимых в них поправок. Поэтому можно принять, что различия между величинами суммарного испарения с сельскохозяйственных полей за безморозный период и за год в целом лежат в пределах ошибок измерения зимних осадков или вводимых в них поправок. Для обоснования такого вывода [Шумова, 2002] нами используется карта рассчитанных средних многолетних величин суммарного испарения с сельскохозяйственных полей за безморозный период и карты суммарного испарения с речных бассейнов П.С. Кузина (1950) и Н.Н. Дрейер (1966), в основе построения которых лежит метод водного баланса.

На рисунке 2.2.2, а представлена карта рассчитанных средних многолетних величин суммарного испарения с сельскохозяйственных полей (яровая пшеница) за безморозный период, построенная по результатам расчетов по зависимостям (2.2.7) – (2.2.17).

На рисунке 2.2.2, б представлена карта средних многолетних величин суммарного испарения с речных бассейнов, построенная П.С. Кузиным (1950). В основу построения этой карты положен метод водного баланса. Величины стока были определены П.С. Кузиным по карте Б.Д. Зайкова (1946). Что касается карты осадков, используемой П.С. Кузиным для расчетов испарения, им были высказаны соображения, что она не обладает достаточной точностью ввиду недоучета зимних осадков.

В основе карты суммарного испарения, построенной Н.Н. Дрейер (1966), также лежит метод водного баланса (см. рис. 2.2.2, в). Значения осадков были сняты с карты изогиегт Физико-географического атласа мира (1964). Эти осадки включали в себя поправки на недоучет жидких и особенно твердых осадков под влиянием ветра и потерь воды на смачивание стенок осадкомеров, введенные по методике, разработанной в Главной Геофизической обсерватории (ГГО).

Результаты сравнения карт показаны на рисунке 2.2.3. Сравнение проведено для отдельных трапеций градусной сетки разме-

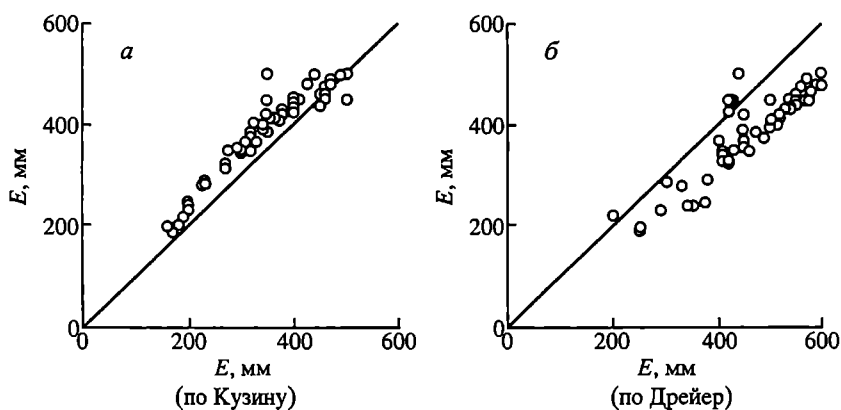


Рис. 2.2.3. Графики связи средних многолетних величин суммарного испарения с сельскохозяйственными полями (яровая пшеница) за безморозный период E с данными П.С. Кузина (а) (1950) и Н.Н. Дрейер (б) (1966)

ром $2^\circ \times 2^\circ$. На рисунке 2.2.3, а точки графика расположены несколько выше прямой, проведенной из начала координат под углом 45° , т.е. рассчитанные величины суммарного испарения с сельскохозяйственных полей несколько превышают соответствующие величины, полученные П.С. Кузиным по методу водного баланса. Причины этого заключаются в частичном преуменьшении зимних осадков, положенных в расчет суммарного испарения с речных бассейнов. Иную картину дает график, показанный на рисунке 2.2.3, б, на котором материалы, взятые с карты суммарного испарения Н.Н. Дрейер, существенно превышают величины суммарного испарения с сельскохозяйственных полей. Это можно объяснить тем, что поправки, вводимые в измеренные величины осадков, существенно преувеличены. Что касается разброса точек на рисунках 2.2.3, а и 2.2.3, б, то он не выходит за пределы случайной ошибки пространственной изменчивости испарения.

Приведенные оценки показывают, что рассчитанные средние многолетние величины суммарного испарения с сельскохозяйственных полей за безморозный период можно рассматривать в качестве приближенных оценок средних многолетних величин суммарного испарения с речных бассейнов, что дает возможность использовать рассчитанные величины суммарного испарения для построения зависимости Э.М. Ольдекопа.

Используя измеренные величины осадков и величины суммарного испарения и испаряемости, рассчитанные по уравнениям (2.2.7)–(2.2.17), была построена зависимость Э.М. Ольдекопа

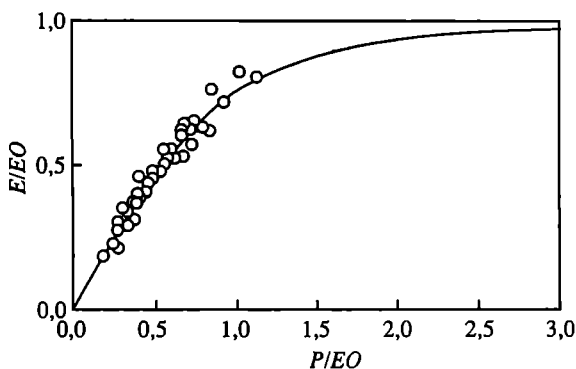


Рис. 2.2.4. Зависимость Ольдекопа, построенная на основе измеренных величин средних многолетних годовых сумм осадков P и рассчитанных величин суммарного испарения E и испаряемости EO

Сплошная кривая соответствует уравнению (2.2.4)

(рис. 2.2.4). Сплошная кривая на графике соответствует уравнению (2.2.4). Как видно из рисунка 2.2.4, разброс точек на графике небольшой, и можно сделать вывод, что для территории лесостепной и степной зон использование уравнения (2.2.4) для оценки средних многолетних годовых величин суммарного испарения будет достаточно корректным.

Как было указано выше, величина максимально возможного испарения в уравнении (2.2.4) согласно Л. Тюрку (1958) определяется как функция средней годовой температуры воздуха. На рисунке 2.2.5, *а* представлена зависимость между средними многолетними величинами максимально возможного испарения, рассчитанными по уравнению (2.2.13), и средней многолетней суточной температурой воздуха, построенная по материалам 45 агрометеорологических станций лесостепной и степной зон. Точки на графике имеют значительный разброс, коэффициент корреляции равен 0,55. Более тесная зависимость прослеживается между средними многолетними величинами максимально возможного испарения и суммами средних многолетних суточных положительных температур воздуха (см. рис. 2.2.5, *б*) с коэффициентом корреляции 0,79 и описываемая линейным уравнением

$$EO = a(\Sigma T), \quad (2.2.18)$$

где коэффициент $a = 0,28$. В работе А.И. Будаговского и О.Е. Бусаровой (1991) коэффициент a в аналогичной зависимости равен 0,29; коэффициент корреляции — 0,95.

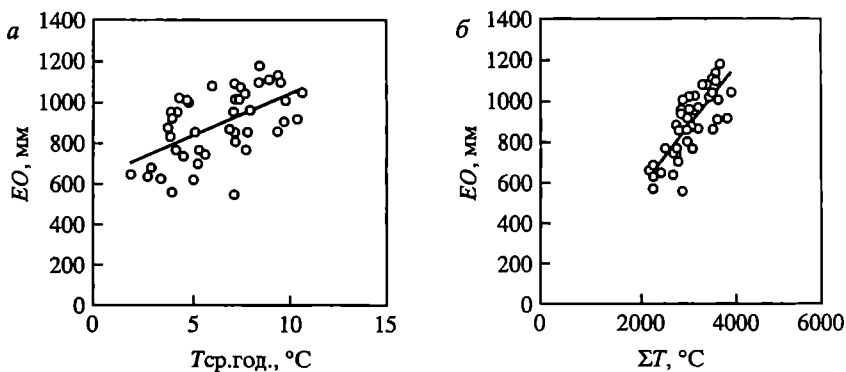


Рис. 2.2.5. Зависимость величины максимально возможного испарения EO от средней годовой температуры воздуха $T_{\text{ср. год}}$ (а) и суммы среднесуточных положительных температур воздуха ΣT (б)

Как было отмечено выше, температура воздуха и осадки являются теми характеристиками климата, изменение которых в настоящее время является объектом прогноза при использовании самых различных методов прогнозирования климатических изменений. Наиболее обоснованными признаются оценки изменения климата, выполненные с помощью моделей общей циркуляции атмосферы или так называемых моделей высокого разрешения [Climate Change, 1990]. Модели рассматривают широкий спектр физических процессов, характеризующих климатическую систему и оценивают влияние увеличения концентрации углекислого газа в атмосфере на климат. Эти модели дают возможность оценить предполагаемые локальные изменения температуры воздуха и осадков в различных регионах при удвоении концентрации содержания CO_2 в атмосфере.

В настоящей работе используются климатические оценки, полученные на основе моделей GISS [Hansen et al., 1983], GFDL [Manabe, Wetherald, 1987], CCCM [Climate Change, 1990], UKMO [Wilson, Mitchell, 1987] и сценария климата (Climate) за период 1951–1980 [Carter et. al., 1992], основные характеристики которых приведены в табл. 2.2.1

Указанные модели позволяют получить средние месячные величины температуры воздуха и осадков при современной концентрации углекислого газа в атмосфере ($1 \times \text{CO}_2$) и при ее удвоении ($2 \times \text{CO}_2$), а также их климатические нормы за тридцатилетний период (Climate). При этом следует отметить, что по данным Межправительственной комиссии по изменению климата

Таблица 2.2.1

Основные характеристики моделей

Климатическая модель	Разрешение (широта и долгота), град	Вертикальные уровни	Увеличение глобальной температуры при удвоении CO ₂ , °C	Увеличение глобальных осадков при удвоении CO ₂ , %
GISS (Goddard Institute for Space Sciences)	7,83×10,0	9	4,2	11
GFDL (Geophysical Fluid Dynamics Laboratory)	2,22×3,75	9	4,0	8,3
CCCM (Canadian Climate Center Model)	3,75×3,75	10	3,5	3,8
UKMO (United Kingdom Meteorological Office)	2,50×3,75	11	3,5	9,0

(Intergovernmental Panel on Climate Change) удвоение концентрации углекислого газа в атмосфере может быть достигнуто к 2075 г. [IPCC Technical Guidelines, 1994; Tegart, Sheldon, 1992].

Проведем оценку корректности отражения указанными климатическими моделями климатических условий исследуемого региона. Для этого нами были получены суммы среднесуточных положительных температур воздуха и годовые суммы осадков при современной концентрации углекислого газа в атмосфере ($1 \times \text{CO}_2$) и их климатические нормы (Climate) для 45 агрометеорологических станций лесостепной и степной зон. Результаты сравнения показаны на рисунках 2.2.6 и 2.2.7. Как видно из рисунка 2.2.6, наиболее близки к климатическим данным значения температуры, полученные по модели GFDL, данные модели GISS несколько занижены и имеют систематические отклонения. Наиболее близки к климатическим данным значения температуры, полученные по моделям CCCM и UKMO. Что касается осадков, то здесь наблюдается довольно значительный разброс точек (рис. 2.2.7), при этом величины осадков, полученные по моделям GISS, CCCM и UKMO в одних случаях больше, а в других меньше, но завышены. Модель GFDL по сравнению с данными сценария Climate дает заниженные величины осадков. Анализируя результаты сравнения, нельзя сказать однозначно какая из этих моделей лучше отражает современное состояние климата региона ($1 \times \text{CO}_2$) и является предпочтительнее для оценок в лесостепной и

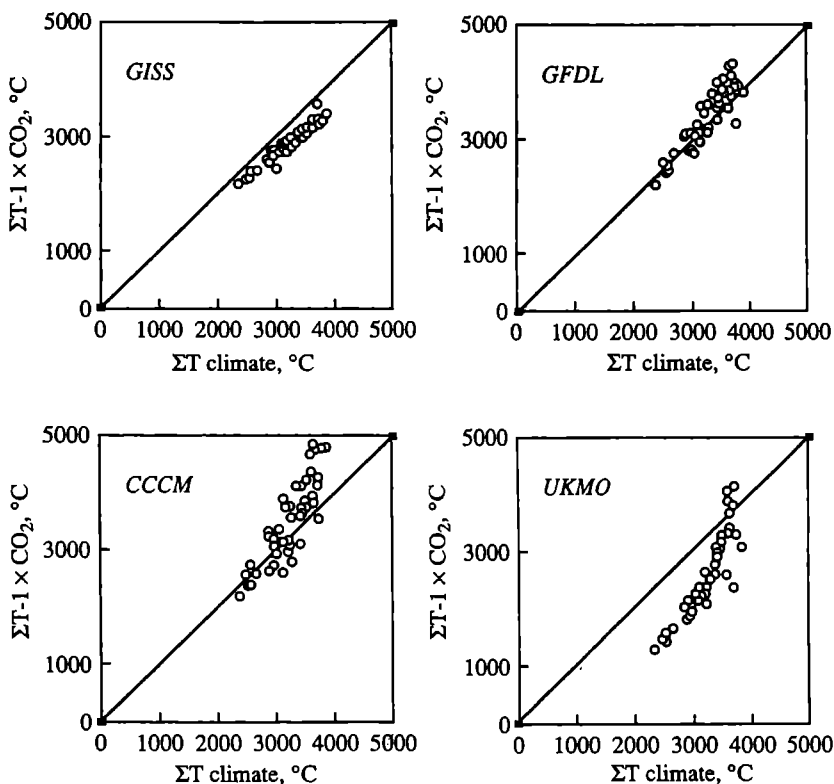


Рис. 2.2.6. Сравнение сумм среднесуточных положительных температур воздуха, полученных по сценарию *Climate* и по моделям общей циркуляции атмосферы при современной концентрации углекислого газа в атмосфере $1 \times \text{CO}_2$

степной зонах. Поэтому далее мы будем использовать данные всех четырех моделей для оценок влияния изменения климата на водный баланс в лесостепной и степной зонах. К этому хотелось бы добавить, что данные по температуре, полученные по сценарию *Climate*, хорошо согласуются со средними многолетними данными, полученными для метеорологических станций лесостепной и степной зон (рис. 2.2.8, а). Осадки, предлагаемые сценарием *Climate*, имеют несколько завышенные значения по сравнению с данными агрометеорологических станций исследуемого региона и точки на графике (см. рис. 2.2.8, б) имеют некоторый разброс.

При использовании указанных выше моделей общей циркуляции атмосферы, нами получены прогнозируемые величины температуры воздуха и осадков при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере ($2 \times \text{CO}_2$). На рис 2.2.9 пред-

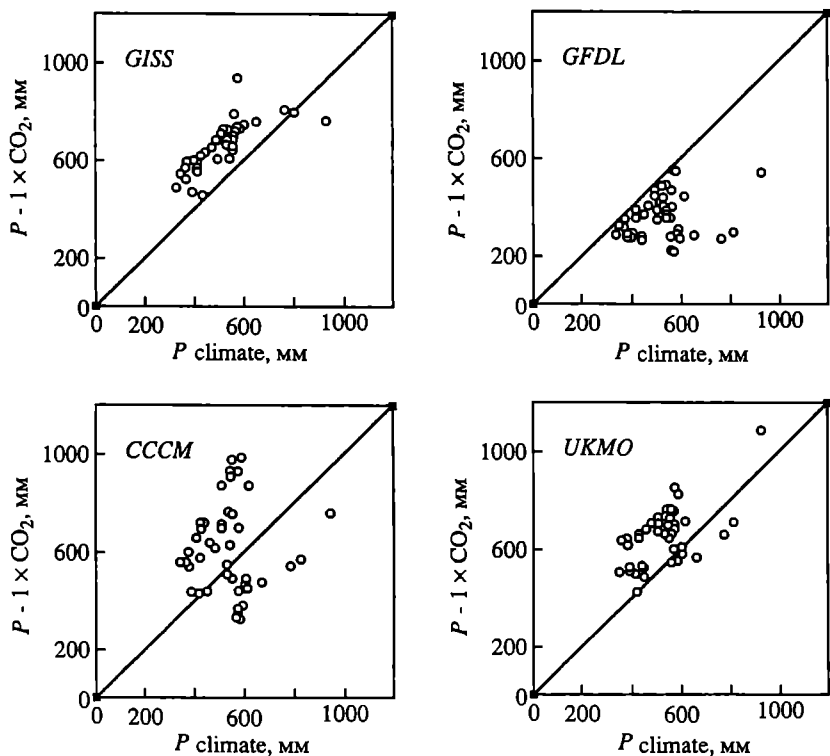


Рис. 2.2.7. Сравнение годовых сумм осадков, полученных по сценарию *Climate* и по моделям общей циркуляции атмосферы при современной концентрации углекислого газа в атмосфере $1 \times \text{CO}_2$

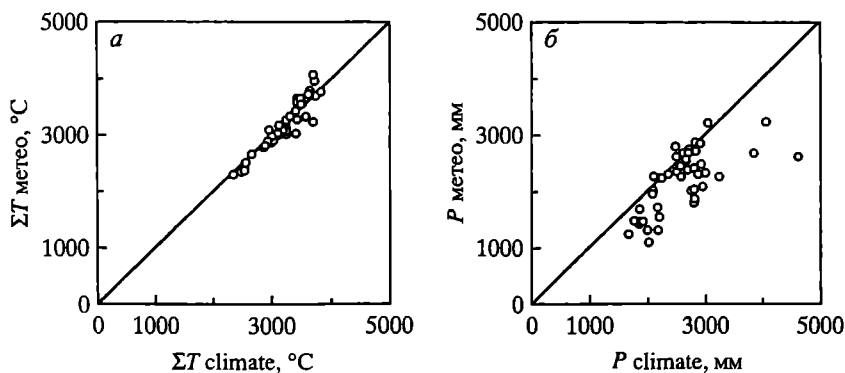
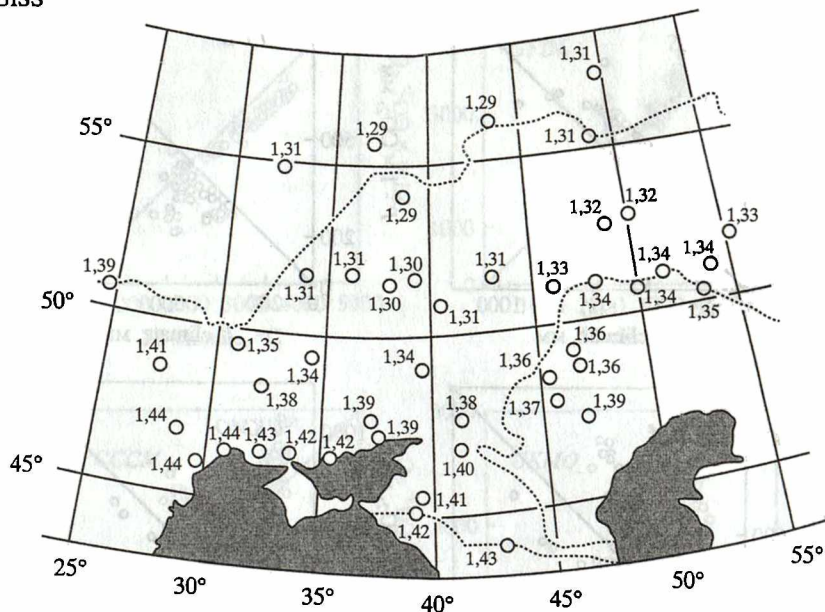


Рис. 2.2.8. Зависимости между суммой среднесуточных положительных температур воздуха $\Sigma T_{\text{метео}}$, полученных для конкретной агрометеорологической станции, и данными сценария *Climate* ΣT (а) и между годовой суммой осадков $P_{\text{метео}}$, полученных для конкретной агрометеорологической станции, и данными сценария *Climate* P (б)

GISS



CCCM

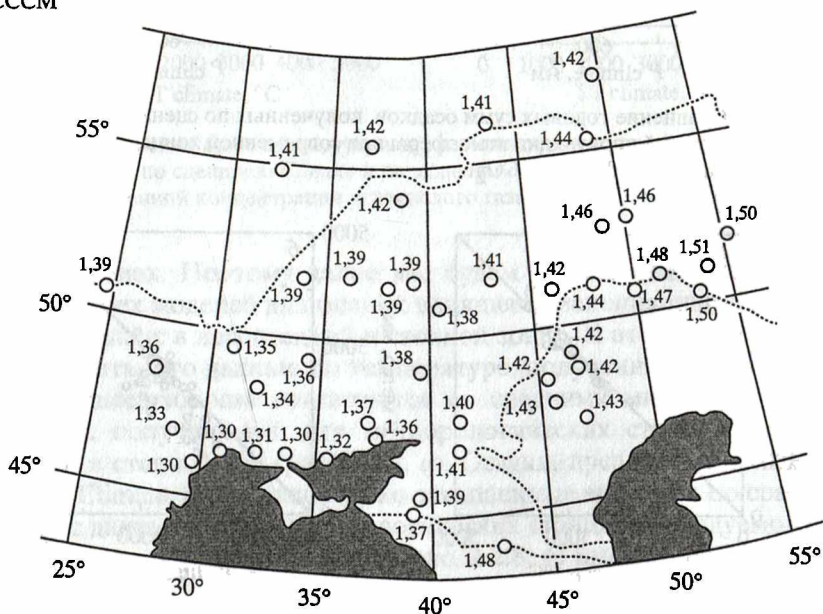
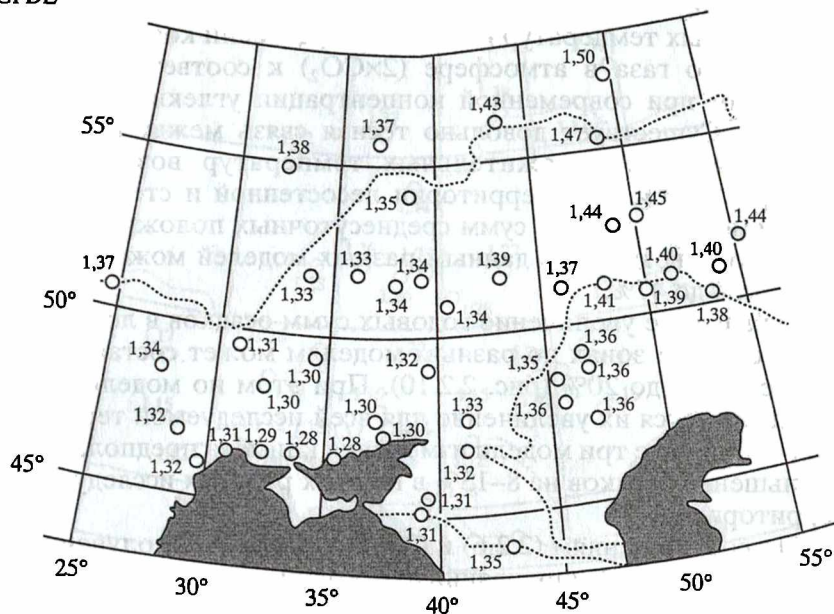


Рис. 2.2.9. Величины отношений сумм среднесуточных положительных температур воздуха при удвоении углекислого газа в атмосфере $2 \times \text{CO}_2$ к соответствующим суммам при современной концентрации углекислого газа $1 \times \text{CO}_2$

GFDL



UKMO

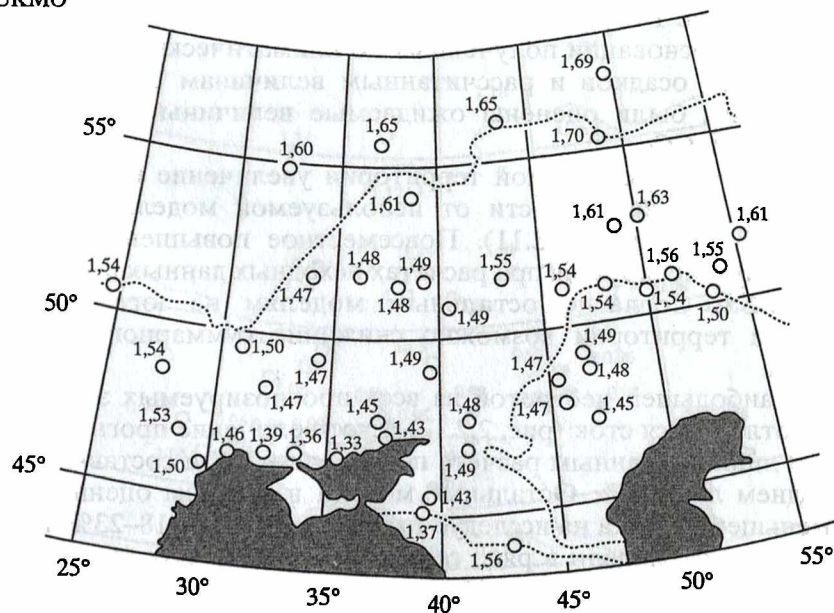


Рис. 2.2.9 (окончание)

ставлены карты величин отношений сумм среднесуточных положительных температур воздуха при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере ($2\times\text{CO}_2$) к соответствующим значениям при современной концентрации углекислого газа ($1\times\text{CO}_2$). Существует довольно тесная связь между суммами среднесуточных положительных температур воздуха при $1\times\text{CO}_2$ и $2\times\text{CO}_2$. Для территории лесостепной и степной зон ожидаемое увеличение сумм среднесуточных положительных температур воздуха по данным разных моделей может составить от 34 до 47%.

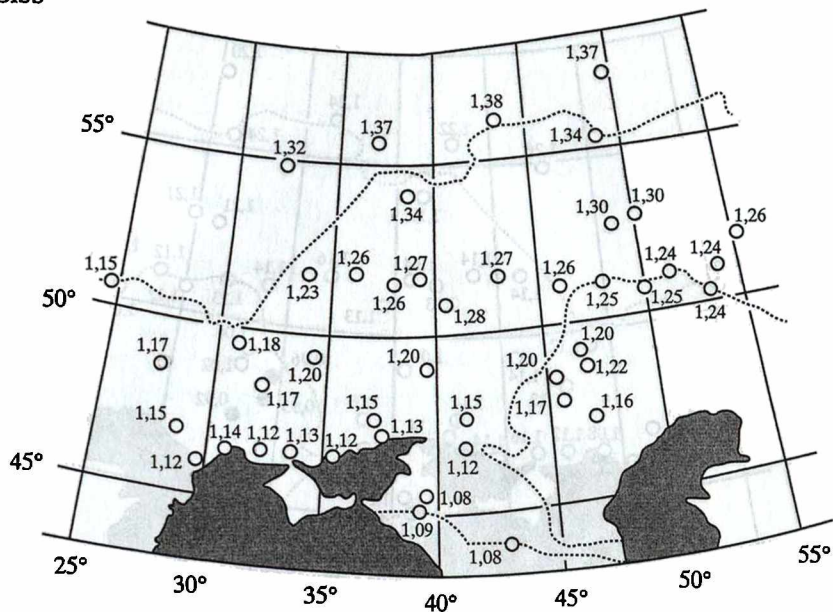
Ожидаемое увеличение годовых сумм осадков в лесостепной и степной зонах по разным моделям может составлять в среднем от 5 до 20% (рис. 2.2.10). При этом по модели GISS предполагается их увеличение для всей исследуемой территории. Остальные три модели изменения климата предполагают уменьшение осадков на 8–13% в южных районах исследуемой территории.

По соотношениям (2.2.6) и (2.2.18), используя полученные по моделям общей циркуляции атмосферы значения температуры воздуха и осадков, были рассчитаны ожидаемые величины суммарного испарения при концентрации углекислого газа в атмосфере $1\times\text{CO}_2$ и $2\times\text{CO}_2$. По уравнению водного баланса (2.2.1), на основании полученных по климатическим моделям величинам осадков и рассчитанным величинам суммарного испарения, были оценены ожидаемые величины стока при $1\times\text{CO}_2$ и $2\times\text{CO}_2$.

Для всей исследуемой территории увеличение испарения в среднем в зависимости от используемой модели составляет 11–25% (рис. 2.2.11). Повсеместное повышение испарения прогнозируется при расчетах исходных данных по модели GISS. Согласно остальным моделям на юге исследуемой территории возможно снижение суммарного испарения.

Наибольшей пестротой из всех прогнозируемых элементов отличается сток (рис. 2.2.12). Его увеличение прогнозируется лишь по данным расчета по модели GISS и составляет в среднем лишь 3%. Остальные модели в среднем оценивают уменьшение стока на исследуемой территории на 18–23%. Независимо от модели в ряде северных районов может наблюдаться увеличение стока. При расчетах по модели GISS оно может составить более 50%. Остальные модели прогнозируют незначительное увеличение стока на севере лесостепной зоны. Уменьшение стока к южной границе степной зоны может составить более 70%.

GISS



CCCM

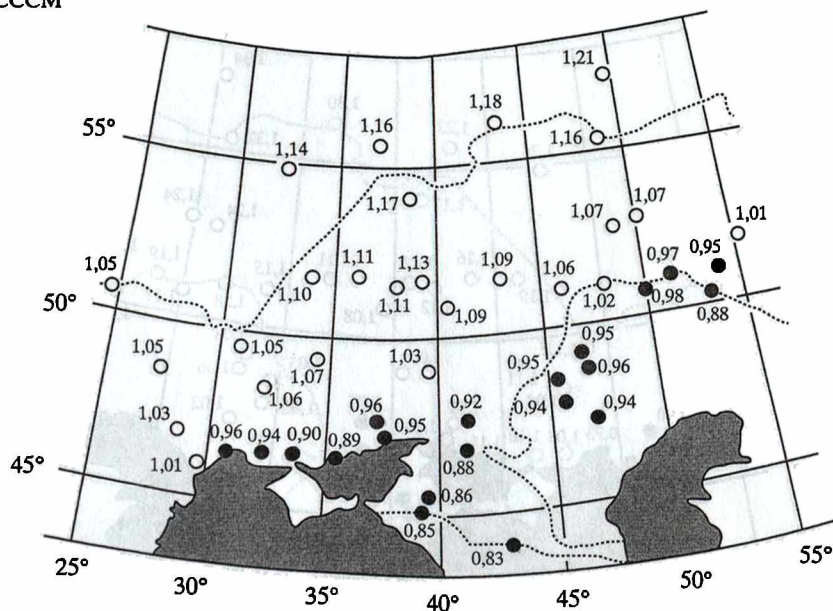
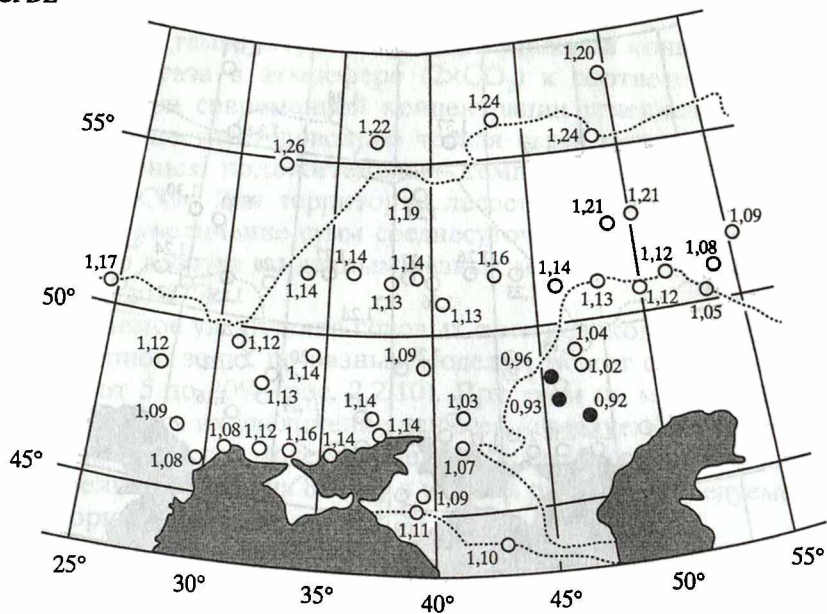


Рис. 2.2.10. Величины отношений годовых сумм осадков при удвоении углекислого газа в атмосфере $2 \times \text{CO}_2$ к соответствующим суммам при современной концентрации углекислого газа $1 \times \text{CO}_2$

Темными кружками показаны районы уменьшения осадков, светлыми – увеличения

GFDL



UKMO

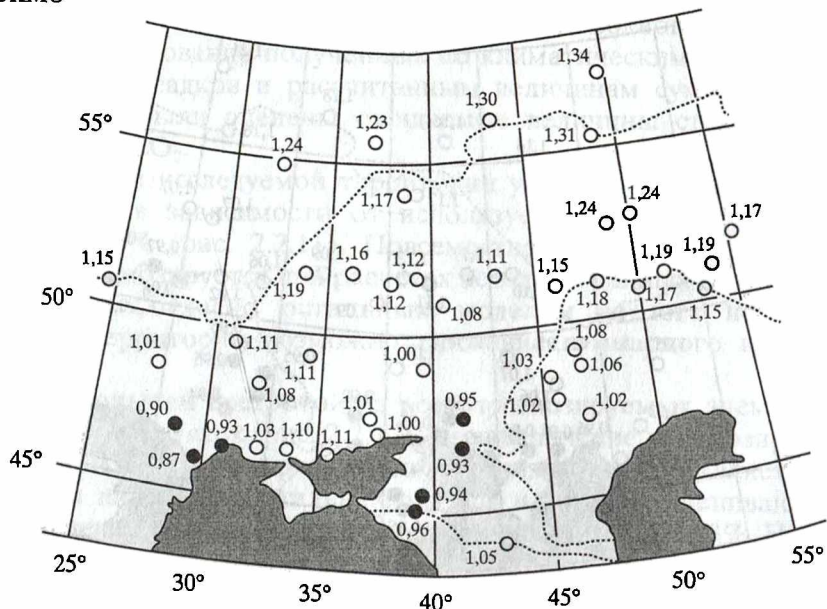
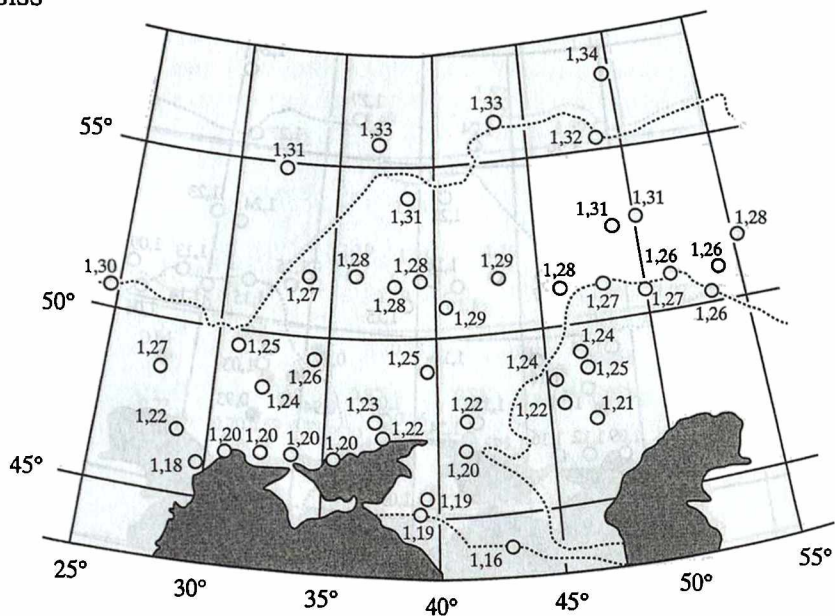


Рис. 2.2.10 (окончание)

GISS



CCCM

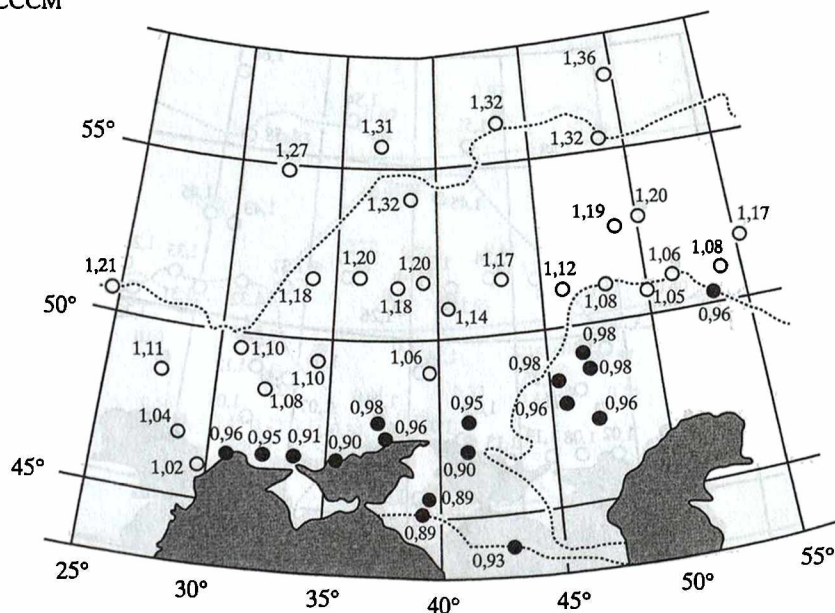
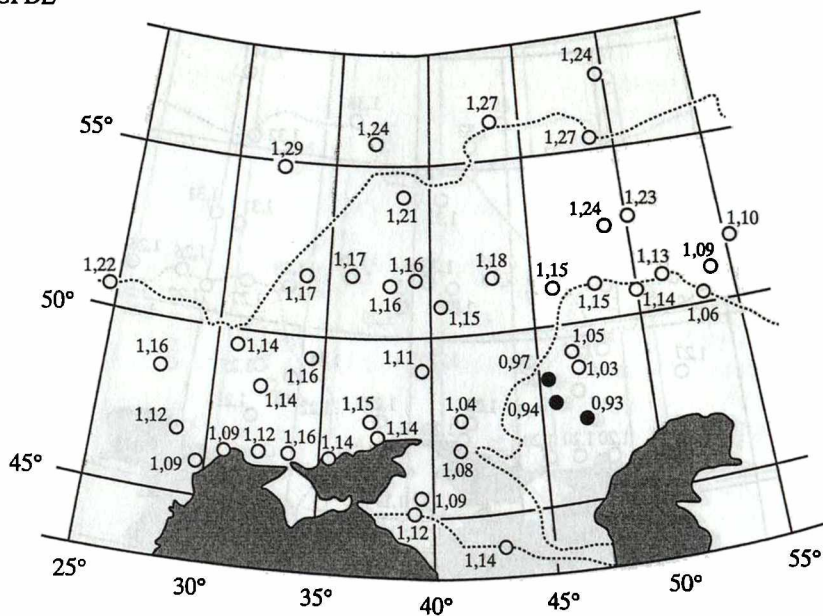


Рис. 2.2.11. Величины отношений годовых сумм испарения при удвоении углекислого газа в атмосфере $2 \times \text{CO}_2$ к соответствующим суммам при современной концентрации углекислого газа $1 \times \text{CO}_2$

Темными кружками показаны районы уменьшения испарения, светлыми – увеличения

GFDL



UKMO

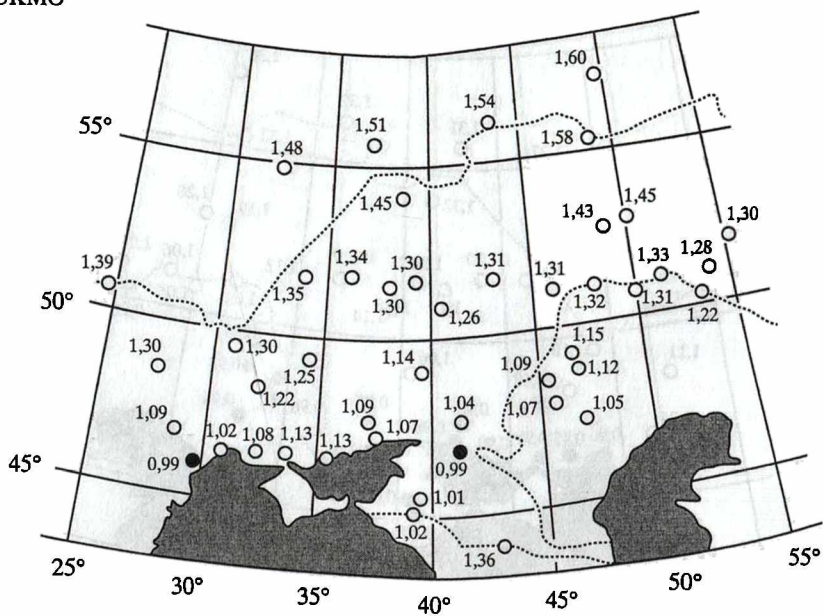
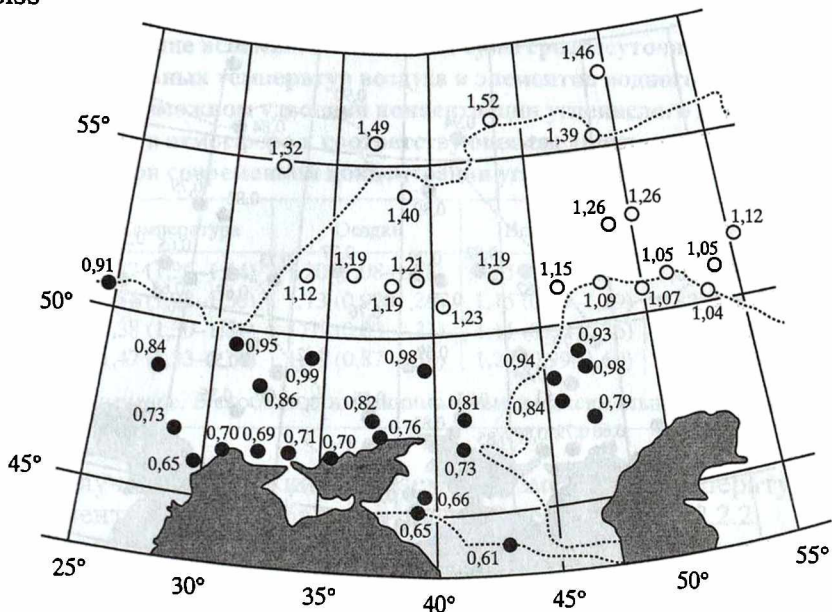


Рис. 2.2.11 (окончание)

GISS



CCCM

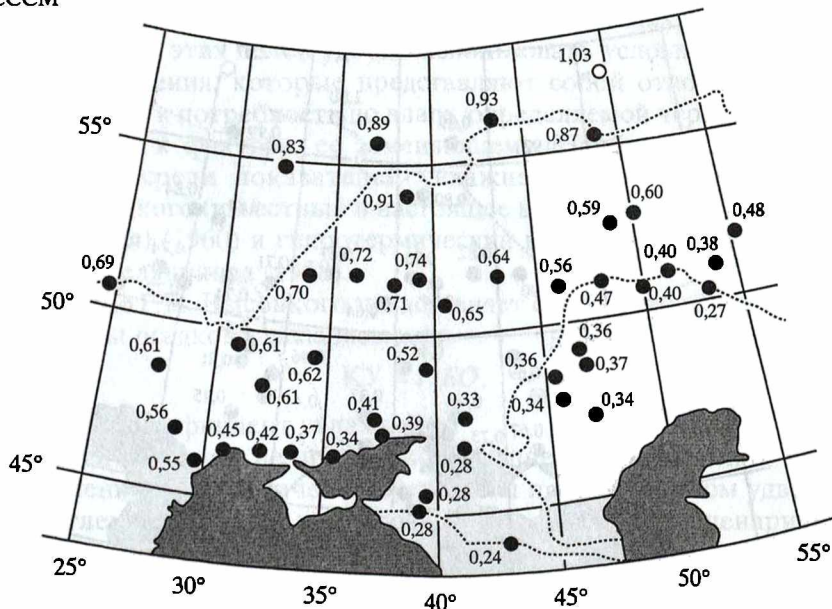
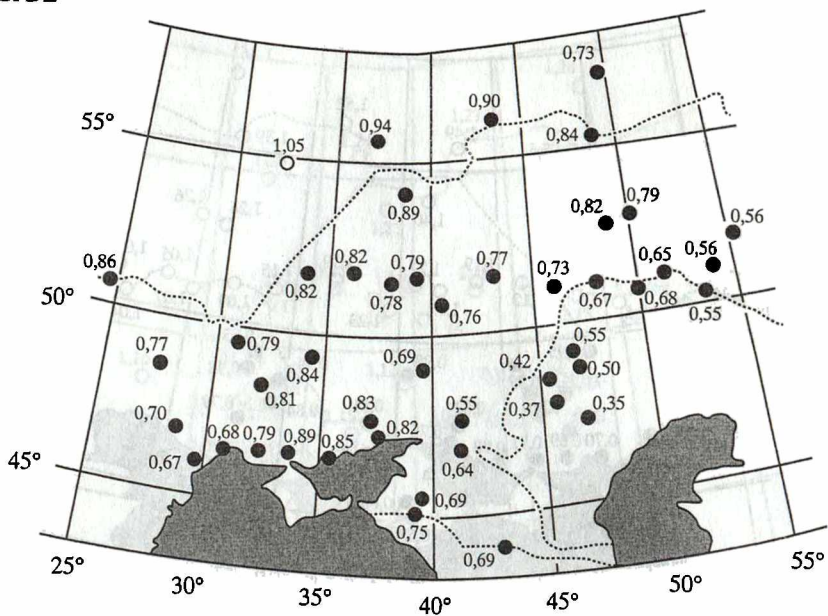


Рис. 2.2.12. Значения отношений величин стока при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере $2 \times \text{CO}_2$ к соответствующим величинам при современной концентрации углекислого газа $1 \times \text{CO}_2$

Темными кружками показаны районы уменьшения стока, светлыми – увеличения

GFDL



UKMO

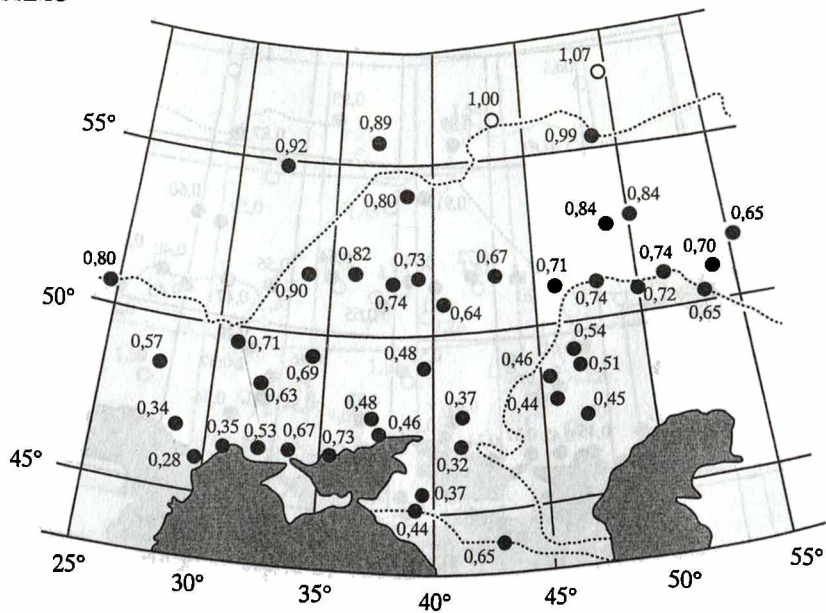


Рис. 2.2.12 (окончание)

Таблица 2.2.2

**Средние величины отношений сумм среднесуточных
положительных температур воздуха и элементов водного баланса
при возможном удвоении концентрации углекислого газа
в атмосфере к соответствующим величинам
при современной концентрации углекислого газа**

Модель	Температура	Осадки	Испарение	Сток
GISS	1,37 (1,29–1,44)	1,20 (1,08–1,38)	1,25 (1,16–1,34)	1,03 (0,61–1,52)
GFDL	1,34 (1,28–1,50)	1,13 (0,92–1,26)	1,15 (0,93–1,29)	0,82 (0,35–1,05)
CCSM	1,38 (1,30–1,51)	1,05 (0,83–1,21)	1,11 (0,89–1,36)	0,82 (0,24–1,03)
UKMO	1,47 (1,33–1,70)	1,10 (0,87–1,34)	1,22 (0,99–1,60)	0,77 (0,28–1,07)

Примечание. В скобках даны минимальные и максимальные значения.

Полученные оценки ожидаемого изменения температуры и элементов водного баланса представлены в табл. 2.2.2.

Перейдем к оценке соотношения ресурсов тепла и влаги в лесостепной и степной зонах в современных условиях и тенденций изменения их соотношения при ожидаемых изменениях климата. Иными словами сравним водообеспеченность территории в современных климатических условиях и при ожидаемых изменениях климата. Для этих целей удобно использовать условные показатели увлажнения, которые представляют собой отношение ресурсов влаги к потребности во влаге, определяемой через испаряемость, или к фактору, ее заменяющему. Наибольшее распространение среди показателей увлажнения получили индекс Г.Н. Высоцкого (известный в настоящее время как коэффициент увлажнения) (1960) и гидротермический коэффициент увлажнения Г.Т. Селянинова (1958).

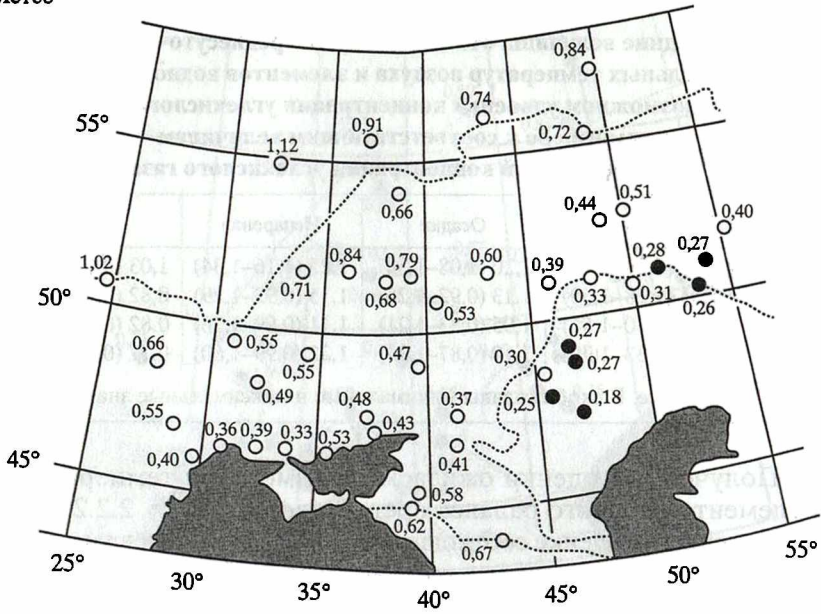
Индекс Г.Н. Высоцкого представляет собой отношение годовой суммы осадков к испаряемости

$$КУ = P/EО, \quad (2.2.19)$$

где КУ – коэффициент увлажнения.

Нами оценены величины коэффициента увлажнения для современных климатических условий и при ожидаемом удвоении углекислого газа в атмосфере по различным сценариям климата (рис. 2.2.13). Расчеты коэффициента увлажнения для современных условий выполнены на основании средних многолетних измеренных на метеорологических станциях годовых сумм осадков и рассчитанных по зависимости (2.2.13) величин испаряемости. Расчет ожидаемых величин коэффициента увлажнения при удвоении углекислого газа в атмосфере по раз-

Метео



GISS

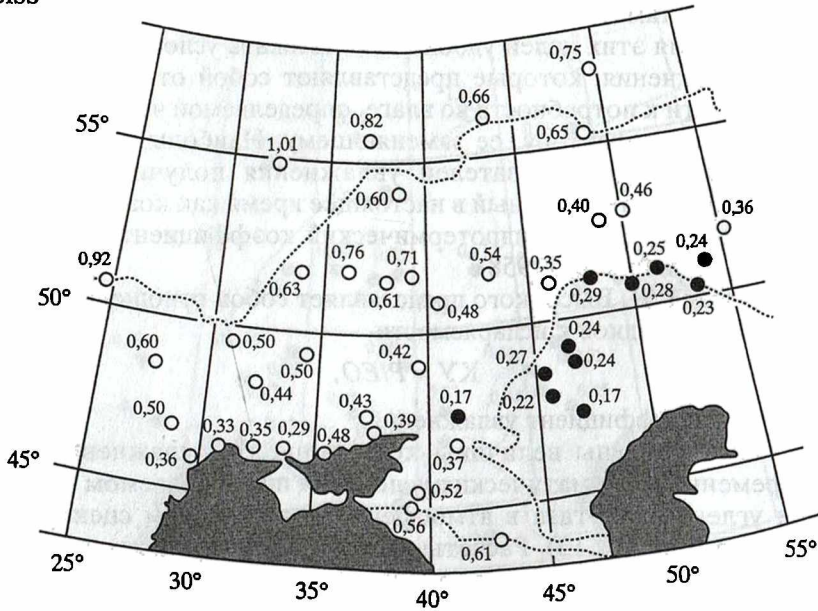
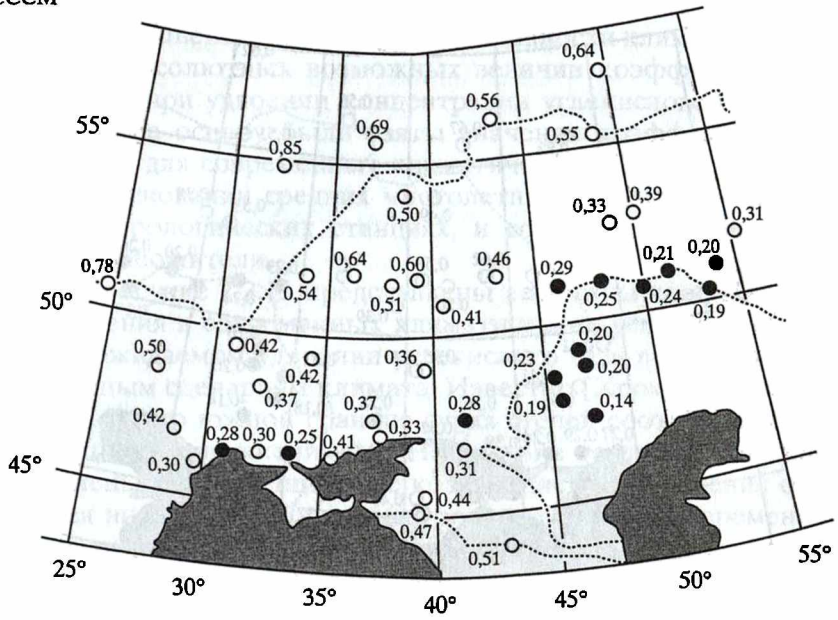


Рис. 2.2.13. Коэффициент увлажнения КУ (индекс Высоцкого) при современной концентрации углекислого газа в атмосфере (Метео) и при ожидаемом ее удвоении по различным сценариям изменения климата

Темными кружками показана зона пустыни (КУ < 0,30)

CCCM



GFDL

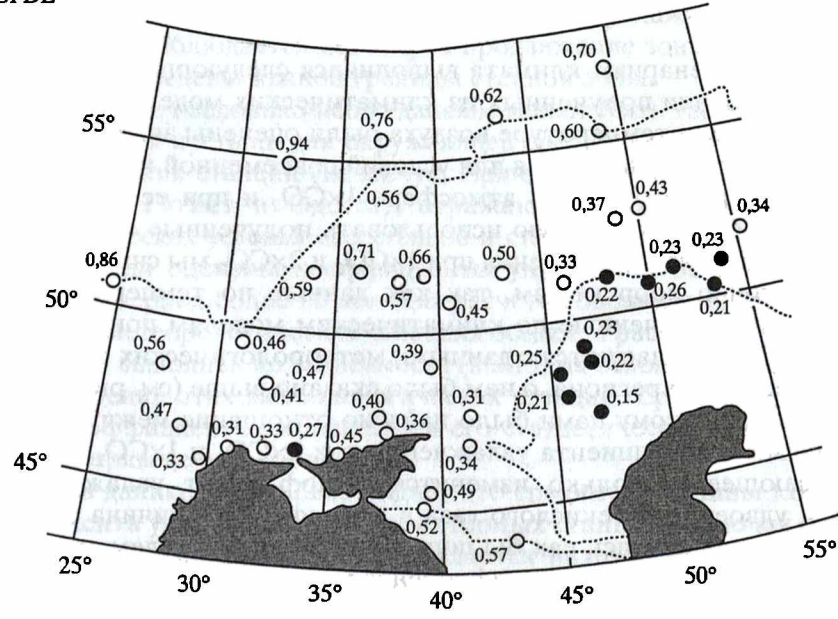


Рис. 2.2.13 (продолжение)

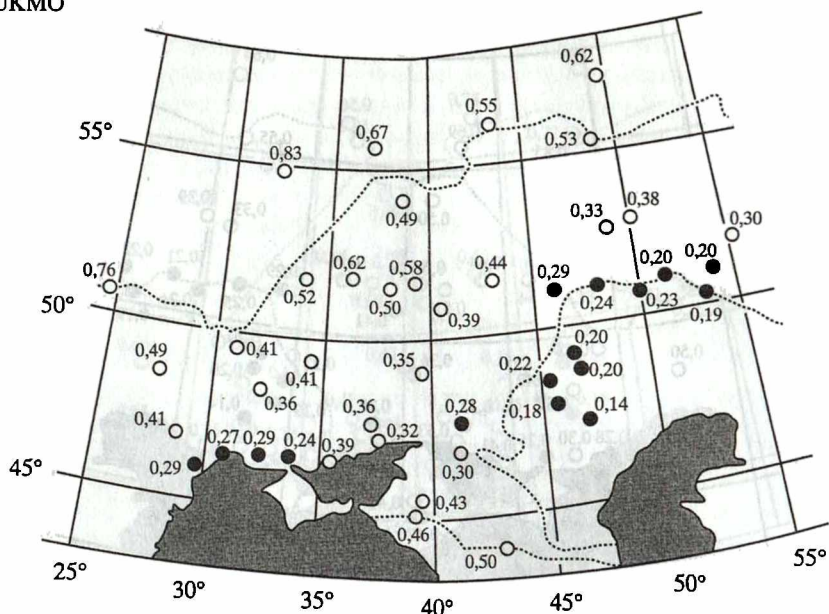


Рис. 2.2.13 (окончание)

личным сценариям климата выполнялся следующим образом. На основании полученных из климатических моделей данных по осадкам и температуре воздуха были оценены значения коэффициента увлажнения для условий современной концентрации углекислого газа в атмосфере $1\times\text{CO}_2$ и при ее удвоении $2\times\text{CO}_2$. Однако напрямую использовать полученные величины коэффициента увлажнения при $1\times\text{CO}_2$ и $2\times\text{CO}_2$ мы считаем недостаточно корректным, так как данные по температуре и осадкам, полученные по климатическим моделям при $1\times\text{CO}_2$, не вполне согласуются с данными метеорологических станций исследуемого региона, о чем было сказано выше (см. рис. 2.2.6 и 2.2.7). Поэтому нами было найдено отношение между величинами коэффициента увлажнения при $2\times\text{CO}_2$ и $1\times\text{CO}_2$, показывающее насколько изменится коэффициент увлажнения при удвоении углекислого газа в атмосфере. Величина этого отношения явилась как бы поправочным множителем для определения величины коэффициента увлажнения при удвоении углекислого газа в атмосфере и составила по разным сценариям ожидаемого изменения климата соответственно 0,90 (GISS); 0,84 (GFDL); 0,76 (CCSM) и 0,74 (УКМО). Как видно из приведенных данных во всех случаях имеет место уменьшение

коэффициента увлажнения. Что с экологической точки зрения свидетельствует о возрастании аридности климата. Для получения абсолютных возможных величин коэффициента увлажнения при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере за основу были взяты значения коэффициента увлажнения для современных климатических условий, полученные на основании средних многолетних данных, измеренных на метеорологических станциях, и соответствующие поправочные множители.

На рисунке 2.2.13 представлены величины коэффициента увлажнения в современных климатических условиях (Метео) и при ожидаемом удвоении углекислого газа в атмосфере по различным сценариям климата. Известно [Хромов, Мамонтова, 1974], что южной границе сухих степей соответствует коэффициент увлажнения 0,3. На рисунке темными кружками выделены метеостанции, где коэффициент увлажнения опускается ниже 0,3; т.е. выделена зона пустынь. В современных климатических условиях метеостанции, коэффициент увлажнения на которых составляет менее 0,3; расположены в основном за пределами южной границы степной зоны, определенной по Л.С. Бергу (1947, 1952). При ожидаемом удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере коэффициенты увлажнения уменьшаются и наблюдается некоторое продвижение зоны пустыни к северу за пределы южной границы степной зоны.

Оценим, насколько неожиданным может быть такое продвижение зоны пустыни для окружающей среды. Для шести метеорологических станций (Безенчук, Ершов, Каменная Степь, Мироновка, Гигант и Одесса), отражающих все разнообразие климатических условий лесостепной и степной зон (см. рис. 2.2.1), нами были оценены коэффициенты увлажнения за отдельные годы за период более 20 лет. Для расчетов были взяты измеренные на метеорологических станциях осадки, а расчет испаряемости был выполнен по зависимости (2.2.13) на основе стандартных наблюдений этих метеорологических станций. Средние величины коэффициента увлажнения и его статистические характеристики приведены в табл. 2.2.3.

Из данных табл. 2.2.3 видно, что средние величины коэффициента увлажнения для характерных станций, включая острозасушливый Ершов, не опускаются ниже 0,38. Если говорить о значениях коэффициента увлажнения ниже 0,3; что характерно для пустыни, то в отдельные годы такая ситуация наблюдается в Безенчуке, Ершове, Каменной Степи и Одессе.

Представление о межгодовой изменчивости коэффициента увлажнения для 6 характерных для лесостепной и степной зон

Таблица 2.2.3

**Средние величины и статистические характеристики
коэффициента увлажнения для 6 метеорологических станций,
характерных для лесостепной и степной зон**

Станция	Коэффициент увлажнения			σ	C_v
	Средний	Минимальный	Максимальный		
Безенчук	0,47	0,20	0,77	0,15	0,32
Ершов	0,38	0,14	0,64	0,15	0,39
Каменная Степь	0,63	0,24	0,94	0,17	0,24
Мироновка	0,77	0,37	1,09	0,21	0,27
Гигант	0,51	0,32	0,89	0,16	0,31
Одесса	0,58	0,29	0,85	0,16	0,28

Примечание. (σ – среднее квадратическое отклонение, C_v – коэффициент вариации).

станций дают кривые обеспеченности, представленные на рис. 2.2.14. Обеспеченность определялась P по соотношению

$$P = \frac{m - 0,4}{n + 0,2} 100\%, \quad (2.2.20)$$

где m – номер члена ряда, расположенного в порядке убывания; n – число членов ряда.

На рис. 2.2.14 видно, что только в Мироновке и Гиганте коэффициент увлажнения не опускается ниже 0,30; т.е. на этих станциях не наблюдаются значения коэффициента увлажнения, характерные для зоны пустыни. Коэффициент увлажнения ниже 0,3 наблюдается в Каменной Степи раз в 22 года, в Одессе – раз в 24 года, в Безенчуке 5 раз в 24 года, и в Ершове 8 раз в 24 года, то есть практически каждый третий год.

Оценивая величину возможного изменения коэффициента увлажнения при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере и учитывая значительную межгодовую изменчивость коэффициента увлажнения в современных климатических условиях можно сделать вывод о том, что величина уменьшения коэффициента увлажнения при глобальном изменении климата находится в пределах его (коэффициента увлажнения) межгодовой изменчивости в современных климатических условиях.

В отличие от коэффициента увлажнения, для оценки которого используются годовые суммы осадков и испаряемости,

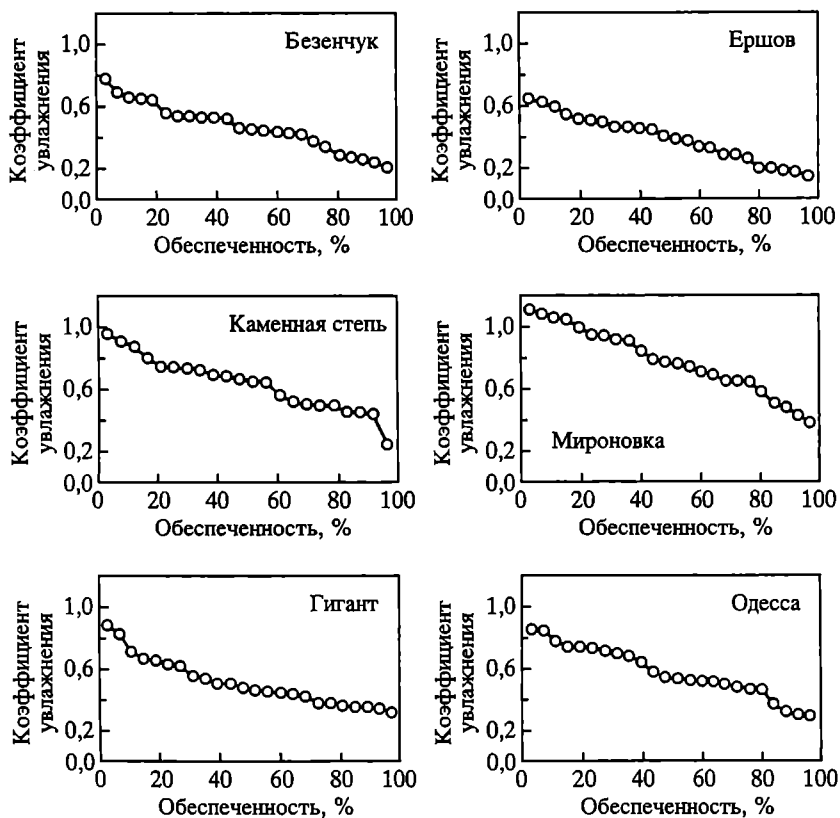


Рис. 2.2.14. Кривые обеспеченности коэффициента увлажнения в современных климатических условиях

Г.Т. Селянинов (1958) рассматривает период со среднесуточными температурами воздуха выше 10°C (период с активными температурами воздуха), условно говоря – период вегетации.

Гидротермический коэффициент Г.Т. Селянинова определяется по соотношению

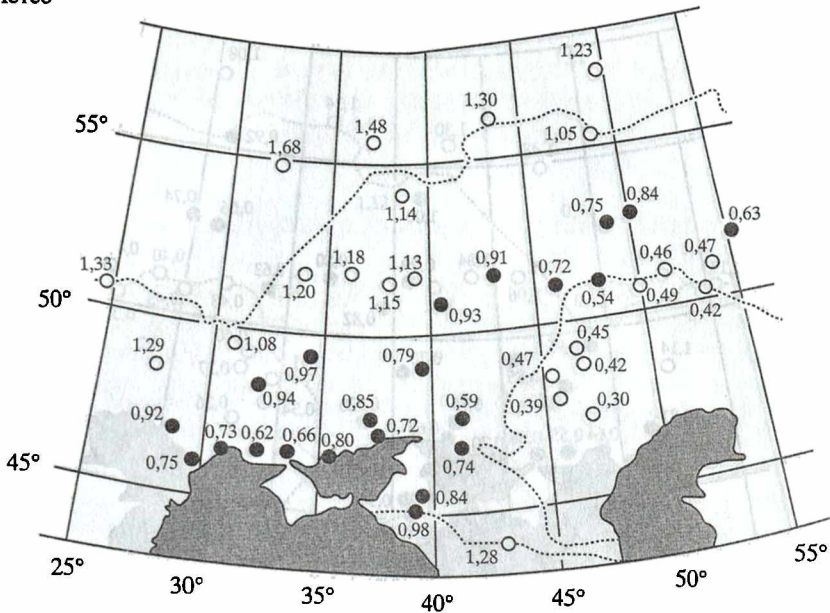
$$\text{ГТК} = \frac{10P}{\sum T}, \quad (2.2.21)$$

где P – сумма осадков в миллиметрах за период со среднесуточными температурами воздуха выше 10°C , $\sum T$ – сумма среднесуточных температур воздуха в градусах за то же время. По Г.Т. Селянину [Хромов, Мамонтова, 1974], северная граница степной зоны хорошо совпадает с изолинией $\text{ГТК} = 1$, а южная граница – с изолинией $\text{ГТК} = 0,5$.

Для расчета гидротермического коэффициента в современных климатических условиях были использованы средние многолетние измеренные на метеорологических станциях суммы осадков за период со среднесуточными температурами воздуха выше 10°C и сумма среднесуточных температур воздуха в градусах за то же время. Используя полученные из климатических моделей данные по осадкам и температуре воздуха были оценены значения гидротермического коэффициента для условий современной концентрации углекислого газа в атмосфере ($1\times\text{CO}_2$) и при ее удвоении ($2\times\text{CO}_2$). Далее, как и в случае с коэффициентами увлажнения (и по той же причине) были определены соотношения между величинами гидротермического коэффициента при $2\times\text{CO}_2$ и $1\times\text{CO}_2$, показывающие насколько изменится гидротермический коэффициент при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере. Величина этих отношений для гидротермического коэффициента составила 1,10 (GISS); 0,98 (GFDL); 0,88 (CCCM) и 0,98 (UKMO). Отметим, что в случае удвоения концентрации углекислого газа в атмосфере гидротермический коэффициент согласно модели GISS может возрасти на 10%, практически без изменения остается гидротермический коэффициент при его оценках по сценариям GFDL и UKMO. Согласно модели CCCM уменьшение значений гидротермического коэффициента при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере может составить 12%. Используя за основу, как и в случае с коэффициентом увлажнения, значения гидротермического коэффициента для современных климатических условий, полученные на основании средних многолетних измеренных на метеорологических станциях данных, и соответствующие поправочные множители, были вычислены величины гидротермического коэффициента при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере при различных сценариях изменения климата. Результаты оценок гидротермического коэффициента в современных климатических условиях (Метео) и при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере по различным сценариям климата приводятся на рис. 2.2.15. На рисунке темными кружками выделены метеостанции где гидротермический коэффициент находится в пределах от 1,0 до 0,5; что, как уже отмечалось выше, соответствует условиям степной зоны.

В современных климатических условиях метеостанции, гидротермический коэффициент которых соответствует степной зоне, расположены в основном в пределах ландшафтно-географической зоны степей, определенной по Л.С. Бергу (1947, 1952). Согласно климатическим моделям GFDL и UKMO, гидротермический коэффициент при ожидаемом удвоении концентрации угле-

Метео



GISS

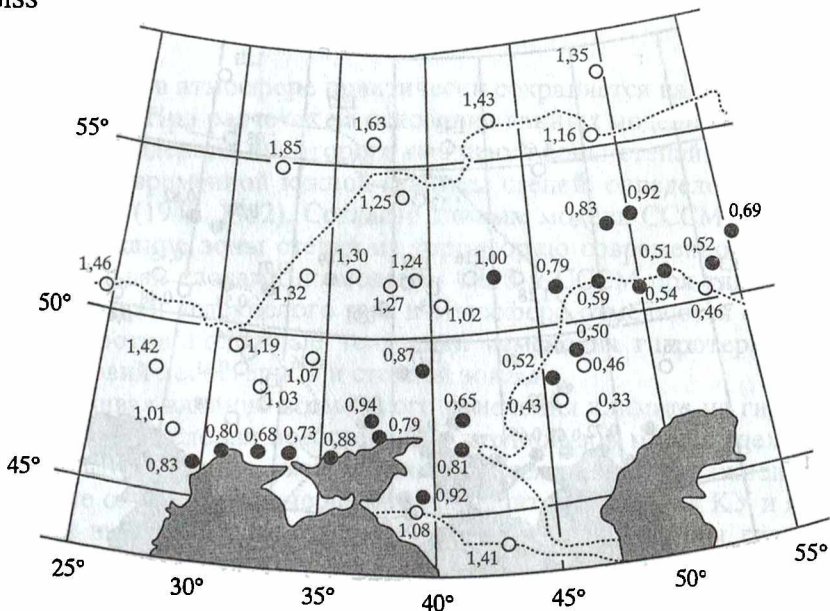
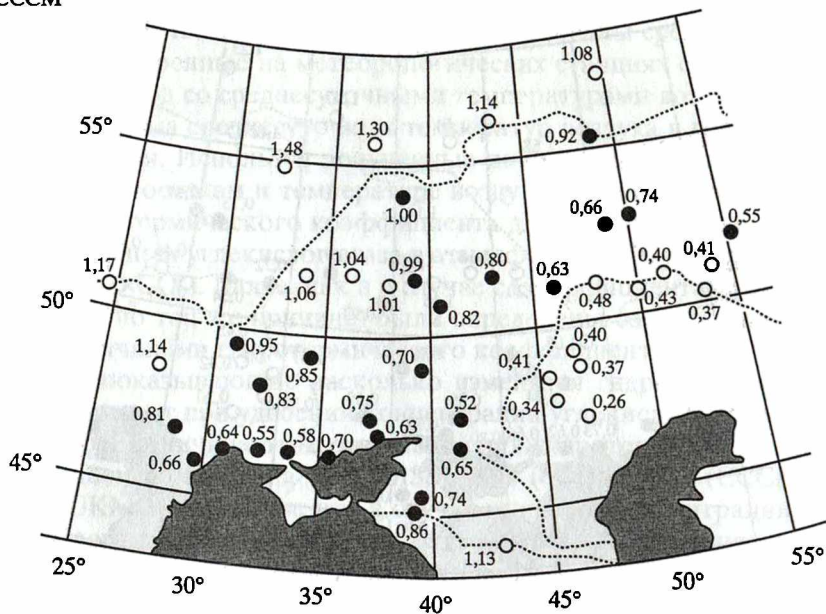


Рис. 2.2.15. Гидротермический коэффициент увлажнения Селянинова ГТК при современной концентрации углекислого газа в атмосфере (Метео) и при ожидаемом ее удвоении по различным сценариям изменения климата

Темными кружками показана степная зона (ГТК = 0,5–1,0)

CCCM



GFDL

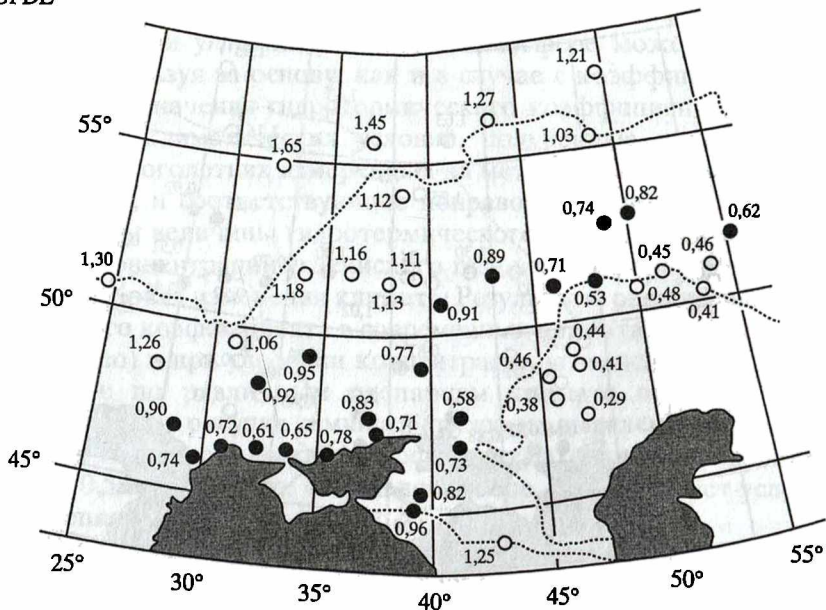


Рис. 2.2.15 (продолжение)

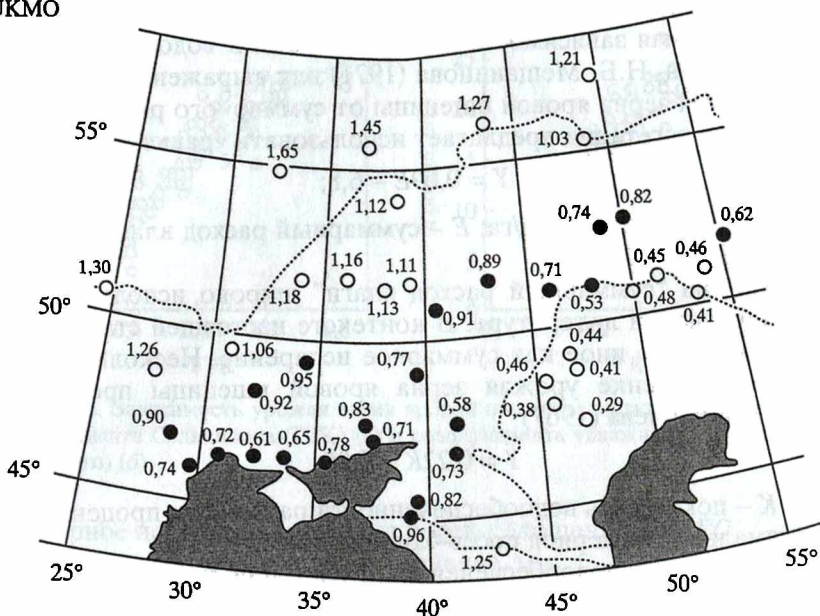


Рис. 2.2.15 (окончание)

кислого газа в атмосфере практически сохраняется на современном уровне. При расчетах на основании данных модели GISS выявляется тенденция некоторого смещения зоны степей к югу за пределы современной южной границы степей, определенной по Л.С. Бергу (1947, 1952). Согласно данным модели CCCM ожидается вторжение зоны степей на территорию современной лесостепи. Иными словами по моделям GISS и CCCM при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере отмечаются совершенно противоположные тенденции изменения гидротермических условий лесостепной и степной зоны.

Оценивая влияние возможного изменения климата на гидротермические условия лесостепной и степной зон можно сделать вывод, что наиболее уязвимыми являются оценки увлажнения, которые описываются через коэффициент увлажнения КУ и являются интегральным годовым показателем. Величины гидротермического коэффициента ГТК, которые являются показателем периода со среднесуточными температурами воздуха выше 10 °С, как показывают расчеты, дают неоднозначную картину возможных изменений.

Оценим воздействие ожидаемых изменений гидротермических условий в лесостепной и степной зонах на урожай.

Известно, что для аридных регионов существует довольно тесная прямая зависимость между урожаем и водообеспеченностью посева. Н.Б. Мещанинова (1971) для выражения зависимости урожая зерна яровой пшеницы от суммарного расхода влаги за период вегетации предлагает использовать уравнение

$$Y = 0,09E - 6,8; \quad (2.2.22)$$

где Y – урожай зерна, ц/га; E – суммарный расход влаги за период вегетации, мм.

Термин “суммарный расход влаги” широко используется в мелиоративной литературе. В контексте настоящей статьи этот термин ни что иное как суммарное испарение. Несколько иной подход к оценке урожая зерна яровой пшеницы предлагает К.В. Кириличева (1967)

$$Y = 0,22K - 0,90; \quad (2.2.23)$$

где K – показатель водообеспеченности растений в процентах от оптимальной за период посев–колошение.

Показатель водообеспеченности растений K , предложенный А.В. Процеровым (1955), представляет собой отношение фактического суммарного испарения к суммарному испарению, необходимому для создания оптимальных условий для формирования урожая, и определяется по формуле:

$$K = \frac{V_s - V_h + H_{s-h}}{0,6 \sum d} 100\%, \quad (2.2.24)$$

где V_s и V_h – продуктивные запасы воды в почве в начале и конце периода посев-колошение соответственно, мм; H_{s-h} – осадки за период посев-колошение, мм; $\sum d$ – сумма среднесуточных дефицитов влажности воздуха за период посев-колошение, мм. Иными словами показатель водообеспеченности растений K – это отношение фактического суммарного испарения за период посев-колошение (определенного по методу водного баланса) к испаряемости (определенной по дефициту влажности воздуха) за тот же период. Исходя из сказанного уравнения (2.2.22) и (2.2.23) можно записать в виде

$$Y = 0,09ETS_{gs} - 6,8; \quad (2.2.25)$$

$$Y = 22 \frac{ETS_{s-h}}{EO_{s-h}} - 0,90; \quad (2.2.26)$$

где ETS_{gs} – суммарное испарение за период вегетации, мм; ETS_{s-h} –

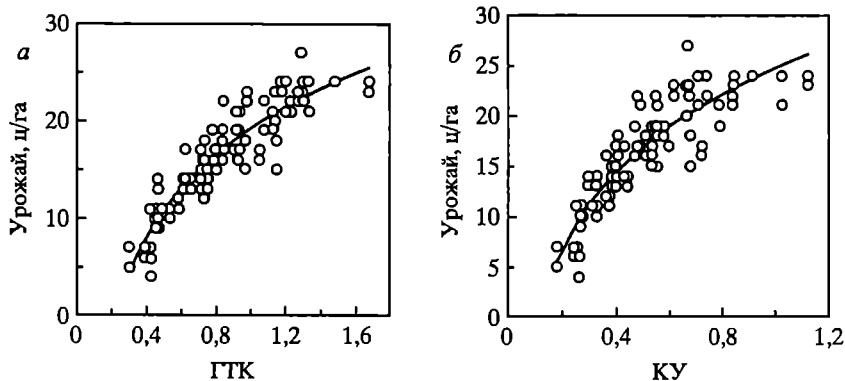


Рис. 2.2.16. Зависимость урожая зерна яровой пшеницы от гидротермического коэффициента Селянинова (ГТК) (а) и коэффициента увлажнения КУ (индекс Высоцкого) (б)

суммарное испарение за период посев-колошение, мм; EO_{s-h} – испаряемость за период посев-колошение, мм.

На основе рассчитанных по зависимостям (2.2.8), (2.2.10) и (2.2.13) величин суммарного испарения за период вегетации ETS_{gs} , суммарного испарения ETS_{s-h} и испаряемости EO_{s-h} за период посев-колошение по уравнениям (2.2.25) и (2.2.26) получены величины урожая зерна яровой пшеницы. На рис. 2.2.16 представлены зависимости между величинами коэффициента увлажнения КУ (индекс Высоцкого) и гидротермического коэффициента Г.Т. Селянинова ГТК и урожаем зерна яровой пшеницы, рассчитанным по уравнениям (2.2.25) и (1.2.26). Полученные зависимости (рис. 2.2.16) позволили оценить урожай зерна яровой пшеницы в современных климатических условиях и при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере по климатическим сценариям GISS, GFDL, CCCM и UKMO в зависимости от коэффициента увлажнения КУ и гидротермического коэффициента ГТК. На рис. 2.2.17 и 2.2.18 представлены результаты сравнения величин урожая зерна яровой пшеницы в современных климатических условиях и при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере по различным сценариям климата, рассчитанными по коэффициенту увлажнения КУ и по гидротермическому коэффициенту ГТК.

Как было показано выше, величины коэффициента увлажнения КУ при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере имеют тенденцию уменьшения, которая составляет от 10 до 26% в зависимости от климатической модели. Естественно, что уменьшение коэффициента увлажнения приведет к потере урожая, которое в этом случае может составить 8% (GISS), 12% (GFDL), 19% (CCCM) и 20% (UKMO).

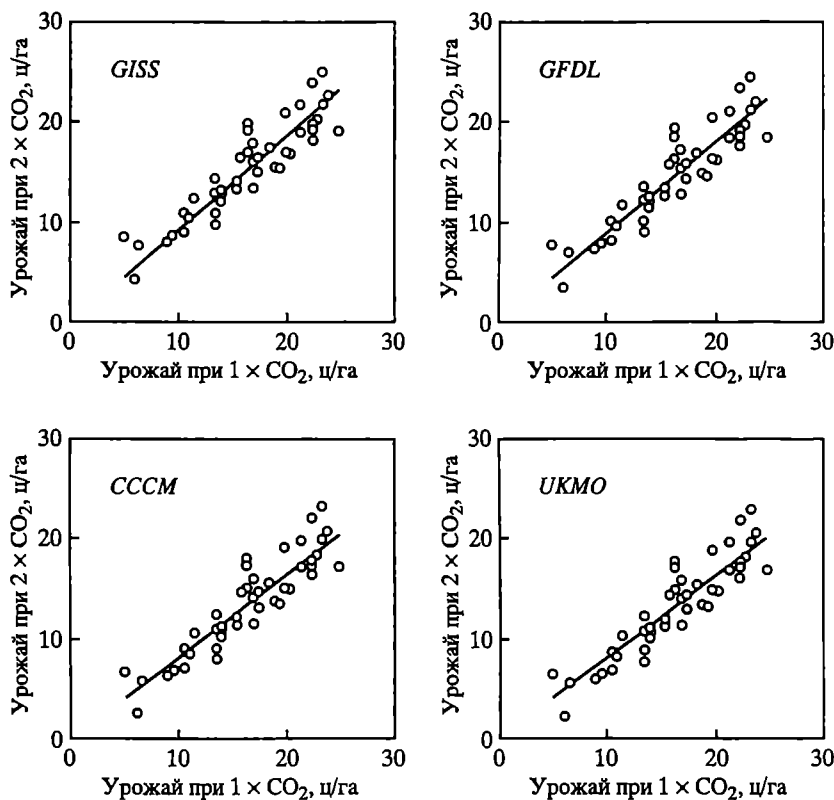


Рис. 2.2.17. Сравнение величин урожая зерна яровой пшеницы, определенного на основании коэффициента увлажнения КУ (индекс Высоцкого), в современных климатических условиях ($1 \times \text{CO}_2$) и при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере ($2 \times \text{CO}_2$) по различным сценариям изменения климата

Что касается гидротермического коэффициента ГТК, то здесь нельзя однозначно определить ожидаемую тенденцию его (коэффициента) изменения при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере. Следовательно и оценки изменения урожая также не однозначны. При ожидаемом удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере согласно модели GISS урожай зерна яровой пшеницы может возрасти на 5%, на 2% уменьшится урожай при его оценках по сценариям GFDL и UKMO. Согласно модели CCCM потеря урожая при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере может составить 10%.

Оценки урожая, полученные для различных сценариев изменения климата с использованием гидротермического коэффициента Г.Т. Селянинова, подтвердили выводы, сделанные в работе [Алькамо и др., 2003], что ожидаемые климатические изменения

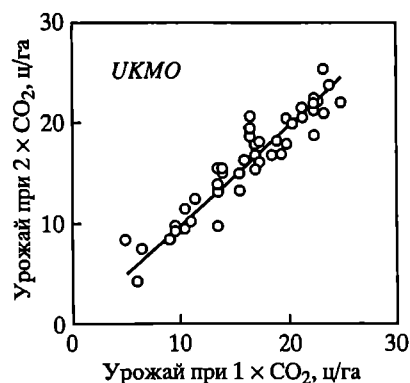
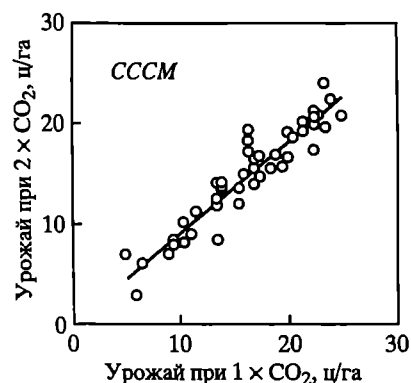
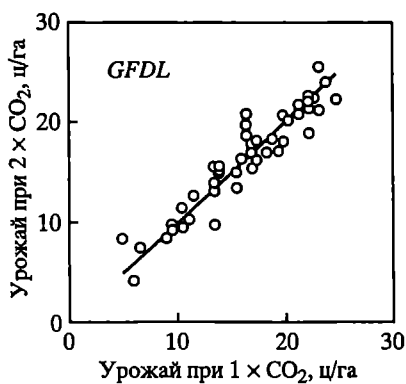
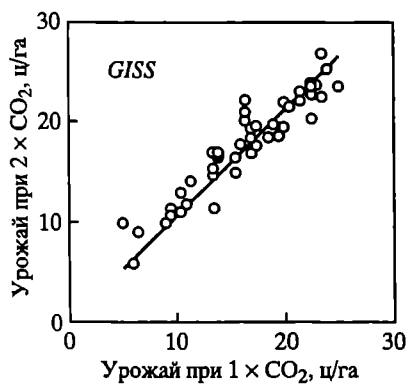


Рис. 2.2.18. Сравнение величин урожая зерна яровой пшеницы, определенного на основании гидротермического коэффициента Селянинова (ГТК), в современных климатических условиях ($1 \times \text{CO}_2$) и при удвоении концентрации углекислого газа в атмосфере ($2 \times \text{CO}_2$) по различным сценариям изменения климата

в среднем не будут негативно влиять на сельскохозяйственное производство в лесостепной и степной зонах – основных зернопроизводящих районах России.

Проведенные оценки влияния возможного изменения климата лишь в общем виде показали возможные тенденции и масштабы изменения структуры водного баланса, гидротермических условий и урожая в лесостепной и степной зонах. При этом полученные оценки не всегда однозначны. Достоверность полученных оценок ожидаемых изменений исследуемых элементов зависит, главным образом, от достоверности прогнозируемых климатических данных, в частности – от прогнозируемых величин температуры воздуха и осадков. Это значит, что прогресса в оценке изменения исследуемых элементов можно достичь в случае, если будет достигнут прогресс в построении сценариев изменения климата.

3. ПОСЛЕДСТВИЯ ИЗМЕНЕНИЯ РЕЖИМА РЕЧНОГО СТОКА ДЛЯ ЭКОСИСТЕМ И ЭКОТОННЫХ СТРУКТУР НА РАВНИННЫХ РЕКАХ

Изучению динамики наземных экосистем речных пойм под влиянием зарегулирования речного стока посвящено большое количество исследований, и они достаточно полно освещены в научной литературе, в том числе и в работах монографического характера [Экосистемы речных пойм..., 1997 и др.]. В то же время исследований, которые показывали бы функционирование и развитие экосистем в естественных условиях в настоящее время, почти нет и, возможно причиной тому – целенаправленное и стихийное регулирование стока, затронувшее практически всю территорию европейской части нашей страны. Однако естественные условия все же сохранились на небольших реках и их изучение представляет несомненный научный интерес. Эти территории рассматриваются в качестве ключевых тестовых участков, с которыми производится сопоставление процессов на зарегулированных реках. Исследования на этих ключах проведены в более крупном масштабе, с применением методики ценопопуляционного анализа для того, чтобы доказательно выявить механизмы смен растительности при смене водного режима биотопов на разных участках одного пойменного сегмента.

Эти исследования позволили подойти к изучению воздействия низконапорных плотин на пойменные экосистемы, показать механизм трансформации и масштаб экологической опасности, которую они представляют для пойменной растительности. При этом было показано, что существенное значение имеет “природный фон” – водность текущего года и ряда предшествующих в многолетнем ходе климатических флуктуаций, а также – непосредственные условия землепользования. Для того, чтобы вычленить гидрогенные процессы и показать только их воздействие, исследования проводились на территории заповедников, где любые другие виды воздействий отсутствуют.

3.1. Влияние режима речного стока на формирование и динамику пойменных лесных сообществ на реках с незарегулированным стоком

Исследования проводились в поймах малой реки Неруссы (Брянская обл., зона широколиственных лесов) и средней реки Большой Кокшаги (республика Марий Эл, зона хвойно-широколиственных лесов). Эти реки не зарегулированы и создают естественный многолетний режим разливов, определяющий флористический состав и пространственно-временную структуру пойменной растительности. Обе поймы сохранили высокую облесенность – до 80–90% в обследованных отрезках течения. На их территории в настоящее время имеются участки старовозрастных (с древостоем до 120–150 лет) лесов, не подвергавшихся сплошным рубкам. Такие леса можно рассматривать как эталонные для центра Европейской России объекты растительности, демонстрирующие ряд естественных особенностей флористического состава и многолетней динамики. Случаи сохранения подобных лесов в поймах – территориях, наиболее давно и интенсивно освоенных человеком, – особенно редки. Изучение растительности в поймах с такой предысторией важно как в аспекте дальнейшей охраны биоразнообразия, так и в качестве контроля при мониторинге процессов, происходящих в условиях антропогенной трансформации речного стока.

Проведенные исследования дали возможность выявить закономерности пространственно-временной организации наземной растительности в поймах малых рек с незарегулированным стоком в лесном поясе Европейской России. При этом был проанализирован режим паводковых заливаний поймы, разработана типология пойменных местообитаний на основе особенностей режима заливаний, проанализированы различия видового состава, популяционной и пространственной структуры растительных сообществ в местообитаниях разных типов, выявлены тенденции сукцессионной динамики растительных сообществ в местообитаниях разных типов.

Малая река Нерусса – левый приток Десны в среднем ее течении, протекает на юге Брянской области, имеет протяженность 161 км, бассейн площадью 5630 км², расход воды в период половодья – 2130 м³/с, среднегодовой расход воды – 24,0 м³/с [Обозов, Горохова, 1979]. Пойма Неруссы относится к типу сегментно-гривистых, имеет общую ширину по обоим берегам до 4–5 км, сложена мелкозернистыми песками. На гривах поймы преобладают аллювиальные дерновые лесные кислые среднемошные почвы на супесях и песках, в понижениях – аллювиаль-

ные дерново-луговые и дерново-лугово-лесные кислые мало-мощные почвы на тяжелых суглинках. Климат в районе бассейна р. Нерусса – умеренно-континентальный с теплым летом и умеренно-холодной зимой; годовая сумма осадков – 500–600 мм, из них около 430 мм выпадает во время вегетационного периода; вегетационный период начинается в середине (14) апреля, а заканчивается – в середине (17) октября; его продолжительность – 180–190 дней [Агроклиматический..., 1960]. Исследования проводились в среднем и нижнем течении реки, на территории государственного заповедника “Брянский лес”.

Второй объект исследования, средняя река Большая Кокшага – левый приток Волги в ее среднем течении, протекает на юго-западе Кировской области и западе Республики Марий Эл; имеет протяженность 178 км, бассейн площадью 6345 км², расход воды в период половодья – 650 м³/с, среднегодовой расход воды – 28,0 м³/с [План и продольный профиль..., 1928; Ресурсы ..., 1971]. Пойма Большой Кокшаги относится к типу сегментно-гривистых, имеет общую ширину по обоим берегам до 3–5 км, сложена мелкозернистыми песками и перекрывающими их средними и тяжелыми суглинками мощностью до 80–90 см. На гривах поймы преобладают аллювиальные дерновые лесные кислые средне-мощные почвы на средних суглинках, в понижениях – аллювиальные дерново-луговые и дерново-лугово-лесные кислые мало-мощные почвы на тяжелых суглинках. Климат в районе бассейна р. Большая Кокшага – умеренно-континентальный с теплым летом и умеренно-холодной зимой; годовая сумма осадков в среднем – 481 мм, из них около 340 мм выпадает во время вегетационного периода. Вегетационный период начинается в начале (3) мая, а заканчивается – в середине (16) сентября; его продолжительность – 136–137 дней [Агроклиматический..., 1961]. Исследования проводились на территории государственного заповедника “Большая Кокшага”.

Для анализа многолетнего режима паводковых заливаний поймы необходимы данные ежедневных круглогодичных наблюдений за ходом уровней воды в русле. Такие данные за 1990–1999 гг. накоплены для реки Нерусса в заповеднике “Брянский лес” на постоянном водомерном посту в нижнем течении. По ним для поймы р. Нерусса были рассчитаны показатели обеспеченности 1) дат максимума весеннего половодья, 2) ежемесячных максимальных значений уровня воды, 3) продолжительности заливания относительных высотных отметок на участках, находящихся в условиях свободного поверхностного стока (т.е. на прирусловых отмелях и пойменных гривах). Точкой отсчета относительных высотных отметок служил условный ноль водомер-

ного поста. Продолжительность заливания определялась как общее число тех дней, когда уровень воды находился в данном интервале отметок или выше. Обеспеченность рассчитывалась по формуле:

$$P = \frac{m - 0,3}{n + 0,4} \cdot 100\%,$$

где m – порядковый номер в ранжированном ряду наблюдений, n – общее число членов ряда [Клибашев, Горошков, 1971]. В анализ были включены данные наблюдений за март–октябрь каждого года (период половодья и часть межлетнего периода, совпадающего с периодом вегетации).

Для поймы р. Большая Кокшага многолетние данные наблюдений за ходом уровня воды в русле еще не накоплены. Систематические наблюдения начаты сотрудниками заповедника лишь в 2003 г., что позволило пока только привязать данные о распределении растительности к единой точке отсчета относительных высотных отметок – условному нулю водомерного поста (см. ниже).

Сбор данных о растительности и почвах проводился в каждой пойме на нескольких облесенных ключевых участках, расположенных в 1–25 км от водомерного поста. В этих участках было проведено измерение относительных высотных отметок при помощи гидроуровня по существующей методике [Кавунец, 1961]. Увязка измеренных относительных отметок с условным нулем водомерного поста была проведена в соответствии с рекомендациями Л.Н. Алексеенко (1970), путем измерения уровня стояния воды в один и тот же день, в период максимума весеннего паводка, на водомерном посту и на обследованных ключевых участках.

Типизация местообитаний в обеих поймах проводилась с учетом: 1) приуроченности к различным формам флювиального мезорельефа (гривам и межгривным понижениям); 2) сроков ежегодного заливания, рассчитанных по многолетним данным и по измеренным относительным высотным отметкам (этот критерий применялся в пойме Неруссы, где многолетние данные были накоплены, причем только к местообитаниям на гривах); 3) тенденций геоморфологической динамики (приурочено ли местообитание к участку, недавно сформированному в результате аккумуляции аллювия и до сих продолжающему формироваться, или же к участку, уже не испытывающему аккумуляции).

Различение грив и межгривных понижений в классификации местообитаний обусловлено тем, что участки на гривах находятся в условиях свободного поверхностного стока и сроки их заливания непосредственно определяются ходом уровня воды в русле, тогда как в понижениях дренаж воды с поверхности затруднен и

Таблица 3.1.1

**Градации влияния заливаний
на растительность,
по Л.Г. Раменскому (1938)**

Степень влияния	Продолжительность заливания, дни
Слабая	10–15, не ежегодно
Средняя	16–40, ежегодно
Сильная	более 40, ежегодно

сроки заливания превышают те, которые можно рассчитать для соответствующих высотных отметок на основе хода уровня воды в русле.

В типологии местообитаний были использованы градации прямого влияния заливания на наземную растительность, предложенные Л.Г. Раменским (1938) (табл. 3.1.1).

Тенденции геоморфологической динамики участков диагностировались по их расположению на территории поймы. В сегментно-гривистых поймах, подобных поймам Неруссы и Большой Кокшаги, наиболее молодые участки располагаются на выпуклых берегах в излучинах русла (чем ближе к берегу, тем моложе), а остальные участки, расположенные в удалении от русла или на вогнутых берегах, считаются более или менее старыми [Шанцер, 1951; Миркин, 1974].

Состав и структура растительности исследовались на ключевых участках пойм двух рек в меженный период. В ходе этих исследований составлялись геоботанические описания пробных площадок размером 100 м² и проводились демографические учеты древесных видов на пробных площадках размером 400 м². В геоботаническое описание включался полный список видов сосудистых растений на площадке с указанием их проективного покрытия в баллах по шкале Браун-Бланке и принадлежности к ярусам (*A* – ярус взрослых деревьев, *B* – ярус подроста деревьев и кустарников подлеска, *C* – ярус трав, кустарничков и всходов древесных видов, *D* – ярус напочвенных мхов), а также отмечались: общее проективное покрытие каждого яруса, расположение пробной площадки в мезорельефе (измеренная относительная высотная отметка) и на территории поймы.

В ходе обработки полевых материалов геоботанические описания из каждой поймы были сгруппированы: 1) сначала по принадлежности к выделенным типам местообитаний, 2) в пределах одного и того же типа – в типы сообществ по сходству ярусной структуры и видового состава растительности. Мерой сходства видового состава для выделения типов сообществ на втором шаге служил коэффициент Серенсена–Чекановского [Миркин и др., 1989]. В итоге каждый тип сообществ был охарактеризован 10–30 геоботаническими описаниями; для него составлялся общий флористический список с указанием константности всех видов. Также для каждого типа определялись усред-

ненные по всем описаниям спектры эколого-ценотических групп видов. Объем этих групп принят по О.В. Смирновой и Л.Б. Заугольной [Оценка и сохранение биоразнообразия..., 2000; <http://www.issp.serpukhov.su/lab/lem/index.html>].

В демографических учетах древесных видов отмечалось онтогенетическое состояние каждой особи – ювенильное (*j*), имма-турное (*im*), виргинильное (*v*), молодое генеративное (*g1*), средне-возрастное генеративное (*g2*), старое генеративное (*g3*), старче-ское (*s*). Диагностика онтогенетических состояний проводилась по морфологическим признакам [Ценопопуляции растений, 1988; Диагнозы и ключи..., 1989]. При обработке результатов данные были сгруппированы в соответствии с типами сообществ (по 3–8 демографических учетов на каждый тип). Численность древес-ных видов была пересчитана в плотность (шт./га), в каждом типе данные о плотности были усреднены. Для выявления динамиче-ских тенденций в каждом типе сообществ были построены по ус-редненным данным о плотности древесных (т.е. эдификаторных) видов демографические спектры их ценопопуляций. Эти спектры были проанализированы по критериям, предложенным Т.А. Ра-ботновым и другими авторами [Ценопопуляции..., 1988], на осно-ве чего были сделаны выводы об устойчивости всех ценопопуля-ций в каждом типе сообществ и прогнозы о вероятных изменени-ях видового состава эдификаторов и ярусной структуры сооб-ществ в результате спонтанной динамики ценопопуляций.

При исследовании поймы Неруссы были также проанализи-рованы данные о распространении на ее территории сообществ разных типов. Эти данные имеются в ГИС “Ника” (автор – А.П. Романов), созданной по материалам лесоустройства запо-ведника 1987 г.

В пойме Неруссы, по данным наблюдений местного водомер-ного поста за 1990–1999 гг., максимум весеннего половодья чаще всего приходится на март, но нередко наблюдается и в начале ап-реля (рис. 3.1.1). В период максимума половодья заливанию мо-гут подвергаться участки поймы с относительными высотными отметками до 340 см (рис. 3.1.2). Такие подьемы уровня воды случаются преимущественно в те годы, когда максимум полово-дья приходится на апрель. Таким образом, наиболее высокие уровни поймы оказываются залитыми до начала или только в са-мом начале периода вегетации (сроки вегетации – см. выше). В этот период заливание не оказывает прямого влияния на поймен-ную растительность [Бяллович, 1957; Раменский, 1938], за ис-ключением раннецветущих травянистых эфемероидов. Вместе с тем это заливание обеспечивает дополнительную влагозарядку почвы (особенно на средних уровнях поймы), регулирует ее вод-

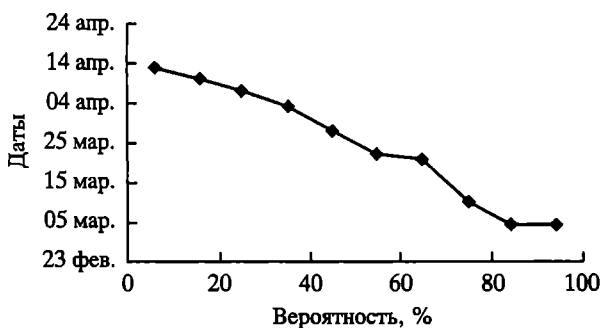


Рис. 3.1.1. Обеспеченность дат максимума весеннего половодья р. Нерусса

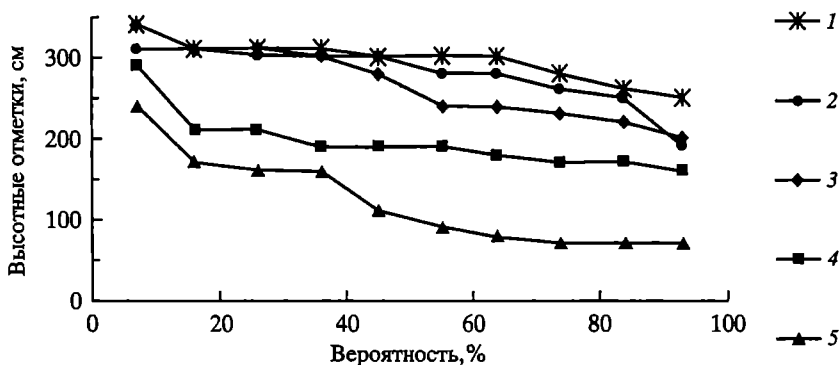


Рис. 3.1.2. Обеспеченность заливания относительных высотных отметок поймы р. Нерусса во время весеннего половодья и дождевых паводков

Условные обозначения: 1 – весь период вегетации, 2 – март, 3 – апрель, 4 – май, 5 – июнь

ный режим во время вегетации и ограничивает возможность распространения в эти участки низовых пожаров (по крайней мере, в первой половине и в середине вегетационного периода).

Кроме периода весеннего половодья, заливание поймы Неруссы часто происходит при дождевых паводках в мае–октябре. Наибольшие подъемы воды в этих случаях характерны для мая и июня – 290 и 250 см соответственно (см. рис. 3.1.2). Во второй половине периода вегетации участки поймы с относительными высотными отметками более 190 см не покрываются водой даже при дождевых паводках.

Анализ продолжительности заливаний (табл. 3.1.2) позволил разбить диапазон относительных высотных отметок поймы Неруссы на несколько ступеней с разным по степени влияния на растительность режимом заливания. Так, участки с отметками от

280 см и выше отнесены к ступени, где влияние заливаний выражено слабо.

На участках с отметками от 230 см до 280 см включительно влияние заливаний на растительность можно охарактеризовать как преимущественно слабое, доходящее до среднего. Из табл. 3.1.2 видно, что высотные отметки этого диапазона подвергаются заливанью во время периода вегетации с периодичностью не чаще 4–6 лет. В верхней части диапазона (на отметках 260 и 270 см) продолжительность заливания во время вегетации составляет в условиях свободного поверхностного стока около 2 недель (слабое влияние, по Раменскому), в нижней части – не превышает 40 дней (среднее влияние). В остальные годы заливание совсем не затрагивает высотные отметки этого диапазона во время вегетации, но охарактеризованные периодически повторяющиеся заливания экстремальны для многолетних мезофильных (в том числе – древесных) видов растений и играют для них роль лимитирующего фактора в этих местообитаниях.

На участках с отметками менее 230 см прямое влияние заливаний на растительность можно считать, по Раменскому, сильным, так как с вероятностью около 7% (т.е. примерно 1 раз в 14 лет) эти отметки подвергаются заливанью более чем на 40 дней (см. табл. 3.1.2). Вместе с тем режим заливаний в верхней части этого диапазона (от 180 см до 230 см включительно) характеризуется резкой переменностью, поскольку с вероятностью около 50% (т.е. примерно 1 раз в 2 года) участки с такими отметками заливаются во время вегетации не более чем на 2 недели и испытывают слабое влияние заливания.

С учетом геоморфологического развития пойменной территории и интенсивности заливаний типы местообитаний, выделенные в пойме Неруссы, можно охарактеризовать следующим образом. Большинство молодых участков этой поймы испытывают сильное влияние паводков (весенних, летних и осенних), поскольку их относительные высотные отметки находятся в диапазоне 30–150 см. Небольшая высота молодых участков поймы – хорошо известное явление, описанное в литературе [Шанцер, 1951; Миркин, 1974]. Исключение составляют некоторые местообитания на участках, расположенных в основании намываемых прибрежных сегментов поймы. В этих участках относительные отметки верхних частей некоторых грив достигают 220 см, и такие местообитания испытывают резко переменное в разные годы влияние заливаний, хотя чаще это влияние выражено сильно.

На старых (центральнопойменных и притеррасных) участках поймы имеются местообитания, испытывающие подобное же – резко переменное с преобладанием сильного – влияние залива-

Таблица 3.1.2

**Обеспеченность продолжительности заливания высотных уровней
поймы р. Нерусса и степень его влияния на растительность**

Влия- ние за- лива- ния на расти- тель- ность	Преимущественно сильное или среднее											
	Высот- ные от- метки, см	100	110	120	130	140	150	160	170	180	190	200
<i>P, %</i>	<i>Продолжительность заливания*, дни</i>											
7	129	113	92	81	72	67	58	52	50	48	47	
16	118	111	91	71	64	59	55	51	46	40	36	
26	114	101	85	68	59	50	42	37	33	26	24	
36	84	78	73	64	50	42	40	30	27	24	18	
45	77	76	67	60	41	34	31	30	14	10	8	
55	69	66	65	57	38	33	27	17	12	7	4	
64	54	51	46	41	37	31	26	16	11	2	0(27)	
74	51	47	43	40	31	28	22	13	5	0(27)	0(21)	
84	46	39	35	33	31	24	18	8	0(22)	0(18)	0(14)	
93	41	36	33	30	27	22	15	4	0(21)	0(16)	0(14)	

Примечание. Без скобок даны значения для вегетационного периода, в скобках – для всего периода с 1 марта по 31 октября.

ний (преимущественно – весенних), и наряду с этим имеются местообитания другого типа – с самыми большими в данной пойме относительными высотными отметками (250–400 см), которые испытывают слабое или же лишь косвенное влияние заливаний.

На гривах в пойме Неруссы было исследовано 8 типов сообществ; 6 из них находятся в условиях слабой антропогенной нагрузки (табл. 3.1.3). Типы 1–4 – травяные, кустарниковые и формирующиеся лесные сообщества, расположенные на молодых участках прирусловой поймы, в местообитаниях с высотными отметками 35–260 см. Типы 5 и 6 – лесные сообщества на старых участках центральной и притеррасной поймы, в местообитаниях с высотными отметками 230 см и выше. Тип 7 – вторичные послерубочные лесные сообщества (с древостоем 60–80 лет) в местообитаниях с высотными отметками 290 см и выше; исследования сообществ этого типа проведены для того, чтобы выявить

		Среднее, с разногодичными флюктуациями до слабого и сильного					Слабое (прямое или косвенное)			
210	220	230	240	250	260	270	280	290	300	310
Продолжительность заливания*, дни										
44	42	36	30	20	16	7	0(24)	0(15)	0(7)	0(4)
33	30	26	23	20	10	0(25)	0(18)	0(9)	0(7)	0(3)
23	21	8	0(20)	0(17)	0(15)	0(14)	0(13)	0(8)	0(6)	0(3)
10	5	0(27)	0(17)	0(15)	0(12)	0(11)	0(9)	0(8)	0(4)	0(3)
0(27)	0(24)	0(21)	0(16)	0(13)	0(12)	0(10)	0(8)	0(6)	0(2)	0(0)
0(26)	0(23)	0(20)	0(14)	0(13)	0(12)	0(9)	0(7)	0(5)	0(1)	0(0)
0(25)	0(22)	0(19)	0(14)	0(7)	0(6)	0(4)	0(3)	0(2)	0(1)	0(0)
0(17)	0(15)	0(15)	0(10)	0(7)	0(5)	0(4)	0(1)	0(0)	0(0)	0(0)
0(13)	0(12)	0(10)	0(8)	0(2)	0(1)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
0(9)	0(6)	0(4)	0(4)	0(1)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)

отличия нарушенных лесов высоких уровней поймы от слабо нарушенных лесов в тех же местообитаниях. Тип 8 – слабо нарушенные (с древостоем 90–100 лет) лесные сообщества в постоянно обводненных межгрядных понижениях (местообитания с высотными отметками 100–200 см).

Сопоставление спектров эколого-ценотических групп видов в перечисленных типах сообществ позволяет продемонстрировать закономерности влияния режима заливаний на флористический состав пойменной растительности в компактной и наглядной форме (рис. 3.1.3). По мере повышения высотных отметок в условиях свободного стока наиболее очевидна тенденция к уменьшению доли гидрофильных видов (водно-болотная и черноольховая группы) и увеличению доли мезофильных лесных видов (неморальная группа). Так, пойменным лесам в местообитаниях со слабым влиянием заливаний (как

Таблица 3.1.3

**Характеристика исследованных растительных сообществ
на гривах поймы р. Нерусса**

Тип	Локализация в пойме	Высотные отметки, см	Характеристика растительности	Средняя видовая насыщенность на 100 м ²
1	Пр*	35–120	Травяные сообщества на отмелях с подростом ив	47
2	Пр	100–200	Молодые кустарниковые ивняки	56
3	Пр	100–200	Старые кустарниковые ивняки с подростом широколиственных видов	53
4	Пр	200–260	Ясеновые леса с участием старых экземпляров ив	27
5	Ц, Пт	230–250	Дубово-ясеновые леса	25
6	Ц, Пт	290–450	Хвойно-широколиственные леса	29
7	Ц, Пт	290–450	Мелколиственные леса с подростом широколиственных видов	29
8	Ц, Пт	100–200	Обводненные черноольховые леса	41

Примечание. Пр – прирусловая пойма, Пт – притеррасная пойма, Ц – центральная пойма.

слабо нарушенным, тип 6, так и вторичным, тип 7) свойственны эколого-ценотические спектры с резким преобладанием неморальной группы. Это же характерно и для зональной плакорной лесной растительности.

В местообитаниях с переменным влиянием заливаний эколого-ценотический спектр слабо нарушенных лесов (тип 5) характеризуется возросшей долей гидрофильных видов из черноольховой группы и соответствующим уменьшением доли неморальной группы. Вместе с тем спектр лесов на высоких, но все еще геоморфологически молодых участках поймы (4-й тип сообществ) демонстрирует, что даже при регулярном среднем, иногда переходящем в сильное, воздействии заливаний ряд мезофильных видов неморальной и бореальной групп имеет возможность произрастать в составе слабо нарушенной лесной растительности. Такую возможность в сообществах 4-го и 5-го типов обеспечивают два фактора – разногодичное изменение параметров заливаний, свойственное незарегулированному стоку, и неоднородность естественного (флювиального и биогенного) микрорельефа в рас-

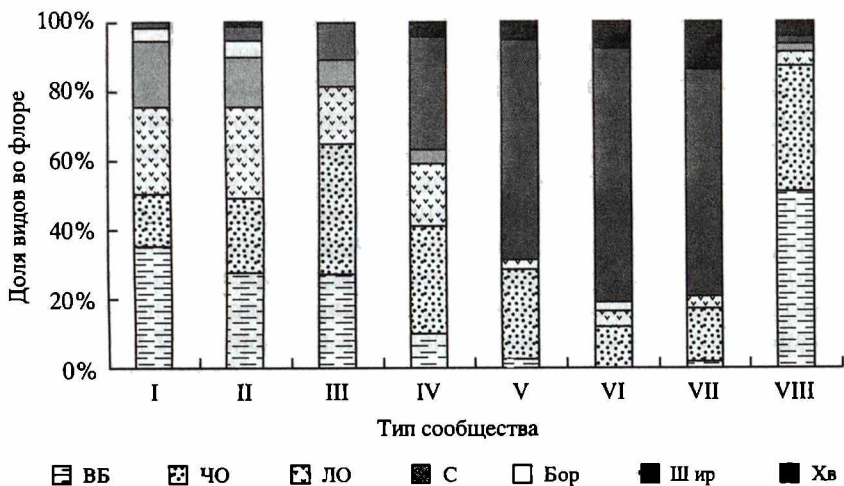


Рис. 3.1.3. Эколого-ценотическая структура видового состава в разных типах растительных сообществ поймы р. Нерусса

Условные обозначения: эколого-ценотические группы видов: ВБ – водно-болотная, ЧО – черноольховых лесов, ЛО – лугово-опушечная, С – сорная, Бор – сосновых лесов (боровая), Шир – широколиственных лесов (неморальная), Хв – темнохвойных лесов (бореальная). Номера типов сообществ те же, что в табл. 3.1.3.

смаатриваемых местообитаниях. При наличии этих условий лесная растительность имеет определенный запас устойчивости к изменению среднесноголетнего режима заливаний.

В местообитаниях с меньшими высотными отметками условия свободного стока имеются преимущественно на молодых участках поймы. С низких старых участков поймы сток, как правило, затруднен в связи с их большей удаленностью от русла и наличием на пути к нему более высоких форм мезорельефа. На молодых участках сильное влияние заливаний на растительность отражается в спектре эколого-ценотических групп в виде крайне малой доли неморальных видов, а также в повышении долей остальных групп (типы 1–3). При этом повышение долей черноольховой и водно-болотной групп обусловлено прямым влиянием заливания на растительность, а повышение долей таких групп как сорная и лугово-опушечная связано с заливанием также тесно, но косвенно.

Эти группы состоят из травянистых мезофильных видов, присутствие которых в растительности в первую очередь зависит от светового режима (обе группы) и наличия оголенных участков почвы (сорная группа). В условиях поймы режим заливаний регулирует эти два фактора в большой степени. Прежде всего, от него зависит набор древесных видов, способных произрастать на

участке, и степень сомкнутости синузий деревьев и кустарников. На молодых участках поймы таких видов немного. В генеративном состоянии там отмечены 5 видов кустарниковых и древовидных ив. Синузии ив неравномерно сомкнуты и оставляют много освещенных участков почвы, подходящих для произрастания различных лугово-опушечных видов.

В то же время и возникновение на молодых участках поймы пятен оголенного субстрата, пригодных для поселения сорных однолетников и двулетников, обусловлено резкой переменностью режима увлажнения почвы. В первой половине периода вегетации песчаная почва переувлажнена в течение 1–2 месяцев, а во второй половине увлажнение резко падает. Из-за этого ни мезофильные виды лугово-опушечной группы, ни гидрофильные виды водно-болотной и черноольховой групп не могут формировать стабильный сомкнутый напочвенный покров, тогда как разнообразные сорные виды – одно- или двулетники ежегодно имеют подходящие условия для приживания. В отличие от этой ситуации, на старых участках поймы в сообществах поздних стадий первичной сукцессии (типы 4–6) со сформировавшимся древостоем, регулирующим световой режим, доля видов лугово-опушечной группы гораздо меньше, а виды сорной группы отсутствуют.

В целом на территории поймы Неруссы невелика доля местообитаний, испытывающих под влиянием речного стока переменный режим увлажнения. К ним относятся местообитания сообществ 1–5-го типов, занимающие в сумме около 18% территории. Большую же часть территории в этой пойме занимают местообитания, где разногодичные флюктуации стока и режима увлажнения выражены слабо: преобладает либо переувлажнение (около 40% территории), либо режим увлажнения, сходный с плакорным (также около 40% территории).

Ярко выраженные различия эколого-ценотических спектров соответствуют и существенным синтаксономическим различиям исследованных сообществ. Так, сообщества 1-го типа принадлежат к классу *Isoeto-Nanojuncetea*, 2-го и 3-го типов – к классу *Salicetea purpureae* (союз *Salicion albae*). Сообщества 4-го типа занимают промежуточное положение между классами *Salicetea purpureae* и *Querco-Fagetea*; точное синтаксономическое положение этого типа пока остается неясным. К классу *Querco-Fagetea* (пор. *Fagetalia sylvaticae*) принадлежат тип 5 (союз *Alno-Padion*) и типы 6, 7 (союз *Carpinion betuli*). Обводненные леса типа 8 принадлежат к классу *Alnetea glutinosae*.

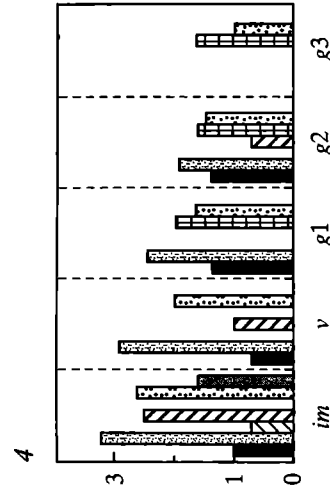
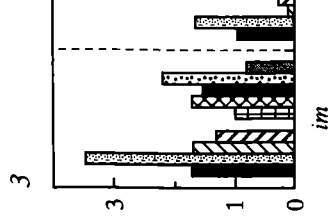
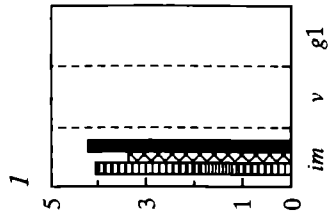
В ряду рассмотренных слабо нарушенных наземных сообществ наблюдается закономерное изменение α -разнообразия (видовой насыщенности, т.е. числа видов на единицу площади),

соответствующее смене стадий первичной сукцессии и условий заливания. В сообществах типов 1–3 (на низких молодых участках), где из-за сильного воздействия заливаний еще не сформирован древостой, средние значения видовой насыщенности в 1,5–1,9 раза выше, чем в лесных сообществах типов 4–7 на более высоких молодых и старых участках (см. табл. 3.1.3).

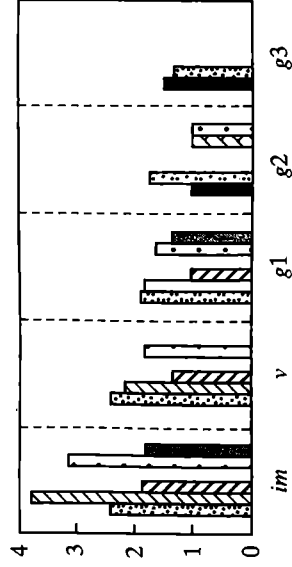
Сообщества типа 8 – обводненные черноольховые леса в межгривных понижениях старых участков поймы – не принадлежат к этому ряду, но также демонстрируют связь видовой насыщенности с режимом заливания и сукцессионной историей растительности. Из-за постоянной обводненности их древостой разрежен, подчиненные синузии получают больше света, имеется больше возможностей для произрастания светолюбивых видов, чем в большинстве наземных лесных сообществ. Причем в таких лесах могут произрастать не только светолюбивые гидро- и гигрофильные, но даже и мезофильные (неморальные, бореальные, лугово-опушечные) виды: подходящие для них микросайты имеются на приствольных повышениях черной ольхи и на многочисленных валежинах, характерных для слабо нарушенных лесных сообществ. Поэтому видовая насыщенность в сообществах типа 8 столь же высока, как и в осветленных наземных сообществах типов 1–3.

В пойме р. Нерусса прослежена динамика пойменной растительности в местообитаниях с разным режимом заливания. На молодых гривах в условиях сильного влияния заливаний проходят ранние стадии первичной сукцессии наземной пойменной растительности. К ним можно отнести травяные сообщества с подростом ив на обращенных к руслу склонах самых молодых грив (высотные отметки – от 35 до 120 см; см. рис. 3.1.4, диаграмма 1), молодые кустарниковые ивняки без подроста широколиственных древесных видов на отметках 100–200 см (см. рис. 3.1.4, диаграмма 2), старые кустарниковые ивняки на тех же отметках с формирующимся древостоем ивы белой и подростом некоторых наиболее устойчивых к воздействию заливания широколиственных древесных видов – дуба черешчатого (*Quercus robur*), ясеня обыкновенного (*Fraxinus excelsior*), вяза гладкого (*Ulmus laevis*), клена остролистного (*Acer platanoides*), черемухи птичьей (*Padus avium*) (см. рис. 3.1.4, диаграмма 3).

В сообществах типов 2 и 3 имеются участки с резко переменным режимом заливаний. Поэтому там и создается возможность для продолжения первичной сукцессии наземной растительности. Сначала формируются развитые популяции кустарниковых и древовидных ив – ивы трехтычинковой (*Salix triandra*), ивы корзиночной (*S. viminalis*), ивы ломкой (*S. fragilis*), ивы белой (*S. alba*) –

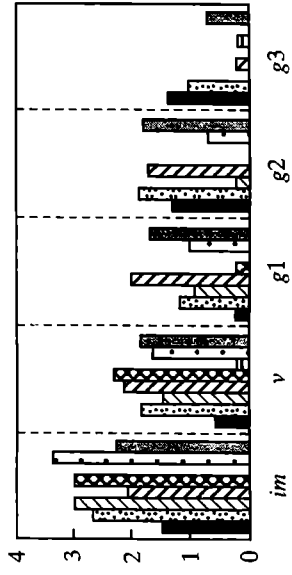


5



- Дуб черешчатый
- ▧ Клен остролистый
- ▩ Ива трехтычинковая
- ▨ Лещина обыкновенная
- ▤ Липа сердцелистная
- ▦ Ясень обыкновенный

6



- ▨ Ива белая
- Ива корзиночная
- ▧ Ива ломкая
- ▤ Вяз гладкий
- ▦ Ель европейская
- ▩ Черемуха обыкновенная
- ▨ Ольха острая

Рис. 3.1.4. Особенности видового состава и возрастной структуры популяций лесообразующих видов в слабо нарушенных растительных сообществах поймы р. Нерусса

Условные обозначения: 1-4 – типы сообществ (см. табл. 3.1.3). На диаграммах по оси абсцисс обозначены возрастные состояния деревьев и кустарников: *г1*, *г2* – взрослые особи; *г3*, *г* – старые особи. По оси ординат – плотность популяций, шт./га (логарифмический масштаб)

пионерных видов, обладающих наибольшей выносливостью к заливанию и наиболее высокой скоростью размножения и расселения (тип 2). Позже на наиболее высоких элементах мезорельефа начинается формирование популяций перечисленных выше широколиственных видов, менее устойчивых к заливанию и медленнее расселяющихся, чем пионерные ивы (тип 3). Однако периодически повторяющиеся на этом высотном уровне заливания продолжительностью более 40 дней все еще слишком экстремальны для широколиственных видов, из-за чего большая часть их подроста отмирает, не дожив до генеративного состояния. Практически полное отсутствие генеративных особей широколиственных деревьев на молодых прирусловых гривах – показатель нестабильности, разногодичного флуктуирования их популяций в этих условиях.

На верхних частях наиболее старых грив прирусловой поймы, на отметках от 200 до 260 см, произрастают леса с доминированием в древостое ясеня и с участием ивы белой и ряда широколиственных видов (тип 4). Они формируются из кустарниковых ивняков (типы 2 и 3) по мере того, как ослабевает влияние заливаний и подрост внедрившихся широколиственных деревьев получает возможность развиваться до генеративного состояния, плодоносить, образовывать подрост следующего поколения (см. рис. 3.1.4, диаграмма 4). Характерно, что в некоторых сообществах типа 4 способен достичь генеративного состояния клен остролистный (очень неустойчивый к воздействию заливания вид), хотя его популяции никогда не бывают многочисленными – видимо, по причине относительно короткой сукцессионной предыстории этих лесов. О ее непродолжительности свидетельствует, например, малая мощность гумусового горизонта в почвенном профиле, которая не превышает 10 см.

Завершающие стадии первичной сукцессии растительности на гривах описаны в центральной и притеррасной пойме. Там на высотных отметках 230–250 см (верхние части низких грив, склоны высоких грив) произрастают дубово-ясеневые леса (тип 5). Они напоминают леса типа 4 по общему флористическому составу, но отличаются полным отсутствием ивы белой и более разнообразным составом широколиственных видов кустарников в подлеске – с доминированием лещины обыкновенной (*Corylus avellana*). Эти отличия обусловлены более продолжительной предшествующей сукцессией, по сравнению с лесами типа 4 (о ее большей продолжительности можно судить, например, по более мощному гумусовому горизонту в почвенном профиле, достигающей 15–30 см). Так, отсутствие ивы белой связано с высоким светолюбием этого вида и его неспособностью возобновляться в

длительно существующей лесной растительности, а внедрение широколиственных кустарников не ранее этой стадии сукцессии обусловлено их потребностью в ослаблении влияния заливаний и малой скоростью их распространения. Также в связи с ослаблением влияния заливаний в лесах типа 5 становятся более многочисленными и стабильными популяции вяза гладкого и клена остролистного (см. рис. 3.1.4, диаграмма 5).

На верхних частях самых высоких грив центральной и при-террасной поймы (высотные отметки 290–450 см) располагаются широколиственные леса с примесью ели в древостое (тип 6). Они практически не испытывают прямого влияния заливаний. Основу древостоя здесь создают ясень, дуб, клен и вяз. В древостое также присутствуют такие неустойчивые к воздействию заливания виды как липа сердцелистная (*Tilia cordata*) и ель европейская (*Picea abies*) (см. рис. 3.1.4, диаграмма 6). Популяции всех видов, кроме ели и дуба, характеризуются более или менее стабилизированной возрастной структурой – включают и подрост, и генеративных особей. Нестабильность популяций ели и дуба в обследованных участках этих лесов обусловлена рядом причин. Для дуба основным фактором является ценотическая конкуренция за свет, для ели, видимо, – случайные причины (слабо нарушенных сообществ этого типа в исследуемой пойме мало, их было описано всего 2). Сообщества типа 6 представляют собой заключительную стадию в первичной сукцессии наземной пойменной растительности. Участки с относительными высотными отметками более 450 см на территории исследуемой поймы не встречаются.

Следует отметить, что сообщества перечисленных типов различаются по своему распространению в пойме Неруссы. По данным лесоустройства заповедника “Брянский лес”, суммарная площадь местообитаний на самых молодых и относительно молодых участках прирусловой поймы, где располагаются сообщества 1–4-го типов, составляет не более 2% общей территории поймы. Это закономерно для малой реки, у которой слабо выражены русловые процессы, регулирующие площадь подобных участков. Суммарная площадь местообитаний лесов 5-го типа – около 16%, суммарная площадь местообитаний лесов 6-го типа и производного от него 7-го типа – около 39% (сообщества 7-го типа в этих местообитаниях в настоящее время преобладают). Остальная территория поймы (около 43%) занята межгривными понижениями, откуда поверхностный сток затруднен и где располагаются черноольховые леса 8-го типа или травяные сообщества низинных болот и старичных водоемов.

Таким образом, ландшафт в исследованной пойме малой реки включает местообитания, пригодные: 1) для стабильного про-

Таблица 3.1.4

**Характеристика исследованных растительных сообществ поймы
р. Большая Кокшага**

Тип	Локализация в пойме	Высотные отметки, см	Характеристика растительности	Средняя видовая насыщенность на 100 м ²
1	Ц, Пт	> 400	Хвойно-широколиственные леса с обильным подростом клена	30
2	Ц, Пт	330–400	Хвойно-широколиственные леса с редким подростом клена	33
3	Ц, Пт	< 330	Переувлажненные черноольховые леса	42

Примечание. Пт – притеррасная пойма, Ц – центральная пойма.

израстания типичных по флористическому составу мезофитных зональных лесов (примерно на 40% территории поймы), 2) для гигрофитных лесов, включающих стабильные популяции многих видов зональной растительности (чуть менее 20% территории), 3) для гидрофитных сообществ (до 40% территории), в которых популяции ряда видов зональной растительности подвержены флуктуациям, но способны длительно произрастать при условии сохранения естественного гидрологического режима и отсутст-

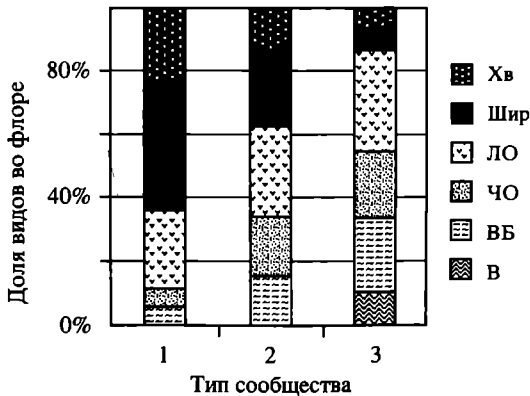


Рис. 3.1.5. Эколого-ценотическая структура видового состава в разных типах растительных сообществ поймы р. Большая Кокшага

Условные обозначения: эколого-ценотические группы видов: В – погруженно-водная, остальные группы обозначены так же, как на рис. 3.1.3

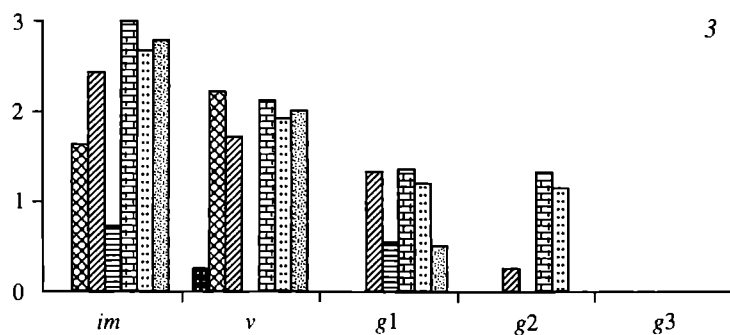
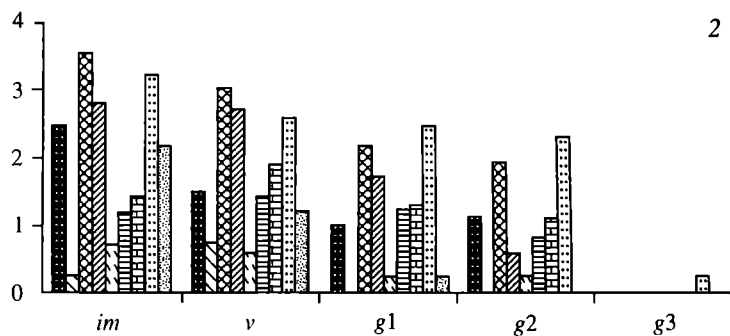
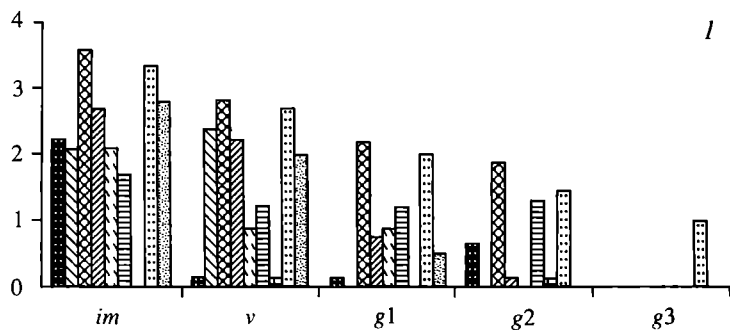
вии широкомасштабных хозяйственных мероприятий. Видимо, поймам малых незарегулированных рек должна быть и вообще свойственна сходная ландшафтная структура. Благодаря ей подобные поймы потенциально могут выполнять функцию региональных рефугиумов биоразнообразия, сохраняя популяции различных видов, истребленных в ходе природопользования на плакорах, и позволяя им постепенно расселяться шире.

Выделение типов местообитаний в пойме р. Большая Кокшага также осуществлялось с учетом мезорельефа и режима. В пойме Большой Кокшаги были обследованы только старые участки в центральной и притеррасной пойме, где было выделено 3 типа местообитаний: 1) на верхних частях грив (высотные отметки более 400 см), 2) на склонах грив (отметки 330–400 см), 3) в межгривных понижениях с отметками дна, как правило, менее 330 см (но у отдельных замкнутых бессточных понижений дно может иметь отметки до 370–380 см). Наблюдениями в пойме в 2003 г. было установлено, что в период половодья средней интенсивности все обследованные участки заливаются.

Флористические и структурные особенности сообществ в пойме р. Большая Кокшага проанализированы для различных типов местообитаний. Для каждого типа местообитаний выделено по 1 типу сообществ (табл. 3.1.4) – леса на верхних частях грив, леса на склонах грив, переувлажненные редколесья в понижениях. Эти сообщества исследованы в участках, не подвергавшихся сплошным рубкам и, видимо, почти не испытывавшим выпаса. Эколого-ценотические спектры флористического состава в сообществах этих типов представлены на рис. 3.1.5.

В редколесьях переувлажненных понижений растительность включает самый широкий набор эколого-ценотических групп, поскольку мезофильные неморальные, бореальные и лугово-опушечные виды произрастают там на приствольных повышении-ях черной ольхи, а гидрофильные виды – на переувлажненной почве и/или в воде.

Флористический состав лесов на верхних частях грив резко контрастирует с описанным выше. Его основу (более 60%) составляют мезофильные теневыносливые виды неморальной и бореальной групп. Также характерно и закономерно очень незначительное участие в лесах на верхних частях грив травянистых видов из черноольховой и водно-болотной групп. Большинство этих видов – гидрофильные, и ухудшенные условия увлажнения на гривах во второй половине вегетационного периода не подходят для их произрастания. Вместе с тем светолюбивые виды из лугово-опушечной группы тоже произрастают в этих лесах в небольшом количестве.



- | | | |
|-----------------|------------------|------------------|
| Quercus robor | Acer platanoides | Tilia cordata |
| Ulmus laevis | Abies sibirica | Picea abies |
| Alnus glutinosa | Padus avium | Sorbus aucuparia |

Рис. 3.1.6. Возрастная структура популяций основных лесобразующих видов в слабо нарушенных растительных сообществах поймы р. Большая Кокшага

Условные обозначения: 1–3 – типы растительных сообществ (см. табл. 3.1.4)

Леса на склонах грив занимают промежуточное положение по эколого-ценотическому спектру флоры между двумя описанными контрастными случаями. Доли водно-болотных, черноольховых и лугово-опушечных видов в спектре этих лесов возрастают, по сравнению со спектром флоры верхних частей грив, а доли неморальных и бореальных видов – снижаются. Таким образом, наблюдения за слабо нарушенной лесной растительностью на старых участках поймы Большой Кокшаги показывают, что ее флористический состав тесно связан с режимом заливаний, даже несмотря на то, что этот режим пока можно оценивать только качественно, определяя, где продолжительность заливания больше, а где – меньше, и где поверхностный сток более затруднен.

В синтаксономическом отношении леса на верхних частях грив и на склонах принадлежат к различным ассоциациям союза *Alno-Padion* (порядок *Fagetalia sylvaticae*, класса *Querc-Fagetea*), а редколесья в переувлажненных понижениях принадлежат к другому классу лесной растительности – *Alnetea glutinosae*.

Тенденции динамики растительных сообществ в пойме р. Большая Кокшага выявлены на основе состава демографических спектров древесных (эдификаторных) видов. Особенности этих спектров тесно связаны с пространственной структурой растительности в обследованных участках центральной поймы. Анализ результатов демографических учетов показывает, что как на верхних частях, так и на склонах грив в составе лесов господствует сейчас и имеет в перспективе наиболее стабильные позиции липа сердцелистная (рис. 3.1.6). Ее популяции в обоих этих типах лесов характеризуются полночленным спектром онтогенетических состояний, высокой плотностью (обычно от 50 до более 100 шт./га) взрослых деревьев в средневозрастном генеративном состоянии (g_2), создающих основу древостоя, высокой плотностью виргинильного (v) подраста, который считается устойчивым возобновлением и индикатором многолетнего благополучия/неблагополучия воспроизводства вида [Восточноевропейские..., 1994]. Такое состояние популяций липы в пойменных лесах довольно необычно, поскольку липа не считается видом, проявляющим высокую устойчивость к заливаниям [Бяллович, 1957]. Возможно, ее доминирование в лесах поймы Большой Кокшаги обусловлено благоприятными условиями минерального питания на суглинистых почвах. Причиной может быть также ослабление влияния весеннего половодья на леса пойменных грив из-за того, что его сроки в пойме Большой Кокшаги заметно опережают начало периода вегетации.

Популяции вяза гладкого в исследуемых лесах находятся в несколько ином состоянии: обычно и на верхних частях, и на склонах грив их общая плотность высока, но это обусловлено высокой плотностью имматурного (*im*) и виргинильного (*v*) подроста, тогда как плотность генеративных особей во многих обследованных популяциях не превышает 20–30 шт./га (суммарно – особей g_1 и g_2), а иногда они и совсем отсутствуют. Трудно объяснить, с чем связано такое соотношение разных демографических групп в популяциях вяза. Очень вероятной причиной малой численности генеративных деревьев может быть неблагоприятный для нормального онтогенетического развития световой режим под пологом древостоя. Обращает на себя внимание то, что немногочисленные в популяциях вяза генеративные особи почти все были отмечены прямо на границе опушек между лесом и крупными окнами в понижениях. Также нередко генеративные деревья вяза произрастают на приствольных повышениях ольхи черной в переувлажненных редколесьях, где освещенность также высока.

Низкая плотность генеративных особей вяза в сомкнутых лесах на верхних частях и склонах грив не препятствует поддержанию популяции, так как его прегенеративные особи способны активно производить корнеотпрысковое потомство. Возможно, в результате усилившегося образования окон в древостое исследуемых пойменных лесов плотность генеративных особей этого вида здесь повысится, и они появятся и на верхних частях грив. Если же активность липы при зарастании окон будет выше активности вяза, и его подрост снова не сможет воспользоваться осветлением местообитаний, то современное положение вяза гладкого в лесах и на верхних частях, и на склонах пойменных грив может сохраняться еще неопределенно долго (при отсутствии эпифитотий).

Популяции других важнейших лесообразователей исследуемых пойменных лесов – дуба черешчатого, клена остролистного, ели европейской, пихты сибирской – гораздо менее благополучны. У дуба, пихты и ели плотность генеративных деревьев (суммарно g_1 и g_2) на 1–2 порядка меньше, чем у липы, так же можно охарактеризовать и плотность их виргинильного подроста (кроме отдельных популяций клена). Следовательно, возрастные группы, наиболее важные для непрерывного поддержания популяций, у этих видов крайне малочисленны как в сообществах на склонах, так и на верхних частях грив.

У дуба черешчатого обнаруживается разница между состоянием популяций на верхних частях грив и на склонах. На верхних частях грив возрастной спектр часто имеет фрагментарный характер: совсем не включает виргинильную (*v*) и генеративную (g_1 и

даже g2) группы. Наоборот, на облесенных склонах часто отмечается виргинильный подрост, хотя молодые генеративные (g1) деревья даже в сообществах этого типа встречаются редко. Присутствие виргинильного (v) подроста дуба на склонах в большой степени связано с уже упоминавшимся наличием опушек на границе с переувлажненными безлесными участками. Большинство виргинильных особей дуба растет именно на таких участках. Дуб переносит паводковое заливание продолжительностью до 1,5 месяцев [Бяллович, 1957], поэтому наряду с вязом он может использовать эти участки для возобновления. Однако малая плотность и ослабленное состояние плодоносящих деревьев дуба в исследуемых лесах приводит к тому, что даже на склонах этот вид в настоящее время обычно не может обеспечить себе многочисленное надежное возобновление. В перспективе популяции дуба по-прежнему будут находиться в лесах исследуемой поймы в критическом состоянии.

Присутствие пихты сибирской – особенность, отличающая слабо нарушенные пойменные леса востока зоны хвойно-широколиственных лесов в Европейской России (Волго-Вятского региона) от пойменных лесов на западе и в центре этой зоны. В исследованных пойменных лесах на Большой Кокшаге пихта встречается на склонах реже, чем на верхних частях грив. Кроме того, на верхних частях грив ее генеративные особи были отмечены во всех обследованных сообществах, а на склонах – только в одном из них. Это может быть связано с тем, что этот вид неустойчив к затоплению, длящемуся более 2 недель [Бяллович, 1957]. Однако, по-видимому, разница по срокам заливания у многих верхних участков склонов с верхними частями грив составляет 1–3 дня и, таким образом, по гидрологическому режиму эти участки могут подходить для произрастания пихты не хуже, чем верхние части грив. Заметим, что плотность популяций пихты на верхних частях грив в настоящее время тоже минимальна и живого виргинильного (v) подроста пихты там нет. Таким образом, сейчас по сравнению с тем временем, когда приживались и развивались современные молодые генеративные (g1) деревья пихты, даже на верхних частях грив условия произрастания изменились в неблагоприятную сторону. В настоящее время недостаточно данных, чтобы точно разобраться, насколько повлияли на состояние популяций пихты в пойменных лесах имевшие место антропогенные нарушения (выборочные рубки) и деятельность насекомых-ксилофагов, а насколько – природные экотопические факторы (в частности, богатство почв).

В отличие от дуба и пихты обследованные популяции ели европейской все-таки характеризуются и на верхних частях грив, и

на склонах полночленным возрастным спектром. По мнению Ю.П. Бялловича [1957], ель устойчива к затоплению не больше, чем пихта. Так что сопоставление популяций пихты и ели служит дополнительным подтверждением высказанному выше соображению, что крайне плачевное состояние локусов пихты на склонах обусловлено не гидрологическим режимом, а иными факторами. Ель оказалась более устойчива к воздействию этих факторов, но и ее положение в исследуемых старовозрастных лесах сейчас стало критическим.

Популяции клена остролистного в настоящее время находятся в смешанных лесах поймы в состоянии инвазии: отмечен только имматурный и виргинильный подрост, плотность которого локально может быть на верхних частях грив достаточно высокой — 500–600 шт./га; вместе с тем на склоновых участках особи клена единичны. Это соответствует представлениям об очень слабой устойчивости клена остролистного к заливанью [Бяллович, 1957]; она обусловлена тем, что проростки клена весной появляются очень рано, сразу после схода снега, т.е. тогда, когда залита большая часть поймы, и в первую очередь — склоновые участки. Однако и на верхних частях многих грив подрост клена в настоящее время малочислен. Отсутствие генеративных деревьев клена в современных популяциях по-видимому, связано с их вымерзанием во время суровой зимы в конце 1970-х годов. Но уже и до этого момента их численность была минимальна из-за общей затрудненности приживаемости клена в пойме и из-за целенаправленного истребления сколько-нибудь крупных деревьев местным населением для изготовления самодельных лыж, а вымерзание “довершило” урон, нанесенный популяциям. Таким образом, популяции клена в исследуемых лесах находятся в очень нестабильном состоянии, угрожающем их существованию.

Наличие в пойменной растительности участков без древостоя или с разреженным древостоем в переувлажненных понижениях очень важно для судьбы популяций деревьев-лесообразователей. Выше уже обсуждалось, что в лесных сообществах только на опушках возле крупных окон и редколесий могут нормально развиваться до старших онтогенетических состояний особи дуба и вяза. Другие лесообразователи, даже малоустойчивые к заливаниям, могут внедряться не только на опушки, но и дальше, вглубь этих переувлажненных участков, благодаря наличию там пристволовых повышений ольхи черной (*Alnus glutinosa*) и благоприятной световой обстановке. Подрост мезофильных древесных видов — ели, дуба, липы, вяза — проходит в этих местах онтогенез до генеративных состояний (g_1 и даже g_2). Хотя численность имеющих там генеративных особей этих видов незначительна,

но при критическом состоянии популяций в остальных местообитаниях и типах пойменных сообществ (как это наблюдается, например, у ели и дуба) наличие этих генеративных особей может отдалить и даже, вероятно, предотвратить полную гибель популяции.

Проведенные в поймах геоботанические исследования выявили особенности воздействия незарегулированного стока на пойменные растительные сообщества разных типов местообитаний. Основной механизм этого воздействия – создание экологических ограничений для произрастания тех или иных видов растений и обусловленное этим перераспределение конкурентных отношений в растительном сообществе. Экологические ограничения часто влияют не на всех особей вида сразу, а только на отдельные возрастные группы (прежде всего – на всходы и молодых особей), тем самым делая эти группы ключевыми для естественного поддержания популяций и для участия вида в многолетней динамике растительности.

Устойчивость растительности к воздействию незарегулированного речного стока контролировалась по состоянию эколого-ценотического спектра всего видового состава сообщества в целом, набора лесообразующих древесных видов (эдификаторов) и демографической структуры их популяций. Это позволяет получить оценки, усредненные за многолетний интервал времени (сопоставимый по продолжительности с периодом развития лесообразующих деревьев до онтогенетического состояния g_2). Анализ геоботанических данных показывает, что перечисленные выше признаки сообществ, использованные для оценки их состояния, в различной степени изменяются под влиянием режима заливаний. Эколого-ценотический спектр, который является компактной формой представления общего флористического состава растительности, очень тесно связан с режимом заливаний и при его многолетних изменениях демонстрирует заметные сдвиги, даже если анализ проводится по данным о присутствии/отсутствии видов без учета обилия. Такая чувствительность обусловлена тем, что характер этого спектра определяется индивидуальными свойствами всех видов растений, в том числе и стенотопных, т.е. выраженно реагирующих даже на небольшие изменения экологического режима, если эти изменения проявляются длительно. Пластичность эколого-ценотического спектра можно также связывать с тем, что ряд этих видов не обладают выраженными эдификаторными свойствами и целиком подчинены влиянию внешних условий. Детальный анализ компонентов спектра (конкретного набора эколого-ценотических групп и их соотношения) позволяет разграничить влияние на растительность заливания и других мощных экологических факторов.

Набор лесообразователей также регулируется режимом заливаний, но в то же время сильно зависит от других экологических свойств этих видов – светолюбия, конкурентоспособности в составе верхнего яруса. Кроме того, многие лесообразователи, сохранившиеся в составе слабо нарушенной растительности, характеризуются достаточной устойчивостью к заливаниям и переувлажнению. Поэтому динамика популяций лесообразователей и те параметры растительности, которые ею в основном регулируются, – ярусная и горизонтальная структура, общая сукцессионная динамика – менее выражено варьируют по мере изменений режима заливаний. Пределы устойчивости этих параметров к заливаниям целиком зависят от индивидуальных свойств лесообразующих видов. Но зато они нередко тесно связаны с режимом антропогенных нарушений.

Иными словами, при регулировании речного стока и связанном с ним территориальном перераспределении местообитаний общий лесной характер растительности и ее способность к самоподдержанию в исследуемых поймах могут быть более или менее благополучно сохранены (если создать специальный режим заливаний с учетом этой цели), но показатели флористического и ценотического разнообразия растительности резко изменятся, в том числе ряд видов могут полностью исчезнуть или оказаться в очень нестабильном состоянии.

В настоящее время приоритетом природопользования стало не только обустройство территорий под хозяйственные нужды, но и одновременное сохранение их биоразнообразия. Во многих ландшафтах способность служить резерватами биоразнообразия сохранили преимущественно поймы малых рек, благодаря выделению в них водозащитных территорий. Дальнейшее планирование природопользования и регулирования речного стока обязательно должно быть комплексным и согласованным для всей региональной речной сети, чтобы возможные потери биоразнообразия не имели широкомасштабного и необратимого характера.

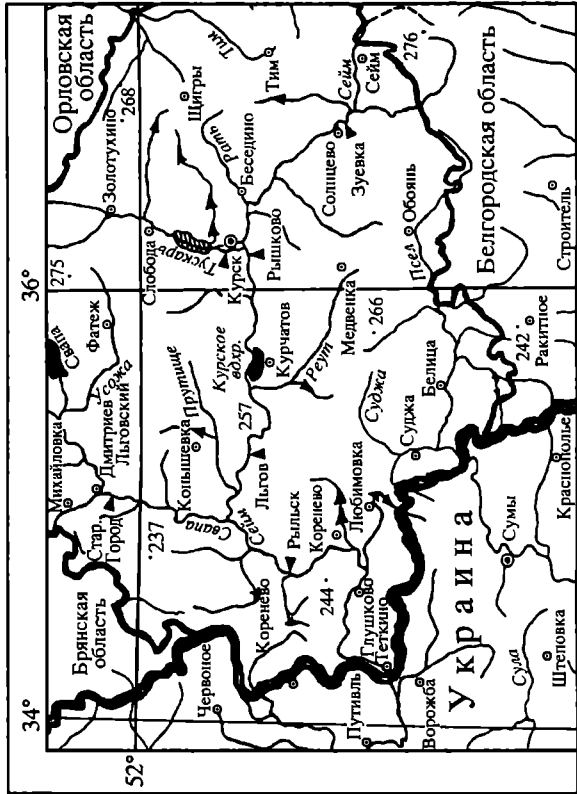
3.2. Последствия изменения режима речного стока для пойменных экосистем при создании малых (низконапорных) гидротехнических сооружений на равнинных реках

Влияние крупных гидротехнических сооружений с подпорами воды более 15 метров изучено довольно хорошо, их дестабилизирующее влияние отмечается для крупных рек (Волга, Кама, Днепр и других) на расстоянии до 100 км вдоль по течению и в полосе до 5–10 км вглубь обоих берегов реки [Авакян и др., 1987; Hochwasser..., 1988].

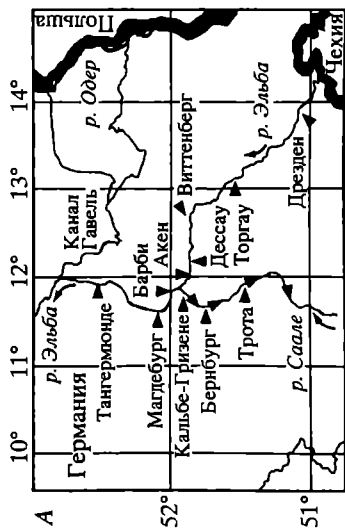
В то же время влияние на пойменные и дельтовые экосистемы низконапорных плотин (малых и средних гидротехнических сооружений с подпорами воды до 10 м), которые значительно чаще встречаются на европейском континенте, изучено недостаточно [Henrichfreise, 1995]. Это связано с объективными причинами. Подобные нарушения в ландшафтах часто не имеют явно выраженный характер. Они достаточно ограничены в пространстве поймой и отличаются затяжными, длительнопротекающими и скрытыми от визуального наблюдения процессами.

Большое количество малых гидротехнических сооружений (МГС) и повсеместное их распространение приводит к полному преобразованию исходных ландшафтов речных долин, так как ареалы преобразованных ландшафтов сливаются в единый сплошной контур в бассейнах рек в пределах отдельных регионов и природных зон. Таким образом, происходит разрастание локальных нарушений природной среды, обусловленных регулированием речного стока до региональных размеров.

По истечении довольно большого периода времени, после строительства МГС, стали визуально проявляться негативные процессы в экосистемах пойм преобразованных рек, появилась возможность наглядно оценить нарушения в почвенном и растительном покровах, а также в распределении уровня грунтовых вод. Сейчас наконец стало возможным изучение как начальных стадий процессов, так и их отдаленных последствий, связанных с гидротехническими преобразованиями 30–50-х годов XX столетия. Кроме того, во всем мире пришли к пониманию необходимости нового подхода к выделению и сохранению заповедных территорий в поймах и дельтах. Стало совершенно ясно, что простые меры охраны против прямого антропогенного воздействия: вырубок, перевыпаса, загрязнения, пожаров и проч., не способны сохранить экосистемы пойм. При разработке и планировании различных гидротехнических мероприятий необходимо принимать во внимание, что в развитии и функционировании пойменных экосистем главным является гидрологический фактор. В естественных природных условиях гидрологический режим реки определяет режим грунтовых вод в пойме и водный режим пойменных биотопов, формирование и функционирование экосистем. Факторы, так называемого косвенного антропогенного воздействия (изменение гидрологического режима рек и обводненности прилегающих территорий), приводят к полной смене одних экосистем на другие. Экосистемы, заменяющие природные, обычно менее ценные в хозяйственном отношении, менее разнообразные и низкопродуктивные.



Б



А

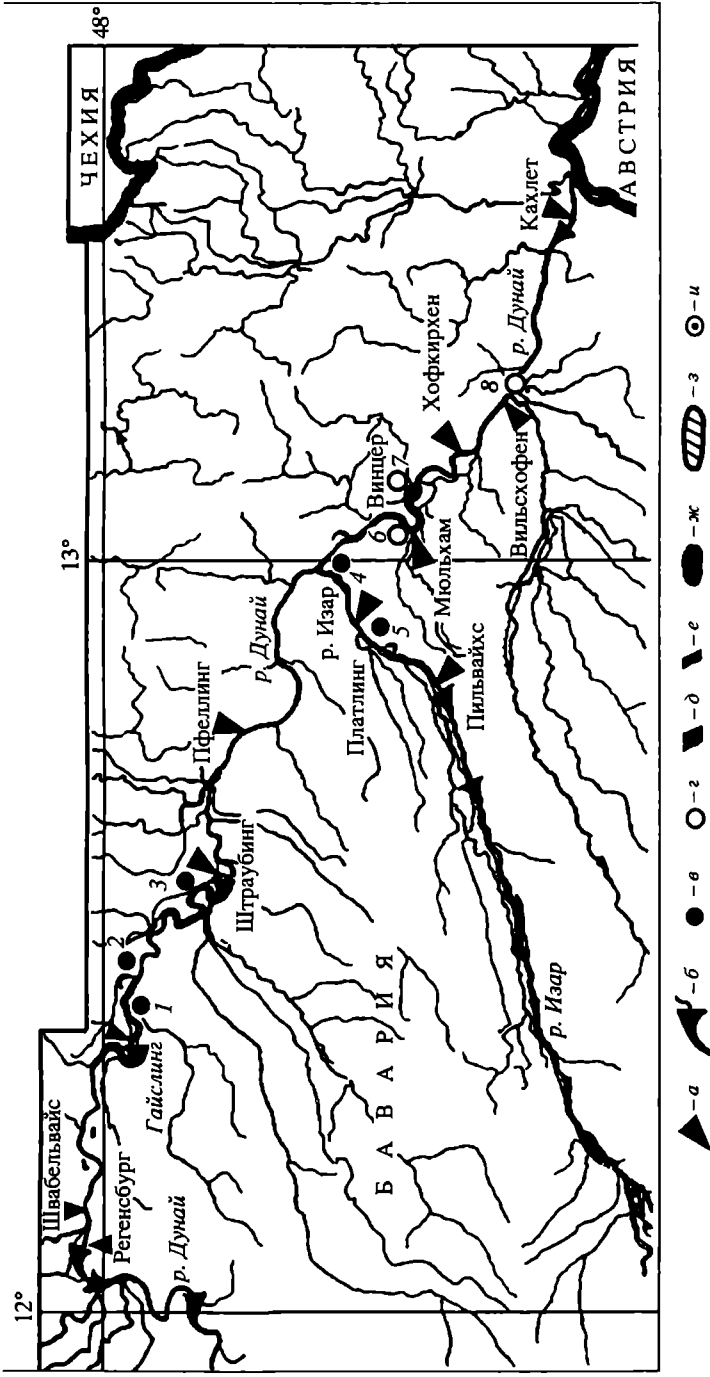


Рис. 3.2.1. Районы проведения исследования в бассейнах рек: Эльбы (А), Сейма (Б), Дуная (В)

Условные обозначения: а – гидрологические посты в населенных пунктах, б – плотины на реках, в – государственные заповедные территории (1 – Пфаттергау; 2 – Гмюндерау; 3 – Обераушлайфе; 4 – Изармонд; 5 – Пильвайхс); 2 – планируемые государственные заповедники (6 – Мюльхам; 7 – Винцер; 8 – Острова Вильсхофен); д – государственная граница, е – граница областей России, ж – существующие водохранилища, з – запланированные водохранилища, и – населенные пункты России

Основные районы исследований были расположены в бассейнах рек Эльбы, Дуная (на территории Германии) и Сейма (на территории Российской Федерации). Обследуемые участки бассейнов, находятся между 49° и 52 ° с.ш. и расположены в зоне Европейских широколиственных лесов (рис. 3.2.1). Абсолютные высоты в районе работ не превышают 320 м над у.м. В среднем течении реки Эльбы и ее притока первого порядка – реки Саале работы проводились в окрестностях городов Акен, Росслау, Виттенберг, Косвиг, Нинбург, Кальбе, в пределах полностью охраняемой зоны пойменных заповедников “Средняя Эльба” и “Нижняя Саале”. В верхнем течении реки Дунай – на территориях пойменных заповедников: Гмюндерау, Пфаттерау, Обераушляйфе, Штатсхауфен, Мюльхамершляйфе, Винцерерлетте. В России исследования велись в бассейне реки Сейм (Курская область), на заповедных территориях и землях 1-й категории Гослесфонда: Бярятинский лес, урочище Оброчное, Банищанская дача, Банищанский луг, Городской луг г. Льгова, пойма р. Тускарь.

Исследования проводились с 1996 по 2001 гг. совместными усилиями Федерального агентства по охране природы Германии (А. Хенрихфрайзе), Института водных проблем Российской Академии наук (Ж.В. Кузьмина), Московского Государственного университета (С.А. Аветян) и Института Биоэкологии Академии наук Республики Узбекистан (С.Е. Трешкин).

Планетарный характер антропогенной деятельности приводит к отклонению естественной длительной динамики биосферы, обусловленной совокупным взаимодействием факторов. В связи с возникшей проблемой климатических изменений [Будыко, 1977; Кононова, Харламова, 1982; Кондратьев, 1987] для более корректного выявления влияния речного стока на динамику пойменных экосистем при создании малых гидротехнических сооружений (МГС) анализировались изменения водного режима рек (колебание во времени уровней и расходов воды) за весь период инструментальных наблюдений, как для зарегулированных рек, так и для участков-аналогов с “условно” естественным стоком, а также годовое и сезонное изменение атмосферных осадков¹ для гидрологических постов.

Изучалось воздействие существующих малых гидротехнических сооружений: судоходных каналов и шлюзов (до 25 м шириной), низконапорных плотин с подпором воды менее 4–10 м на заповедные ландшафты, с учетом возможного влияния естественных гидроклиматических изменений на экосистемы.

¹ Анализ атмосферных осадков проводился на основе стандартизированных данных, поставляемых Россией и Германией во Всемирную метеорологическую организацию.

Анализ структуры и состава пойменных экосистем Дуная в пределах Германии, еще не затронутых активным водохозяйственным воздействием были проанализированы В.А. Цальхаймером [Zahlheimer, 1979]. Доминирующие экосистемы были представлены вязово-дубовыми, дубово-ясеневыми лесами, ивняками, а также низинными, заливными и суходольными разнотравно-злаковыми лугами. Сопоставление этих материалов с современным состоянием экосистем на участках р. Дунай, измененных из-за сооружения низконапорных плотин, выявило кардинальные изменения в пойменных экосистемах.

В бассейнах рассмотренных рек нет крупных гидротехнических сооружений, однако имеется большое количество малых плотин и шлюзов.

Река Эльба в пределах Германии не имеет плотин (табл. 3.2.1), однако, все ее притоки полностью зарегулированы каскадами плотин, построенными в разное время. Так, только в нижнем течении реки Саале, на отрезке реки длиной в 72 км функционируют четыре плотины: Кальбе, Бернбург, Ротенбург, Халле-Трота.

На реке Сейм существует лишь одно небольшое водохранилище – пруд-охладитель Курской АЭС, с полезным объемом 55,2 млн м³. Однако, как и на реке Эльбе, практически все притоки реки Сейм имеют малые плотины, пруды и водохранилища (Михайловское – 41,1 млн м³, Старооскольское – 191 млн м³), влияющие на ее гидрологический режим (табл. 3.2.2). Во времена бывшего СССР было начато строительство Курского водохранилища на притоке Сейма – реке Тускарь, объемом 60,4 млн м³, которое потом было приостановлено, и искусственный водоем не был сформирован.

Верховья Дуная – до г. Штраубинг полностью зарегулированы несколькими небольшими плотинами (табл. 3.2.3), построенными в 1987 (Швабельвайс), в 1994 (Гайслинг) и в 1998 г. (Штраубинг). Свободным осталось течение реки Дунай от г. Штраубинг до г. Пассау. Сток на этом отрезке реки Дунай, протяженностью около 95 км, находящемся на границе с Австрией, не зарегулирован, и пойменные экосистемы существуют в “условно” естественном режиме, поскольку испытывают некоторое влияние от зарегулированных притоков и противопаводковых дамб.

В бассейнах Эльбы и Дуная изучалось влияние существующих МГС, которые там служат многолетнему регулированию стока для целей водного транспорта, гидроэнергетики и борьбы с наводнениями, в России – для целей водоснабжения и орошения.

Таблица 3.2.1

Анализ трендов многолетних изменений годовых значений расходов, уровней и атмосферных осадков в бассейне реки Эльбы за период инструментальных наблюдений [Кузьмина, 2003]

Река	Пост	Значение	Расход, м ³ /с				Уровень, м	
			Период	Лет	Тренд	r	Период	Лет
Эльба	Барби	Наибольшее	1900–2001	102	–	0,11	1901–2001	101
		Среднее	1900–2001	102	+ (0)	0,01	1901–2001	101
		Наименьшее	1900–2001	102	+	0,26	1901–2001	101
Эльба	Аксен	Наибольшее	1936–2001	66	–	0,14	1899–2001	103
		Среднее	1936–2001	66	– (0)	0,05	1899–2001	103
		Наименьшее	1936–2001	66	+	0,10	1899–2001	103
Эльба	Торгау	Наибольшее	1936–2001	66	–	0,23	1901–2001	101
		Среднее	1936–2001	66	– (0)	0,09	1901–2001	101
		Наименьшее	1936–2001	66	+	0,20	1901–2001	101
Эльба	Дрезден	Наибольшее	1852–2001	150	–	0,27	1852–2001	150
		Среднее	1852–2001	150	+	0,11	1852–2001	150
		Наименьшее	1852–2001	150	+	0,40	1852–2001	150
Саале	Гризене	Наибольшее	1932–2001	70	+ (0)	0,07	1901–2001	101
		Среднее	1932–2001	70	+	0,15	1901–2001	101
		Наименьшее	1932–2001	70	+	0,41	1901–2001	101

Примечание. r – здесь и далее коэффициент корреляции линейного тренда с кривыми многолетних уровней, расходов или осадков; жирным шрифтом выделены коэффициенты корреляции со значимостью (α) от 0,1 до 0,001.

Уровень, м		Осадки, мм					Примечания Наличие МГС
Тренд	r	Значение	Период	Лет	Тренд	r	
-	0,31	Годовое	1956- 1994	39	+ (0)	0,01	Нет
-	0,50	Летнее	1956- 1994	39	-	0,24	
-	0,58	Зимнее	1956- 1994	39	+	0,30	
-	0,33	Годовое	1956- 1994	39	+ (0)	0,02	Нет
-	0,26	Летнее	1956- 1994	39	-	0,25	
+ (0)	0,03	Зимнее	1956- 1994	39	+	0,30	
-	0,28	Годовое	1956- 1997	31	+	0,17	Нет
-	0,58	Летнее	1956- 1997	31	-	0,35	
-	0,58	Зимнее	1956- 1997	31	+	0,16	
-	0,24	Годовое	1956- 1995	40	+	0,12	Нет
-	0,43	Летнее	1956- 1995	40	-	0,18	
-	0,58	Зимнее	1956- 1995	40	+	0,44	
- (0)	0,09	Годовое	1951- 1994	44	+ (0)	0,05	Плотина выше поста в 0,5 км. Сток изменен плотиной
- (0)	0,08	Летнее	1951- 1994	44	-	0,22	
+ (0)	0,08	Зимнее	1951- 1994	44	+	0,39	

На основе анализа гидрологических и метеорологических данных для 8-постов бассейна р. Эльба, 10 постов бассейна р. Сейм и 4-х постов бассейна р. Дунай, удалось выявить некоторые закономерности многолетних изменений годовых значений расходов и уровней рек, а также атмосферных осадков для каждого региона исследований (табл. 3.2.1–3.2.3).

Для бассейна р. Эльбы в регионе проведения исследований отмечается стабильная тенденция увеличения минимальных расходов воды (см. табл.3.2.1, $r = 0,26-0,41$ со значимостью $\alpha = 0,1-0,001$), которая связана с сезонным перераспределением выпадения атмосферных осадков [Кузьмина, Трешкин, 2002]. Для зимнего сезона характерно их увеличение ($r = 0,3-0,44$ при $\alpha = 0,1-0,01$; табл. 3.2.1, рис. 3.2.2). В тоже время, для многолетней динамики уровней воды характерна стабильная тенденция снижения максимальных, средних и минимальных уровней воды (табл. 3.2.1, r при $\alpha = 0,01-0,001$). Снижение уровней воды связано с врезанием русла реки на обследуемом участке [Henrichfreise, 1996] и подтверждено также нашими натурными данными по наблюдению за распределением УГВ, почв и растительности в заповеднике “Средняя Эльба”.

Для выявления влияния паводков на высокий пойменный уровень, занятый дубовыми лесами, было решено оценить изменение частоты его затопления за весь период инструментальных наблюдений. Для каждого профиля на местности и по топографическим картам определялись абсолютные отметки высокого уровня поймы² (табл. 3.2.4), которые в среднем для реки Эльбы (эталонные участки, без МГС в основном русле реки) подняты на 3,5 м над среднегодовым уровнем воды в реке и на 5,2 м над меженным уровнем (рис. 3.2.3). Затем, по гидрологическим данным определялось количество лет, в которые проходили высокие паводки, затапливающие высокие пойменные террасы, занятые дубово-вязовыми и дубово-ясеневыми лесами. Результаты анализа позволили выявить некоторые изменения в частоте затопления высокой поймы, которые и являются, на наш взгляд, основной причиной начавшейся деградации ценнейших пойменных широколиственных лесов. Было установлено, что для поймы высокого уровня отмечается наличие четкой периодичности в затоплении. Так, для бассейна Эльбы, начиная с 1856 года, были выявлены последовательно чередующиеся 15-летние периоды с максимальной (от 6 до 9 лет за 15-летний период) и минимальной (от 1 до 5 лет за 15-летний период) частотой затопления высокого уровня поймы (табл. 3.2.4). Как видно из табл. 3.2.4, на участках,

² Уровни поймы выделяются по положению УГВ в межень [Афанасьева и другие, 1979; Добровольский и другие, 1998].

подверженных сильной деградации древостоев (Гризене, Барби, Акен) отмечается нарушение в чередовании затопления высокого пойменного уровня. На обследованных участках, с 1960 года по настоящее время, т.е. в течении трех 15-летних периодов, наблюдается сокращение частоты затопления поймы (от 0 до 3 лет за 15 летний период), включая 2002 год – год катастрофического паводка. Такое изменение в частоте затоплений высокой поймы может иметь антропогенный характер, например из-за отбора части стока на заполнение водохранилищ на притоках реки Эльбы или из-за искусственного поднятия уровня воды в притоках (канализирование). Для дубово-вязовых и дубово-ясеневых экосистем обследованных заповедных участков уменьшение частоты затопления высокой поймы в совокупности с врезанием русла реки Эльбы (Барби, Акен) сказывается в первую очередь в заглублинии УГВ в вегетационный период и имеет более значимое экологическое воздействие, поскольку для бассейна Эльбы характерны летние паводки. Таким образом значительно снижается водообеспеченность экотопов высокого уровня. В тоже время в последние годы в бассейне Эльбы наблюдается значительное сезонное перераспределение осадков в сторону их увеличения в зимний период (см. табл. 3.2.1). Это при невысоких зимних температурах способствует переувлажнению почв и возникновению глеевого горизонта в первом метровом слое почвенной толщи, вызывая деградацию древесно-кустарниковых сообществ, что было отмечено нами в процессе обследования территории [Кузьмина, Трешкин, 2002; Кузьмина, Трешкин, Аветян, 2002].

Для среднего уровня поймы (рис. 2.2.3, от 54 м и выше н.у. м), занятого в основном ивовыми сообществами, характерно заглублиние УГВ в летний период в связи с врезанием русла реки. Это отчетливо просматривается в слабом оглеении почвенного профиля, в заглублинии основного глеевого горизонта на глубину более 3,1 м, в хорошо выраженном ожелезнении на большом отрезке почвенного профиля (с 60 см до 310 см), что связано с возрастанием аэробности горизонтов и является следствием значительной амплитуды колебания грунтовых вод для естественных (без регулирования) сезонных гидрологических циклов реки. Здесь установлено начало формирования водного режима почв, характерного для высокого пойменного уровня на месте бывшего среднего уровня поймы. Для ландшафтов среднего уровня поймы р. Эльбы это выражается в ухудшении состояния ивовых древостоев и в их гибели, что ведет к смене ивовых сообществ на вязово-дубовые в центральной части поймы и на ясенево-вязовые в притеррасных понижениях в естественных условиях заповедников,

Таблица 3.2.2

Анализ трендов многолетних изменений годовых значений расходов и уровней в бассейне р. Сейм [Кузьмина, 2003]

Река	Пост	Значение	Расход, м ³ /с				Уровень, м	
			Период	Лет	Тренд	r	Период	Лет
Сейм	Рыльск	Наибольшее	1935–1990	53	–	0,26	1938–1990	46
	51,57 °С,	Среднее	1935–1990	53	+ (0)	0,09	1938–1990	46
	34,7 °В	Наименьшее	1935–1990	53	+	0,67	1938–1990	46
Свапа	Старый город	Наибольшее	1927–1990	63	–	0,38	1936–1990	50
	52,11 °С,	Среднее	1927–1990	63	+ (0)	0,06	1936–1990	50
	35,07 °В	Наименьшее	1927–1990	63	+	0,80	1936–1990	50
Сейм	Мутино	Наибольшее	1926–1988	63	–	0,33	1936–1988	52
	51,40 °С,	Среднее	1926–1988	63	+ (0)	0,03	1936–1988	52
	32,60 °В	Наименьшее	1926–1988	63	+	0,69	1936–1988	52
Сейм	Зуевка	Наибольшее	1932–1990	56	–	0,26	1936–1990	47
	51,38 °С,	Среднее	1932–1990	56	+ (0)	0,01	1936–1990	47
	36,78 °В	Наименьшее	1932–1990	56	+	0,56	1936–1990	47
Сейм	Рышково	Наибольшее	1928–1990	61	–	0,34	1928–1990	61
	51,65 °С,	Среднее	1928–1990	61	–	0,17	1928–1990	61
	36,18 °В	Наименьшее	1928–1990	61	+	0,43	1928–1990	61
Тускорь	Курск	Наибольшее	1925–1990	65	–	0,36	1936–1990	55
	51,80 °С,	Среднее	1925–1990	65	+ (0)	0,07	1936–1990	55
	36,20 °В	Наименьшее	1925–1990	65	+	0,67	1936–1990	55

* – осадки приводятся для г. Воронеж (51,7 °С, 39,1 °В);

** – осадки приводятся для г. Василевичи (52,3 °С, 29,8 °В).

Примечание. Жирным шрифтом выделены коэффициенты корреляции со значимостью (α) от 0,1 до 0,001.

Уровень, м		Осадки, мм					Примечания Наличие МГС
Тренд	r	Значение	Период	Лет	Тренд	r	
-	0,31	Годовое	1918- 1995*	73	+	0,44	Плотина выше поста в 80 км Сток не изменен
+	0,35	Летнее	1918- 1995*	73	+ (0)	0,12	
+	0,42	Зимнее	1918- 1995*	72	+	0,55	
- (0)	0,05						Плотина выше поста в 45 км Сток не изменен МГС
+	0,65						
+	0,72						
-	0,38	Годовое	1881- 1995**	97	+	0,17	Сток не изменен МГС
+ (0)	0,06	Летнее	1881- 1995**	97	+ (0)	0,08	
+	0,14	Зимнее	1881- 1995**	96	+	0,25	
-	0,29						Плотина выше поста в 4,5 км Сток изменен
-	0,42						
+ (0)	0,07						
-	0,59						Подпор от плотины (ниже поста в 0,5 км) Сток изменен
-	0,57						
+	0,06						
+ (0)	0,02	Годовое	1896- 1995	96	+	0,22	Плотины ниже и выше поста
+	0,72	Летнее	1896- 1995	98	+ (0)	0,10	
+	0,84	Зимнее	1896- 1995	93	+	0,20	

Таблица 3.2.3

Анализ трендов многолетних изменений годовых значений расходов, уровней и атмосферных осадков в бассейне реки Дунай за период инструментальных наблюдений [Кузьмина, 2003]

Река	Пост	Значение	Расход, м ³ /с				Уровень, м	
			Период	Лет	Тренд	r	Период	Лет
Дунай	Швабельвайс	Наибольшее	1931–1996	66	+	0,17	1951–1996	45
		Среднее	1931–1996	66	+ (0)	0,09	1951–1996	45
		Наименьшее	1931–1996	66	+	0,27	1951–1996	45
Дунай	Пфеллинг	Наибольшее	1951–1996	41	+	0,17		
		Среднее	1951–1996	41	+	0,16		
		Наименьшее	1951–1996	41	+	0,44		
Дунай	Хофкирхен	Наибольшее	1901–2001	101	+	0,19	1951–1998	48
		Среднее	1901–2001	101	+ (0)	0,03	1951–1998	48
		Наименьшее	1901–2001	101	+	0,20	1951–1998	48
Дунай	Мюльхам	Наибольшее					1944–1998	55
		Среднее					1944–1998	55
		Наименьшее					1944–1998	55

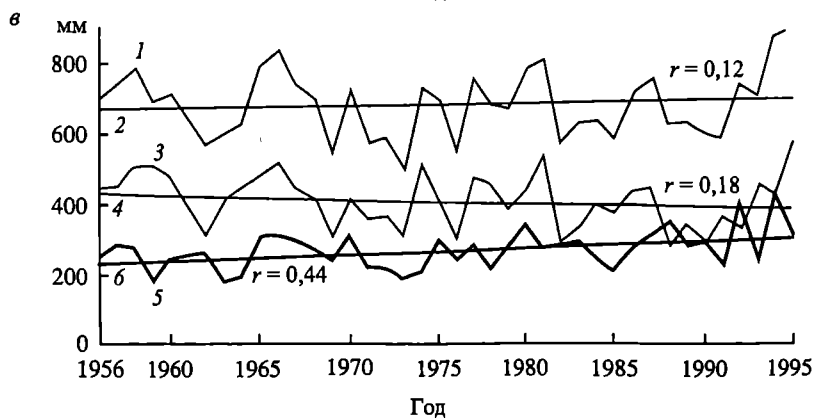
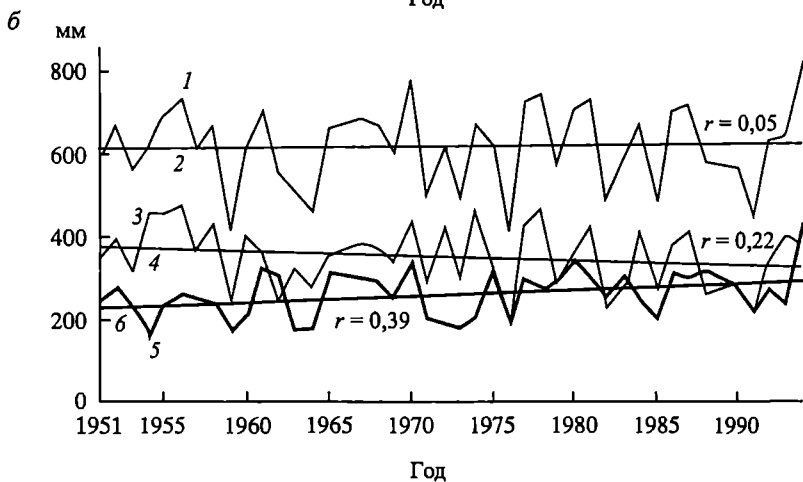
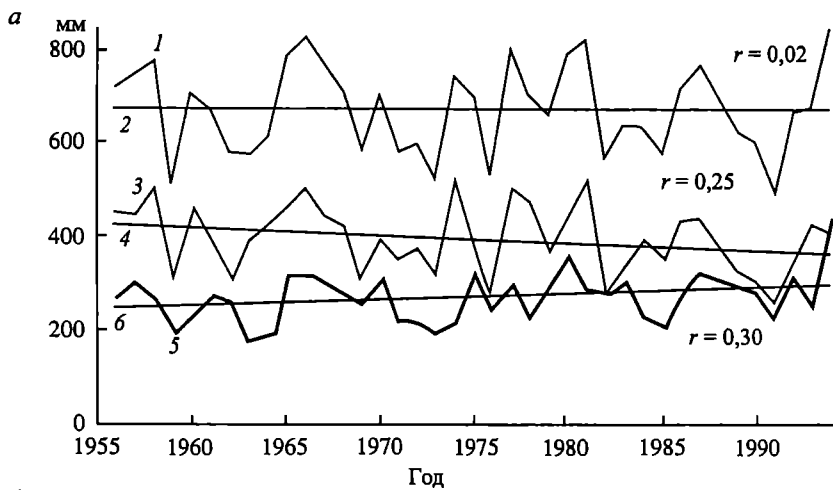
Примечание. Жирным шрифтом выделены коэффициенты корреляции со значимостью (α) от 0,1 до 0,001.

или на луговые разнотравно-злаковые сообщества на выкашиваемых участках.

Таким образом установлено, что для разных высотных уровней поймы реки Эльбы характерны разные тенденции в смене экосистем. При этом, из-за врезания русла реки и сни-

Уровень, м		Осадки, мм					Примечания Наличие МГС
Тренд	r	Значение	Период	Лет	Тренд	r	
+	0,16	Годовое	1961–1996	33	+	0,30	Плотина выше (в 4,5 км) и ниже (в 22,8 км) поста. Сток изменен
+	0,61	Летнее	1961–1996	33	+	0,24	
+	0,68	Зимнее	1961–1996	33	+	0,25	
		Годовое	1951–2002	49	+	0,17	Плотина выше поста в 15,7 км Сток изменен
		Летнее	1951–2002	49	+(0)	0,04	
		Зимнее	1951–2002	49	+	0,30	
+	0,37	Годовое	1961–1998	34	+	0,34	Плотина выше (64,4км) и ниже (27 км) Сток слабо изменен
-	0,14	Летнее	1961–1998	34	+	0,32	
-	0,32	Зимнее	1961–1998	34	+	0,22	
+(0)	0,00						Плотина выше (53,5 км) и ниже (40 км) поста. Сток не изменен
+(0)	0,07						
+	0,32						

жения УГВ в пойме отмечается деградация типичных сообществ *Salix alba* на средней пойме, а из-за нарушения режима затопления высокого уровня поймы (Акен, Барби, см. табл. 3.2.4) и изменений в сезонном распределении осадков (см. табл. 3.2.1) происходит усыхание ценных, ставших чрез-



вычайно редкими для равнинных рек Европы, дубовых лесов из *Quercus robur*.

Известно, что на реках при создании водохранилищ сезонно-регулируемого стока происходит перераспределение внутригодового стока: отмечается снижение стока весной и увеличение водности зимней межени.

Результаты исследований в пойме р. Сейм выявили аналогичные изменения в многолетней динамике водности этой реки (табл. 3.2.2; r выделены жирным шрифтом с $\alpha = 0,1-0,001$). За период инструментальных наблюдений для реки Сейм и ее притоков отмечается стабильное значимое увеличение водности в меженный период и понижение весенних уровней и расходов ($r_{Q_{\max}} = 0,26-0,38$ и $r_{Q_{\min}} = 0,43-0,80$, табл. 3.2.2; рис. 3.2.4). При этом среднегодовые значения расходов довольно стабильны (табл. 3.2.2) даже несмотря на то, что, например, для Курска с 1896 по 1995 гг. отмечается повышение выпадения атмосферных осадков (коэффициент корреляции линейного тренда и значений годовых сумм осадков 0,22 при $\alpha = 0,05$), в основном, за счет их увеличения зимой ($r = 0,20$; табл. 3.2.2, рис. 3.2.5). Сходная тенденция в перераспределении осадков, увеличении минимальных и снижении максимальных значений многолетних уровней р. Оки за 1935–1999 гг., отмечается также для Окского биосферного заповедника [Онуфреня, Горянцева, 2001]. Выявленные изменения многолетних расходов и уровней воды в бассейне р. Сейм, в целом, соответствуют общей тенденции повышения меженного стока, характерного для большинства рек России, которое объясняется глобальным потеплением климата [Шикломанов, Георгиевский, 2003]. Возможно также, что зарегулированность стока притоков реки Сейм большим количеством МГС может вносить дополнительный вклад в снижение амплитуды колебания расходов и уровней воды в его бассейне (рис.3.2.1 б).

Полученный в процессе работы совокупный анализ экологических натуральных данных и статистической обработки гидрологических и метеорологических данных позволил установить, что в пойме р. Сейм основной причиной деградации луговых экосистем является стабилизация режима УГВ в вегетационный период и увеличение оглеения верхних почвенных горизонтов из-за повышения уровней воды в реке в период летне-осенне-зимней межени и снижения годовой амплитуды колебания УГВ в пойме. Снижение жизнестойкости древостоев дуба (*Quercus robur*) на участках

Рис. 3.2.2. Многолетнее сезонное изменение осадков в среднем течении р. Эльбы
а – гидропост г. Акен р. Эльба (Кузьмина, Трешкин, 2002); б – гидропост г. Дрезден р. Эльба; в – гидропост г. Кальбе р. Саале. Условные обозначения: сумма атмосферных осадков: 1 – годовая, 3 – летнего периода, 5 – зимнего периода с их линейными трендами (2, 4, 6) и коэффициентами корреляции

Таблица 3.2.4

Снижение частоты заголения высокого пойменного уровня с середины 70-х годов в бассейне р. Эльба [Кузьмина, 2003]

Годы	Река	Период, лет	Количество лет заливания высокого уровня поймы и тенденции				Естественная тенденция заливания высокой поймы	Количество лет заливания высокого уровня поймы и тенденции				Измененная тенденция заливания высокой поймы	
			Эльба		Саале	Виттенберг		Бернбург	62,0	Саале	Эльба		Барби
Гидропост	Дрезден	Торгау	81,5	68	108,5		81,5			68	56,2	52,5	
1856-1870		15	8+										
1871-1884		15	5-										
1885-1899		15	9+										
1900-1914		15	1-	4-	1-	4-							
1915-1929		15	6+	8+	6+	6+							
1930-1944		15	2-	5-	4-	3-							
1945-1959		15	6+	8+	6+	5+							
1960-1974		15	2-	2-	3-	2-							
1975-1988		15	6+	7+	8+	5+							
1989-2003		15	4-	3-	3-	2-							

* !!! – нарушение режима чередования периодов заливания паводками.

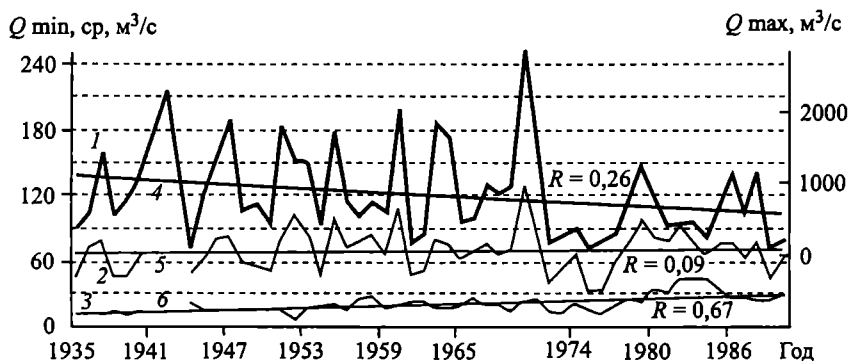


Рис. 3.2.4. Сокращение амплитуды колебания расходов воды в среднем течении реки Сейм за 1935–1990 гг., гидропост г. Рыльск (Кузьмина, Трешкин, 2002)

Условные обозначения: 1, 2, 3 – годовые максимальные, средние и минимальные расходы; (4, 5, 6) их линейные тренды с коэффициентами корреляции

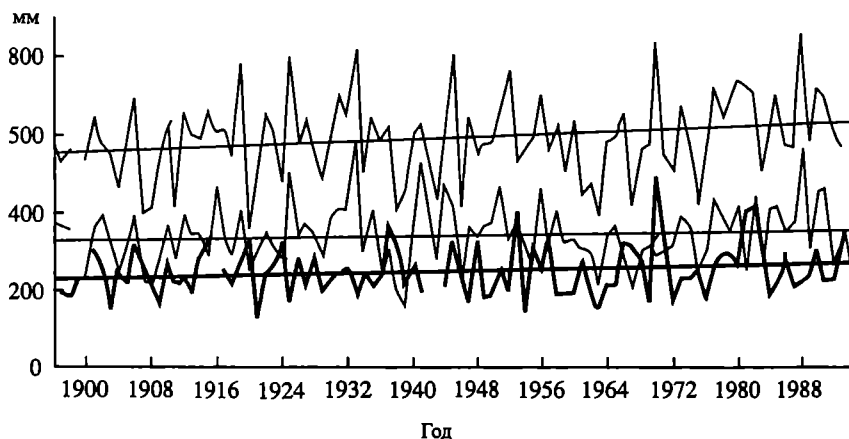


Рис. 3.2.5. Многолетняя динамика атмосферных осадков в бассейне р.Сейм: годовая – $r = 0,22$; летняя – $r = 0,1$; зимняя – $r = 0,20$ (метеостанция г. Курск)

высокой поймы связано как с изменением амплитуды колебания УГВ, так и с нарушением частоты затопления высокой поймы в последние 20 лет (табл. 3.2.5). Кроме того, увеличение выпадения атмосферных осадков в зимний период также может способствовать подъему УГВ и интенсификации процессов оглеения в корнеобитаемой толще.

Для Баварской части Дуная отмечается плавная тенденция увеличения водности реки в многолетнем аспекте, которая более значимо проявляется в повышении минимальных расходов и уровней воды (табл. 3.2.3, r_{\min} при $\alpha = 0,05–0,001$). Такое изменение многолетних гидрологических характеристик можно связать

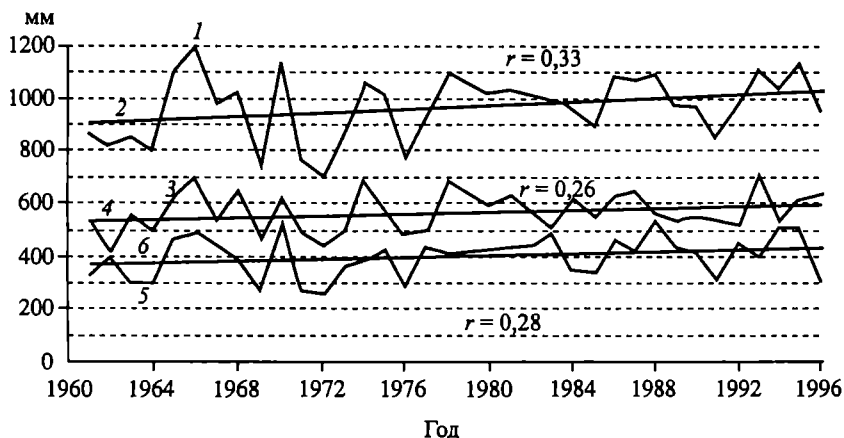


Рис. 3.2.6. Многолетняя динамика атмосферных осадков в верхнем течении реки Дунай, гидропост Хофкирхен

Условные обозначения: 1, 2 – годовая сумма атмосферных осадков и линейный тренд; 3, 4 – осадки летнего периода и тренд; 5, 6 – осадки зимнего периода и тренд

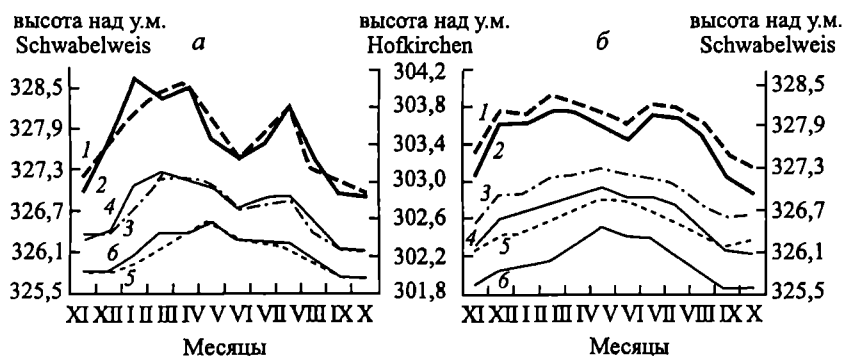


Рис. 3.2.7. Сравнение изменения амплитуды колебания уровня воды в реке Дунай на двух гидрологических постах Хофкирхен и Швабельвайс в период до (а) 1941–1960 гг. и после (б) 1971–1991 гг. зарегулирования реки (Кузьмина и др., 2000)

Условные обозначения: наибольшие, средние и наименьшие уровни воды для поста Швабельвайс/Schwabelweis – 1, 3, 5; для поста Хофкирхен/Hofkirchen – 2, 4, 6

с увеличением значений годовых сумм атмосферных осадков в бассейне верхнего Дуная ($r = 0,3-0,33$ с $\alpha = 0,1$; табл. 3.2.3, рис. 3.2.6). При этом коэффициенты корреляции линейного тренда (r) и фактических значений расходов и уровней, отражающих величину динамических изменений, для постов с антропогенно измененным стоком в 1,4–2 раза выше, чем для постов с естественным стоком (без МГС). В период до зарегулирования реки Ду-

Таблица 3.2.5

Частота заливания высокого пойменного уровня с середины 70-х годов в бассейне р. Сейм [Кузьмина, 2003]

Годы	Период, лет		Количество лет заливания высокого уровня поймы и тенденции		Естественная тенденция заливания высокой поймы	Количество лет заливания высокого уровня поймы и тенденции				Измененная тенденция заливания высокой поймы
	Река	Гидропост	Свапа	Тускорь		Сейм				
Ст. Город					Курск	Рышково	Льгов	Рыльск	Мутино	
БС, М			153,3	159,1		157,5	148,0	142,0	127,4	
1930-1944	15		3 -	4 -	-	2 -	4 -	2 -	4 -	-
1945-1959	15		8 +	10 +	+	7 +	7 +	6 +	6 +	+
1960-1974	15		4 -	4 -	-	2 -	4 -	4 -	3 -	-
1975-1988	15		8 +	10 +	+	0 -	1 -	3 -	1 -	-!!!
1989-2003	15		-	-	-	0 -	0 -	-	-	-!!!*

* !!! - нарушение режима чередования периодов заливания паводками.

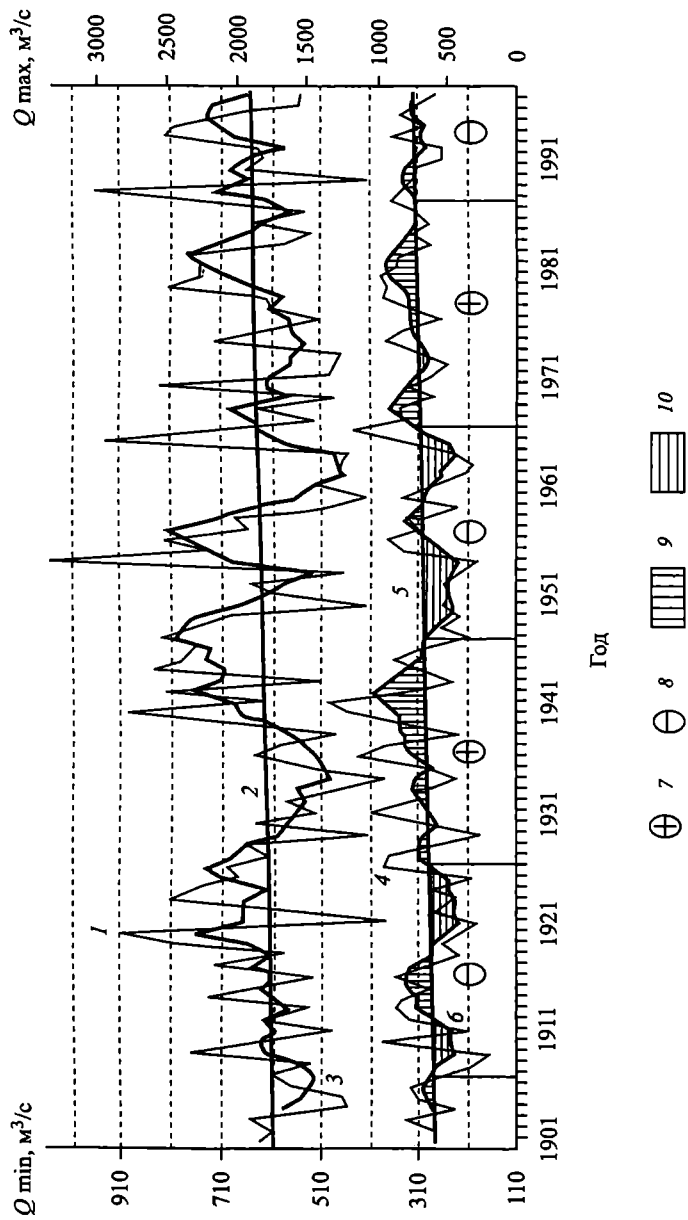


Рис. 3.2.8. Периоды повышенной и пониженной водности реки Дунай с 1901 по 1998 гг., гидропост Хофкирхен (Hofkirchen) с естественным (нерегулируемым) гидрологическим режимом (Кузьмина и др., 2000)

Условные обозначения: 1 – наибольший годовой расход (Q_{\max}); 2, 5 – линейный тренд для Q_{\max} и Q_{\min} ; 3, 6 – 4-х летняя скользящая средняя для Q_{\max} и для Q_{\min} ; 4 – наименьший годовой расход (Q_{\min}); 7, 8 – периоды повышенной и пониженной водности; 9, 10 – многоводные и маловодные годы

най (1941–1960) в районе исследований сезонное распределение расходов и уровней на всех сравниваемых гидрологических постах было идентичным (рис. 3.2.7). Таким образом, МГС, вносят значительный дополнительный вклад в изменение (увеличение) многолетних характеристик значений расходов и уровней, на фоне существующей естественной региональной тенденции повышения водности реки Дунай на исследуемом участке (см. табл. 3.2.3) в связи с климатическими флуктуациями.

В многолетнем аспекте среднегодовых и минимальных расходов и уровней воды на реках Дунай, Эльба и Сейм хорошо выделяются краткие (4–5 лет) и длительные внутривековые циклы, продолжительностью около 20 лет (рис. 3.2.8). Эти циклы водности наиболее четко выделяются на графиках на основе флуктуации минимальных и среднегодовых расходов и уровней за каждый год и их скользящих 4–5-летних средних вокруг линейных трендов расходов и уровней. В тоже время, для максимальных значений расходов и уровней более четко выделяются лишь длительные циклы водности (15–30 лет), которые так же хорошо выделяются на графиках при помощи скользящих 15-летних средних.

Нашими исследованиями установлено, что при зарегулировании речного стока системой МГС, уже через 2–5 лет после окончания строительства плотины начинается вымокание и гибель кустарников и деревьев на нижних уровнях поймы. Из состава растительности экосистем выпадают *Salix alba*, *S. triandra*, *S. wiminalis*, *S. purpurea*. На пойменных лугах средних и высоких уровней повсеместно появляются гидроморфные и рудеральные виды: *Polygonum amphibium*, *P. hidropiper*, *Filipendula ulmaria*, *Cirsium arvense*, *Carduus crispus*, *C. personata*, *Rumex spp.*, *Thalictrum spp.*, *Potentilla anserina* и др. Одновременно сокращается обилие и видовое разнообразие растительности суходольных луговых экосистем. В почвах наблюдается образование глеевого горизонта в верхней части почвенного профиля: в пределах первых 20–90 см для средних уровней поймы и в 100–150 см – для высоких пойменных террас, что абсолютно не характерно для пойменных экотопов естественных местообитаний.

Для участков рек (Эльба, Сейм), испытывающих опосредованное влияние МГС, сокращение амплитуды колебания расходов и уровней воды, а так же нарушение в чередовании затопления высокого уровня поймы, влекут за собой существенные изменения колебаний УГВ в пойме и являются основными причинами изменения местообитаний пойменных экосистем, приводя к их полной или частичной деградации, о чем сказано выше.

Важным результатом работы было обнаружение существенного влияния естественной многолетней изменчивости водности

рек на динамику растительности пойм. Это было установлено на основе анализа трендов среднегодовых уровней и расходов воды по многолетним (60–100 лет) данным гидрологических постов на обследуемых реках. В связи с тем, что многолетние тренды водности рек в разных регионах имеют различную направленность, они должны непременно учитываться при гидротехническом строительстве и планировании природоохранных мероприятий, поскольку в одних регионах они могут ухудшить сохранность охраняемых экосистем, а в других – поддержать.

Антропогенное регулирование стока рек существенно изменяет функциональную взаимосвязь компонентов ландшафта – рельефа, уровня воды в реке и УГВ в долине. Высокие элементы рельефа поймы (третья надпойменная терраса) вследствие подъема грунтовых вод переходят в ранг экологических элементов более низкого уровня. Вслед за изменением водного режима следуют изменения почв и растительности в сторону усиления гидроморфизма.

Этот антропогенно обусловленный гидрологический режим биотопов, сильно отличается от естественных условий водного режима речных долин. Искусственное поднятие и стабильно высокое положение уровня воды в реках (каналах) или на их отдельных зарегулированных участках в течение года приводит к полному изменению водного режима на всех экологических уровнях долины, в том числе и поймы, к существенным трансформациям ее природных комплексов.

В почвенном профиле пойм при этом происходит усиление процессов заболачивания почв, проявляющееся в приближении глеевого горизонта к поверхности. На растения, в особенности древесные виды, отрицательное воздействие оказывает недостаток кислорода и закисление почв. В связи с этим у древесных пород пойменной дубравы обнаруживаются признаки угнетения и отмечается массовая гибель.

Установленные в процессе исследований постепенная деградация почв, потеря их плодородия, и гибель типичной пойменной древесной и кустарниковой растительности, приводящие к обезлесиванию пойм, признаны неизбежным негативным экологическим следствием изменений природной среды, произведенных существующими низконапорными гидросооружениями.

Деградационный процесс по-разному затрагивает весь комплекс долинных экосистем, занимающих разные ее элементы. В тоже время глубина его проявления зависит и от интенсивности антропогенного воздействия – степени зарегулированности реки. Так, при наиболее значительных антропогенно обусловленных повышениях уровней воды в реке и УГВ в пойме (выше 1 м в межень) и при отсутствии ежегодных паводков возникают не ти-

пичные для пойм, болотные сообщества (*Sparganetum*, *Typhetum*) и экосистемы. При наличии постоянных паводков в зависимости от величины подпора (1–2,5 м) происходят лишь некоторые смены фитоценозов в сторону гидроморфизации на одну-две ступени в сравнении с исходными в сукцессионном ряду: *Querc-Ulmetum* → *Salicetum* → *Elytrigietum* → *Phalaretum* → *Phragmitetum* → *Bolboschetum*. При этом целостность комплекса пойменных экосистем может быть восстановлена за счет усиления гидроморфизма более повышенных, ранее внепойменных территорий.

В результате проведенных исследований в Центральной и Восточной Европе выявлено, что в поймах рек, расположенных в природной зоне широколиственных лесов, в результате гидротехнического строительства отмечаются чрезвычайно близкие по характеру процессы деградации пойменных экосистем. Так, повсюду даже незначительное антропогенное изменение средних уровней воды в реках и каналах (повышение на 0,5–1 м), влечет за собой полную перестройку пойменных экосистем и наиболее сильно влияет на экосистемы нижних уровней пойм.

Наиболее сильное негативное воздействие на экосистемы пойм оказывает сокращение амплитуды колебания уровней воды на зарегулированных участках рек и связанное с ним выравнивание внутригодовых колебаний грунтовых вод. Так, например, сокращение амплитуды колебания уровней воды в реке с 4,4 м (отмечавшееся с 1896 по 1930 гг.) до 1,2 м (установившееся к 1996–2000 гг.) привело к сокращению амплитуды колебания УГВ в пойме до 1–1,5 м. После зарегулирования реки УГВ даже в межень период на самых высоких уровнях поймы не опускается ниже 2 м, в то время как ранее УГВ в межень понижался до 4,5–5 м. В поймах рек, зарегулированных каскадами плотин (Дунай, Саале), из-за повышения значений среднегодового уровня воды и перераспределения внутригодового стока, устанавливается равное положение УГВ под лесными и луговыми сообществами, колебания УГВ по сезонам значительно сокращаются [Кузьмина и другие, 2000].

Таким образом, можно сделать вывод о том, что повышение среднегодового уровня воды в реках и каналах, а также уменьшение естественной амплитуды колебания уровней воды по сезонам и в многолетнем разрезе вызывает абсолютно идентичные негативные последствия в ландшафтах и экосистемах зоны широколиственных лесов Европы. Значительны трансформации в свойствах аллювиальных пойменных почв в сторону заболачивания и возникновения несвойственного внутрипочвенного и грунтового редуцированного оглеения в верхних частях почвенного профиля наиболее токсичного для древесных и кустарниковых сообществ.

В условиях зарегулированного речного стока существенно ухудшается состояние лугов (снижается их биоразнообразие и продуктивность) как на верхних, так и на нижних уровнях поймы по сравнению с естественными условиями: внедряются и обильно разрастаются болотные и рудеральные виды растений: *Polygonum amphibium*, *Cirsium arvense*, *Rumex spp.*, *Potentilla americana*, *Carduus crispus*, *C. personata*, появление которых даже в среднем обилии (*sol gr-sp*) на лугах средних и высоких уровней пойм уже следует считать показателями начальных стадий повышения почвенно-грунтового увлажнения (антропогенно обусловленного заболачивания). Происходит ухудшение состояния популяций пойменных дубрав и их полная гибель. Ценнейшие, типичные и наиболее разнообразные вязово-дубовые леса (*Querc-Ulmetum*) постепенно исчезают с Европейской равнины из-за переувлажнения и заболачивания пойменных почв в результате возникновения токсичного глея в верхних (менее 1–1,5 м) горизонтах почв и сокращения амплитуды колебания УГВ. Критическим для древесных видов дубрав, как показали наблюдения на реках Саале (Типпельскирхен, Нинбург), Дунай (Мюльхамершляйфе), Сейм (Льгов), является приближение глеевого горизонта к поверхности почвы ближе, чем на 1–1,5 м.

Многолетняя изменчивость водности рек, искусственный подъем уровня воды в реках и их притоках, даже на небольшую величину (0,7–1,5 м), а так же незначительный подпор воды при строительстве низконапорных плотин и шлюзов приводит к стабилизации режима увлажнения и к изменению колебаний уровня грунтовых вод в поймах, что ведет к изменению всех компонентов в экосистемах (рис. 3.2.9).

Так, в луговых экосистемах средней и высокой пойм выделяются несколько стадий их дестабилизации. На самых начальных стадиях происходит снижение проективного покрытия до 70–85% (при отсутствии выпаса). Изредка появляются несвойственные этому уровню поймы гидроморфные виды растений, например *Polygonum amphibium* или *Achillea salicifolia*, а затем на этих же участках появляются уже крупные пятна (микроочаги) гидроморфных и рудеральных видов растений, включающих *Cirsium arvense*, *Ranunculus repens*, *Potentilla anserina* и др. Формируются специфические гидроморфно-рудеральные луговые экосистемы, как это наблюдалось нами на реках Саале, Сейм [Henrichfreise, Kouzmina, 1998] и Дунай.

После зарегулирования стока низконапорными плотинами наблюдается повсеместное повышение уровня грунтовых вод, особенно в межень. Это первоначально проявляется на высоких уровнях поймы в ухудшении состояния эдификаторов лесных

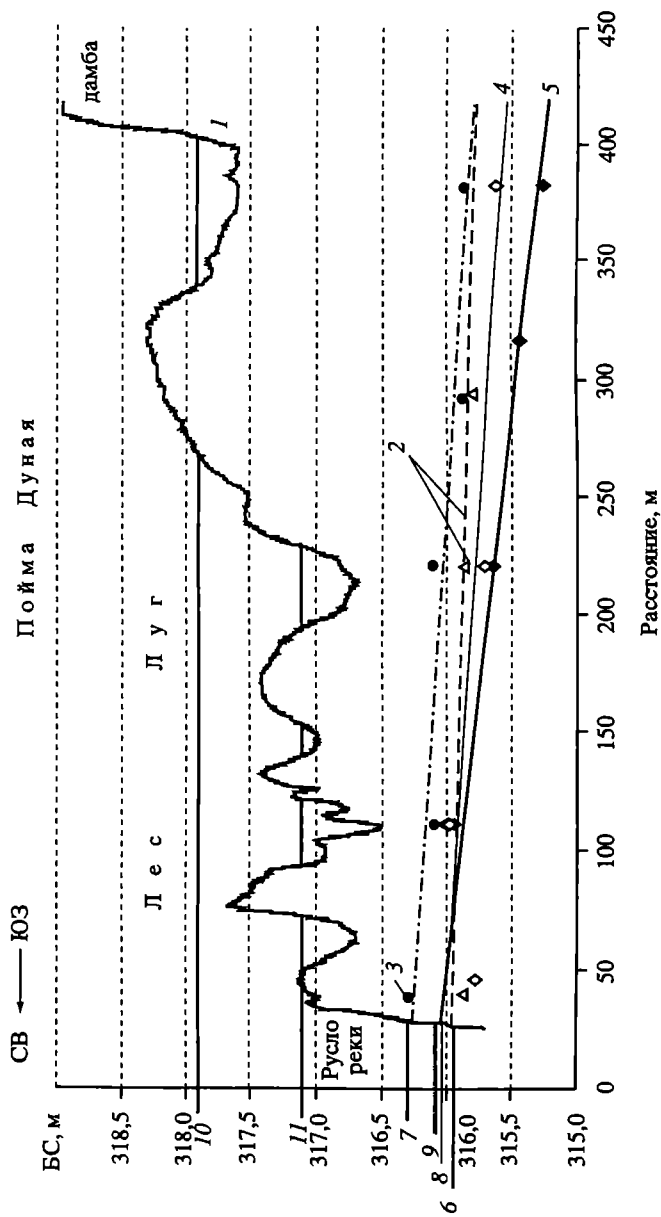


Рис. 3.2.9. Тенденция изменения положения грунтовых вод (ГВ) в заповеднике "Оберауер Шляйфе" (2329,175 км Дуная) в зоне влияния верхнего бьефа плотины Штраубинг (Кузьмина, Трешкин, 2002)

Условные обозначения: 1 – рельеф; 2–9 – ГВ – грунтовые воды (измеренные и тренд), УВ – уровень воды в реке (измеренный); 2 – ГВ в 1998 г. (межень), 3 – ГВ в 1999 г. (в катастрофический паводок), 4 – ГВ в 2000 (среднегодовое положение), 5 – ГВ в 2001 г. (среднегодовое положение), 6 – УВ в 1998 (межень), 7 – УВ в 1999 г. (катастрофический паводок), 8 – УВ в 2000 г. (среднегодовое положение), 9 – УВ в 2001 г. (среднегодовое положение), 10 – максимальный УВ 1999 г., 11 – максимальный УВ 2000 г.

экосистем, с постепенной деградацией и заменой травяных ярусов экосистем, затем все заканчивается полной гибелью пойменных вязово-дубовых древостоев.

Таким образом, на всех элементах рельефа пойм возникает нетипичный процесс формирования новых сообществ переувлажненных местообитаний. Этот сукцессионный процесс по-разному затрагивает весь комплекс пойменных экосистем, занимающих разные элементы поймы, и также зависит от интенсивности, продолжительности антропогенного воздействия и степени зарегулированности реки.

Оценка тенденций изменения в многолетнем аспекте расходов, уровней воды и атмосферных осадков, а так же выделение более длительных (15 лет) циклов для значений максимальных годовых уровней воды рек, помогли выявить нарушения в ходе естественной динамики затопления высоких пойменных уровней (см. табл. 3.2.4, 3.2.5), понять причины деградации пойменных экосистем и определить основные тенденции развития природных комплексов при зарегулировании в разных условиях [Кузьмина и другие, 2000; 2002; Кузьмина, Трешкин, 2002].

В результате проведенных исследований определены некоторые общие положения и сделаны выводы.

- Зарегулирование речного стока МГС приводит к изменению режима заливания пойм, к стабилизации режима увлажнения и к изменению колебаний УГВ в пойме, что вызывает преобразование всех компонентов экосистем, смену почвенного и растительного покровов.

- Для бассейна реки Дунай выявлено повышение водности реки (расходов и уровней), связанное с увеличением выпадения атмосферных осадков за многолетний период. При этом наиболее значимо повышаются годовые минимальные расходы и уровни воды, что приводит к активизации процессов заболачивания почв на нижних и средних уровнях поймы в незарегулированных частях реки (Штраубинг–Пассау) и к заболачиванию всех уровней поймы в зарегулированных участках реки (Регенбург–Штраубинг).

- Для бассейнов рек Эльбы и Сейма в XX столетии отмечается тенденция к внутригодовому перераспределению атмосферных осадков с увеличением их в зимний период, что способствует изменению сложившихся почвенно-грунтовых условий в поймах.

- Для этих бассейнов выявлено снижение амплитуды колебания многолетних значений уровней и расходов воды к концу XX столетия, что наряду с изменением в перераспределении атмосферных осадков, и зарегулированием стока каскадами плотин и водохранилищ на их притоках, способствует стабилизации

УГВ в вегетационный период и увеличению глееобразования в верхних и средних почвенных горизонтах, приводя к утрате естественных древесно-кустарниковых экосистем пойм.

- Наибольшие изменения за многолетний период выявлены для средних наибольших значений уровней и расходов воды (частых паводков/половодий) рек Эльбы и Сейма, которые существенно понизились.

- Выявлены четкие последовательно чередующиеся 15-летние периоды максимальной и минимальной частоты затопления высокого пойменного уровня для рек бассейнов Эльбы и Сейма. Для лесных сообществ, этого пойменного уровня, испытывающих деградацию, установлено нарушение в чередовании периодов затопления их местообитаний с конца 70-х годов XX в.

- Изучение микроочаговых проявлений в зоне широколиственных лесов показало, что индикаторами антропогенных преобразований речного стока при зарегулировании МГС становятся единые почвенные процессы и одни и те же виды растений индикаторов (сорные и гигрофиты: *Polygonum amphibium*, *Cirsium arvense*, *Carduus personata* и др.), имеющие обширный евразийский ареал. Это может привести в будущем к нивелированию растительного и почвенного покровов различных пойм, сокращению биоразнообразия, исчезновению индивидуальности пойменных ландшафтов отличающихся первоначально регионов.

- Проведенные полевые и камеральные исследования позволили выработать определенную методику оценки последствий изменения режима речного стока для пойменных экосистем, состоящую из решения блока задач:

- анализа изменений водного режима за весь период инструментальных наблюдений (колебание во времени среднегодовых, максимальных и минимальных уровней и расходов воды) и выявление направленных достоверно значимых трендов (или их отсутствия);

- выявление аналогичных и сезонных изменений атмосферных осадков для обследуемых регионов с определением достоверно значимых трендов (или их отсутствия);

- сравнение характеристик водного режима для зарегулированных и незарегулированных (условно “естественных”) рек и их участков;

- выявление частоты затопления поймы и нарушения этих ритмов (повторяемость затоплений для биотопов различных экологических уровней);

- выявление кризисных значений амплитуды колебания УГВ, на основе сравнения таковой для естественных и нарушенных сообществ;

- выявление нарушения в распределении глеевых горизонтов и характера ожелезнения в почвенном профиле на основе методики индикации почвенных нарушений по морфологическим признакам протекания окислительно-восстановительных реакций;

- построение эволюционно-динамических рядов природных комплексов для различных режимов функционирования пойм;

- выявление растений-индикаторов и индикационной роли структуры сообществ при различных изменениях водного режима [Кузьмина и другие, 2000].

3.3. Эколого-биологическая оценка влияния колебания уровня водохранилища на млекопитающих экотонной системы побережья

Природные комплексы и экотонные системы, сложившиеся в условиях естественного режима реки с созданием водохранилищ, подвергаются нарушению или полному уничтожению при поднятии уровня воды и его колебаниях. Ряд натурных исследований, выполненных в Лаборатории динамики наземных экосистем под влиянием водного фактора ИВП РАН, позволил выявить на примере поймы реки Волги специфичность структурно-функциональной организации экотонных систем, возникающих на островах и берегах водохранилищ и оценить участие в них отдельных компонентов экосистем [Залетаев, 1997; Залетаев, Стефанков, 1997]. Создание Волжского каскада водохранилищ явилось одной из основных причин существенного сокращения площади ареала русской выхухолы (вид занесен в Международную красную книгу) во второй половине XX в. Из зоны интенсивного регулирования уровня Саратовского водохранилища исчезли 33% обитающих на островах мелких млекопитающих, снизили свое обилие 55%, и только 12% остались без изменений [Шляхтин, Беляченко, 1997]. В южной части Волгоградского водохранилища была изучена структурная организация высокодинамичного вторичного экотона, сформировавшегося на острове под воздействием колебания уровня водохранилища [Шаповалова, Завьялов, 2003]. Нижняя его граница проходит по отметке, соответствующей меженному уровню, верхняя – максимальному подъему во время паводков. Четко выделяются две зоны прямого воздействия колебания уровня, суточного, верхняя граница поднимается над межнным уровнем на высоту 0,6 м. и зона ежегодного затопления, с верхней границей на уровне около 2-х м. Выше по склону следуют 2 зоны косвенного воздействия – сильного и слабого подтопления. Появление новых биотопов на Волгоградском водохра-

нилище способствовало значительному повышению видового разнообразия птиц Саратовской области. С появлением Волгоградского водохранилища произошло расширение площадей, привлекающих птиц на пролете. Это преимущественно зона суточного колебания уровня водохранилища, представленная прибрежно-водной растительностью, со сниженным беспокойством и хорошим кормом для птиц. Среди них обнаружены виды, не встречавшиеся в области до создания водохранилища. Теперь они считаются постоянно гнездящимися или летующими, регулярно посещающими область. К ним относятся: большой баклан, рыжая цапля, большая белая цапля, соловьиный сверчок, индийская камышевка.

Исследования на территории Дарвинского заповедника, на побережье Рыбинского водохранилища позволили обнаружить закономерности пространственного распределения мелких млекопитающих и изменение их численности в различных блоках экотонной зоны [Кутузов, 2000]. Наиболее четко на переувлажнение территории, обусловленное подтоплением со стороны водохранилища, реагирует рыжая полевка, существенно снижающая численность в блоках флуктуационной динамики в сравнении с дистантным блоком.

Водно-наземные экотоны образуют в любом речном бассейне огромную по протяженности и суммарной площади, чрезвычайно сложную, типологически дифференцированную сеть. Именно экотонные системы, сформировавшиеся в контактных зонах, обеспечивают активное взаимодействие биотических комплексов различных сред, что дает экотонам повышенную активность биотических процессов в биосфере и наибольшее биоразнообразие.

Представления о структурно-функциональной организации водно-наземных экотонов получили дальнейшее развитие при выполнении исследований в поймах рек и на побережьях водохранилищ России и сопредельных государств. Результаты этих исследований изложены в статьях В.С. Залетаева в монографических сборниках: “Экосистемы речных пойм” (1997) и “Экотоны в биосфере” (1997).

Структура водно-наземного экотона и особенности динамики биокомплексов в границах структурных блоков экотонных систем. Полученная натурная информация послужила также материалом для разработки генерализованной схемы (модели) структуры водно-наземного экотона [Залетаев, 1997а]. Эта схема оказалась универсальной как для речных пойм, так и для других зон влияния водных объектов на окружающую среду и может служить в качестве методического инструмента при оценке и про-

гнозе характера и скорости реакции экотонных биокомплексов на естественную динамику речного стока и на экстремальные антропогенные воздействия.

Согласно предложенной схеме (модели), водно-наземный экотон представляет собой пространство, структура которого включает несколько блоков-поясов, различающихся степенью влияния водного объекта, с одной стороны, и процессами на водораздельных территориях, с другой. Структурные блоки различаются величиной и периодичностью увлажнения, рельефом местности, составом видов, динамикой и скоростью реакции биокомплексов на изменения режима водного объекта, режима грунтовых вод и качества воды. На основании различий биологических группировок, их состава и характера динамики выделяют 5 структурных блоков:

1) центральный – амфибиальный, с инстантной (немедленной) динамикой биокомплексов – ICS Vaph-id;

2) структурный блок на суше с флуктуационной динамикой – 2SB-fd;

3) блок с дистантной (запаздывающей) динамикой, обусловленной изменениями режима грунтовых вод – 3SB-dgwd;

4) маргинальный блок с дистантной динамикой, определяемой изменениями биоценологических цепей под влиянием процессов в биоте как в пойме реки, так и на водосборе – 4SB-dbcd;

5) аквальный блок с дистантной динамикой водных биокомплексов, определяемой процессами взаимодействия с амфибиальным биокомплексом, выносом веществ с суши и распространением загрязнителей водным путем – 5AqSB-dpd.

Учитывая универсальность предложенной модели структурно-функциональной организации экотонных систем вода–суша, динамика структурных блоков была рассмотрена на широком ряде примеров. Более детально функциональная организация отдельных блоков рассмотрена на примере Нижней Волги и ее притоков [Залетаев, 1997].

Процессы взаимодействия водной и наземной среды формируют зону, размеры которой зависят от особенностей водного объекта (река, водохранилище, озеро, море), ландшафта побережья, свойств грунтов, гидрологического и гидрогеологического режимов суши, особенностей состава и динамики биокомплексов. Ширина контактной зоны, т.е. всего водно-наземного экотона в широком понимании, может быть как небольшой (до нескольких метров), так и огромной, достигающей десятков километров. Пример широких экотонных зон представляют поймы и дельты крупных равнинных рек: Волги, Дуная, Амударьи, Нила, Амазонки и многих других. Широкими оказываются зоны взаимодейст-

вия и взаимовлияния моря и низменного побережья, включающие не только литораль, но и прилежащие участки побережья, где наблюдаются нагонные явления (имеются лагуны, марши), и состав биоконплексов суши отличается от коренных зональных экосистем. Обширные экотонные зоны формируются вокруг водоемов (озер и водохранилищ), уровню воды которых свойственны периодические колебания (оз. Чад, Виктория, Каспийское море, озера в аридных районах Азии, например, в Монголии в Долине озер).

Пространственная структура экотонов “вода–суша” у разных водных объектов может существенно отличаться, однако, всюду объективно выявляется достаточно универсальная схема структурных блоков, биотическим комплексам каждого из которых свойственен специфический тип динамики. В типичном случае выделяются пять структурных блоков. Динамические процессы в природных комплексах разных структурных блоков экотона “вода–суша” различаются скоростью, разной периодичностью и некоторой асинхронностью. На основе этих признаков мы выделяем блоки с инстантной (немедленной), с флуктуационной и дистантной (запаздывающей или вторичной, опосредованной другими факторами) динамикой биоконплексов.

Центральный структурный блок водно-наземного экотона образует полоса прямого контакта воды и суши, где проявляется максимальное взаимовлияние двух сред. Этот блок характеризует “инстантная динамика” биоконплекса – немедленная реакция на изменения среды и короткопериодичные, в том числе, суточные колебания уровня воды. Для него характерны амфибиальные биотические сообщества и водные организмы, преимущественно экологически пластичные, с коротким жизненным циклом, способные выживать при временном осушении их местообитаний. Наиболее типичны сообщества макрофитов и сообщества “зооперифитона” – группировки организмов, обитающих на поверхности макрофитов и погруженных в воду объектов (термин введен А.Л. Бенингом, 1924), адаптированных к колебаниям уровня воды в водоеме и способных существовать как в водной, так и в воздушной среде. Для этого блока характерны также сообщества прибрежных мелководий – плавающих растений; сообщество беспозвоночных животных – обитателей литорали, включая виды бентоса, и сообщество видов-обитателей пляжей и маршей. В него входят птицы, гнездящиеся на пляжах и островах и кормящиеся на литорали и мелководьях, а также млекопитающие – обитатели берегов и плавней.

За этим блоком прямого контакта воды и суши вглубь побережья расположен структурный блок, характеризующийся “флу-

ктуационной динамикой” биокомплексов. Это пояс низкой и средней поймы, испытывающий регулярные или периодические затопления паводковыми водами. Для него характерны хорошо выраженная периодичность биологических процессов, отличающаяся от наблюдаемых на плакорных местообитаниях у тех же видов растений и животных, и мозаичная структура биоценотического покрова, определяемая микро- и мезорельефом местности, свойствами грунтов, их фильтрационными характеристиками, колебаниями уровня грунтовых вод и дисперсным характером распределения участков с разной степенью увлажненности; характерно быстрое развитие сукцессий и активные процессы адаптаций. Этот второй структурный блок в поймах и дельтах крупных рек может достигать ширины нескольких километров.

Следующие два структурных блока характеризуются “дистантной динамикой” биокомплексов и всех природных процессов, которые “запаздывают” по отношению к прямому влиянию водного объекта.

Третий блок представляет пояс высокой поймы, незаливаемой в паводки, но испытывающей влияние фильтрации или гидравлического подпора грунтовых вод, что сказывается на видовом составе, структуре, продуктивности биоценозов и особенностях их динамики. Экотонные биотические сообщества этого пояса включают большое число видов плакорной растительности, в том числе виды суходольных лугов и древесных пород с широкой экологической амплитудой. Динамические процессы, связанные с влиянием водного объекта, ослаблены и запаздывают, сукцессии имеют вялое течение и более активны лишь в понижениях рельефа. Здесь можно наблюдать элементарные экотонные системы в результате узко локальных сочетаний геоморфологических и гидрологических факторов и выхода на дневную поверхность грунтовых вод.

Четвертый структурный блок – маргинальный пояс речной долины, представляет собой переходное пространство между пойменными и зональными экосистемами водосборной территории. Экотонный характер биотических сообществ этого пояса выражен слабо. Он проявляется в присутствии ряда пойменных видов растений, животных и их микрогруппировок. Доминируют виды и группировки водораздельных территорий. Биотические сообщества этого пояса проявляют “дистантную” слабо выраженную динамику, что обусловлено значительной удаленностью от водного объекта и достаточно устойчивым режимом грунтовых вод. Влияние водного объекта и процессов, происходящих во втором и третьем блоках, достигает маргинального четвертого блока, главным образом, на основе развития биоценологических

цепей. В результате этого происходят перегруппировки и изменения соотношений видов в сообществах, расселение некоторых видов из низкой и средней поймы или экспансия насекомых из очагов вспышек их массового размножения, расположенных в биотопах второго и третьего блоков.

Пятый активный структурный блок выделяется на прибрежной акватории за пределами литорали и периодически осушаемых участков водного объекта. Биокомплексы этого блока характеризуются дистантным типом динамики, поскольку влияние соседнего амфибиального биокомплекса, а также наземных биокомплексов очень незначительно. На реках этот блок характеризуется быстрым водообменом и глубинами, превышающими 1,5–2 м.

Рассмотренная схема генерализованных структурных блоков водно-наземного экотона с учетом преобладания разных типов динамики биокомплексов была исследована в пойме Волги и ее притоков, в долине Южного Буга, на Средней Эльбе, на Дунае и его притоке Изар (наблюдения 1996–1997 гг.), на Амударье и Теджене.

Знание состава, количественных характеристик биотических сообществ и особенностей динамических процессов в разных структурных блоках водно-наземного экотона нужно в практических целях для управления экотонными системами и охраны биоразнообразия. Так один тип динамических процессов благоприятствует накоплению загрязняющих веществ и развитию евтрофикации, а другой способствует проявлению мембранных свойств и усилению очистительной функции биокомплексов.

Проблема взаимодействия водных объектов с окружающей средой посвящено большое число работ [Авакян и другие, 1987, 1999], но она по-прежнему остается актуальной. Данное исследование отличается рассмотрением этой проблемы на продолжительном интервале – более 20 лет (1980–2001 гг.), и локализацией исследований в разных зонах экотона “вода–суша” [Залетаев, 1997].

Определение воздействия водохранилища на окружающую среду и животный мир, в частности, выявляет огромное разнообразие форм и видов такого влияния, в особенности на береговую зону. Необходимо заметить, что это воздействие не ограничивается побережьями, оно сказывается и на миграционных маршрутах водоплавающих птиц, и на миграциях копытных и хищников. В свою очередь, эти явления в виде обратных связей отражаются на состоянии побережий. Одним из характерных последствий создания водохранилищ является значительное уменьшение биологического разнообразия на прилегающих территориях и сни-

жение численности большинства видов млекопитающих [Авакян, Подольский, 2002].

Влияние водохранилищ на зоокомплексы побережий все еще остается наименее изученным аспектом в проблеме взаимодействия водных объектов с окружающей средой. Поэтому была сделана попытка использовать данные наблюдений, накопленные в Летописях природы Дарвиновского природного государственного заповедника (ДГПЗ) и проанализировать связь колебания численности мелких млекопитающих с ежегодным изменением уровня воды в водохранилище. В связи с чем, были изучены формы, методы и результаты мониторинга территории, используемые в Дарвинском государственном природном заповеднике, оценена возможность построения Базы данных на их основе; на местности были выделены структурные части экотонной системы “вода–суша”; заложены дополнительные, к используемым в ДГПЗ, стационарные точки и проведены полевые исследования различных динамических частей экотона. Затем была разработана электронная база данных и связана с географической информационной системой (ГИС) созданной в программе ArcView 3.1. ГИС в дальнейшем использовалась в качестве информационной основы дальнейшего комплексного мониторинга динамики береговых экосистем.

В ходе работы использованы данные собственных исследований (1998–2001 гг.) по данной территории и материалы ДГПЗ за последние 20 лет. Результаты мониторинга, ведущегося в заповеднике, представлены в виде аналитических материалов статей, докладов, тезисов и данных первичной обработки – “Летописи природы” (только в нашей стране существующей системы наблюдений).

Форма представления данных в “Летописи” не дает возможности непосредственного применения имеющейся в ней информации современными средствами анализа и обработки данных. В связи с этим мы поставили задачу создания базы данных по млекопитающим территории заповедника, в которой данные учетов были бы связаны с ландшафтными условиями экотонной системы побережий и отметкой уровня водохранилища. ГИС, созданная на основе такой базы данных, позволяет анализировать материал в пространственно-временном аспекте. Для решения этой задачи обследуемая часть заповедника была зонирована по характеру увлажнения на основании экологии растительных сообществ. Участки, где проводились учеты, были выделены в виде эталонных и информация о них была дополнена сведениями об уровне грунтовых вод, а также наблюдениями за сезонным затоплением берегов [Кутузов, 2000].

Модельным объектом воздействия были выбраны мелкие млекопитающие, ввиду хорошей разработанности методов учетов, высокой абсолютной численности, что упрощает проведение статистической обработки данных. Кроме того, мелкие млекопитающие являются типичной группой с *R*-стратегией существования (высокая плодовитость и короткий жизненный цикл), что повышает “оперативность” их ответной реакции на изменения окружающей среды [Чернявский, 2002].

Характер данных, содержащихся в “Летописи”, позволил создать базу данных в виде электронных таблиц, связи между которыми можно установить по “дате”, которая представлена тремя уровнями детализации – годом наблюдений, сезоном, месяцем или более детально – числом, месяцем и годом. Среди данных выделились блоки, соответствующие их тематическому содержанию. Блок “Среда” включает таблицы данных, характеризующих основные климатические параметры – осадки и температуру; гидрогеологические – уровень воды в колодцах; гидрологические – уровень воды в водохранилище. Все указанные параметры фиксируются с разной частотой по времени и на территориально разрозненных участках. Область осреднения (или экстраполяции) этих данных также различна. Осадки и температура могут быть использованы для всей территории заповедника. Глубина воды в колодце – только для конкретных ландшафтных условий и зон экотона; уровень воды водохранилища – для определения ежегодной территории заливания. Данные были разделены на блоки “Крупные млекопитающие” и “Мелкие млекопитающие” в связи с тем, что учеты их численности ведутся по-разному. Сформированная база данных благодаря географической привязке была подключена к ГИС. Получение отчетных картографических данных в виде оперативных карт динамики численности пока не производилось. Работа в этом направлении активно ведется.

Сопоставление “пиков” колебания уровня водохранилища и “пиков” численности мелких млекопитающих, показало явно противофазный характер колебаний численности мелких млекопитающих и уровня водохранилища, с одной стороны, и хорошую корреляцию результатов с теоретически предсказанными для последовательных блоков экотона “вода–суша” – с другой (рис. 3.3.1, 3.3.2). Лесные станции (рис. 3.3.2) характеризуют водораздельные территории. Здесь, как и ожидалось, прослеживается менее четкая зависимость, численности полевок от уровня водохранилища, чем на предыдущем графике. При этом сохраняется выраженный противофазный характер колебания численности мелких млекопитающих и уровня водохранилища.

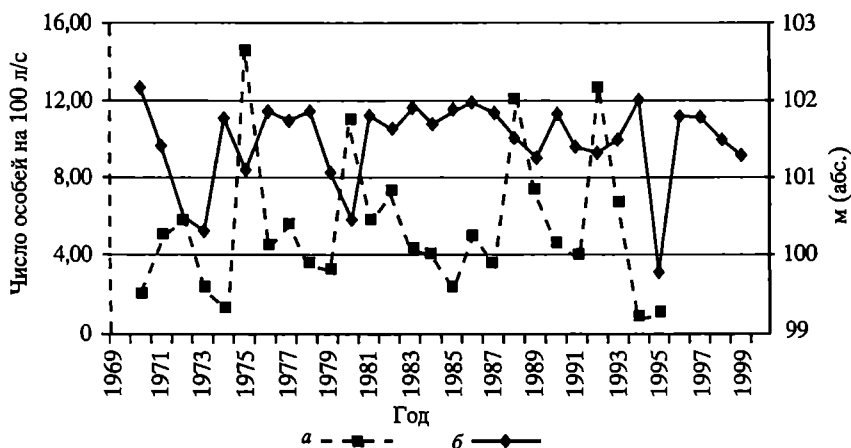


Рис. 3.3.1. Динамика численности полевки-экономки (*Microtus oeconomus*) в прибрежных стациях [по данным учетов урочища Средний Двор: 1970–1990 – на основе графиков в Летописи природы ДГЗ, 1991–1995 – данные Калецкой М.Л., 1996–1998 – данные Кутузова А.В.]

а – среднегодовая численность, б – максимальный за год уровень водохранилища

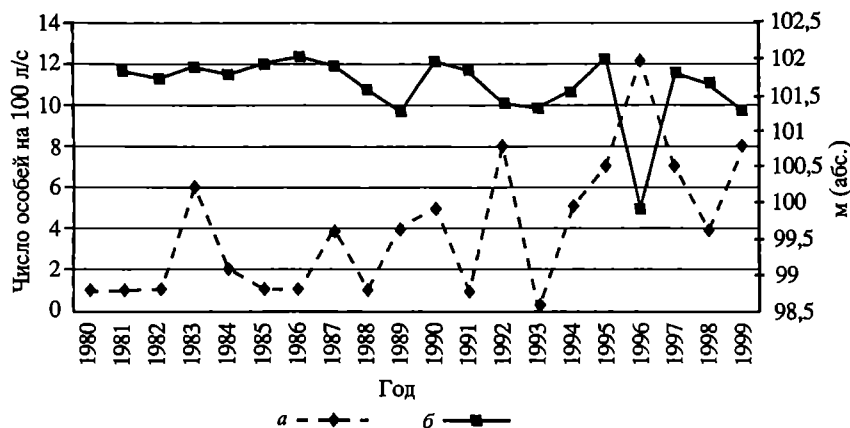


Рис. 3.3.2. Динамика численности *Clethrionomys glareolus* в лесных стациях [материалы базы данных на основе Летописи природы ДГЗ]

а – на 100 л/с рыжей полевки (ср. год); б – уровень водохранилища (макс)

На втором этапе работы обнаруженные закономерности были проверены на других группах млекопитающих для чего данные (за тот же период) по всем млекопитающим заповедника были внесены в электронные таблицы *Excel*. Для анализа данных потребовалось сформировать 4 группы млекопитающих, по методике учета и наличию количественных показателей:

1. *массовые виды* (большинство грызунов и насекомоядных) – многочисленны, данные подробны, методика учетов хорошо отработана;

2. *промысловые млекопитающие* (заяц, медведь, белка и другие) разработанная методика зимнего маршрутного учета следов (ЗМУ) и значительная численность;

3. *непромысловые* на прилегающих к ДППЗ территориях (крот, ондатра и другие) произвольный формат мониторинга. В основном – качественная характеристика численности;

4. *редкие и исчезающие* (мышь лесная, летяга, косуля) – малочисленны и единичны.

Особое внимание при анализе было уделено первым двум группам, массовые данные по которым позволят, в дальнейшем, вести статистическую обработку.

Следует, однако, вносить коррективы, учитывая несколько факторов. Так, для зайцеобразных, представленных здесь только зайцем беляком (*Lepus timidus*), методика учета отличается от прочих. Применяется преимущественно метод зимнего маршрутного учета по следам. Этот метод учета используется и для группы промысловых животных. Учетные данные для этих групп млекопитающих оказались беднее и более усредненными по территории заповедника, но ими охвачено большее пространство. Учитывалось, что беляк – первичный консумент в трофических цепях, вид с типичной R-стратегией и имеет сравнительно небольшие размеры, что сближает его с ММ.

Для зайца беляка ожидаемая противофазность динамики численности и уровня водохранилища выражена хорошо (рис. 3.3.3,а). Картина меняется при рассмотрении других первичных консументов. Динамику белки (*Sciurus vulgaris*) можно скорее охарактеризовать как запаздывающе-противофазную (рис. 3.3.3,б). Численность лося (*Alces alces*) колеблется напротив, синфазно (рис. 3.3.3,в). Во всех этих случаях проявляется связь между значением численности животных и значением положения уровня водохранилища. Из значимых факторов на характере этой связи могут сказываться только: различия в кормовой базе, морфологии (размеры, в частности) и образе жизни (здесь: наземный или древесный). Кормовые уголья лося приурочены к сезонно заливаемым территориям, к зоне временного затопления побережий водохранилища. Лось может поедать и частично затопленные растения, перемещаясь в воде, которая защищает его и от внезапного нападения. Для беляка этот способ питания и, следовательно, соответствующий корм очевидно недоступны. Явно, что питание¹ и обита-

¹ Особенностью питания белки является, также, заметное количество животных кормов. Это также отличает ее от беляка и многих полевок.

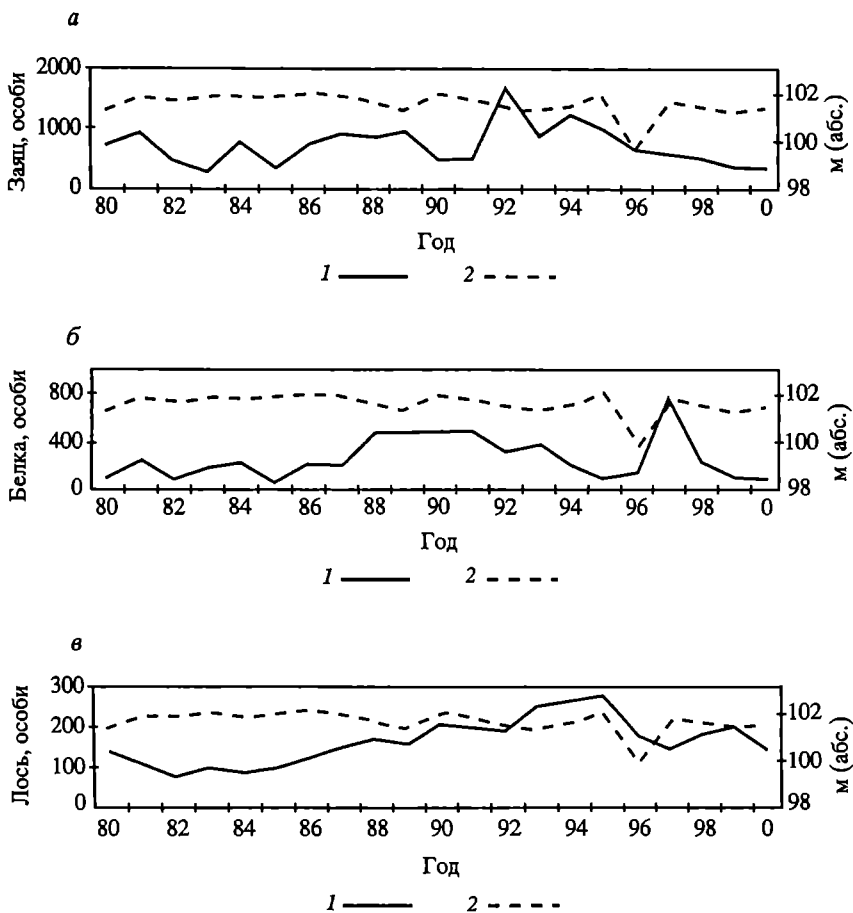


Рис. 3.3.3. Динамика численности промысловых млекопитающих и уровенный режим водохранилища

а - 1 - заяц беляк; 2 - Уровень водохранилища

б - 1 - белка; 2 - Уровень водохранилища

в - 1 - лось; 2 - Уровень водохранилища

ние белки приурочено к древесной растительности, которая не столь "оперативно" реагирует на изменение уровня водохранилища. Проблема затопления кормовых угодий ее непосредственно не затрагивает, но может проявляться косвенно, через изменение урожайности и жизненности деревьев.

Другой стороной трофического фактора является следующее звено пищевой цепи - хищники. При сравнении, для рассмотренных выше консументов-1 (травоядные), по динамике численности с динамикой консументов-2 (плотоядные) обнаруживается, в

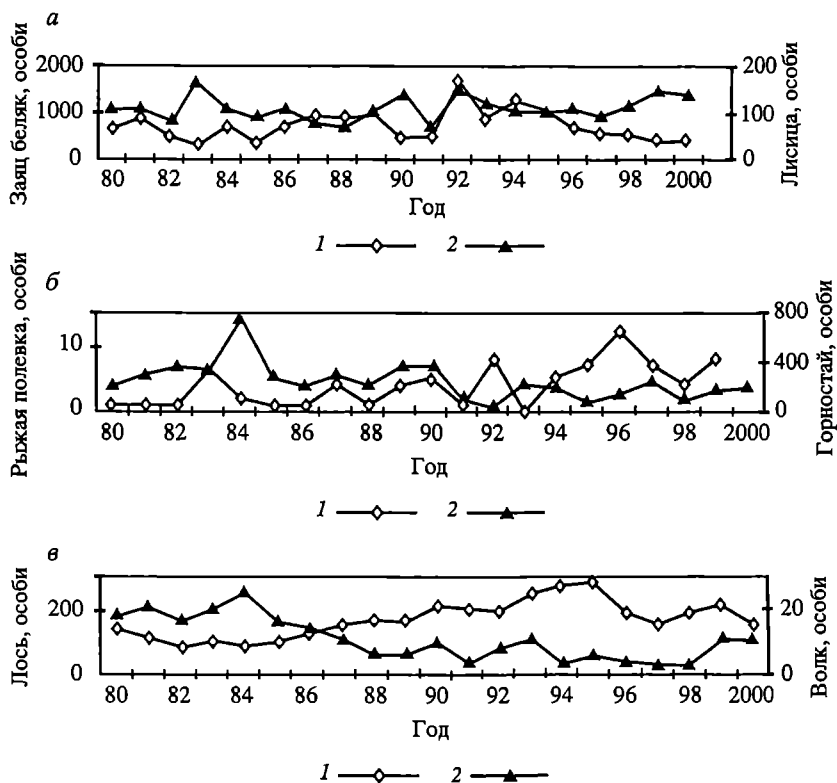


Рис. 3.3.4. Сопряженная динамика численности млекопитающих

- а — 1 — заяц беляк; 2 — лисица;
 б — 1 — рыжая полевка 100 лс; 2 — горностай;
 в — 1 — лось; 2 — волк

целом, обратная зависимость (рис. 3.3.4, а, б, в). Таким образом, и их численность колеблется согласованно с уровнем водохранилища. Объяснением в этом случае может также служить опосредованное влияние уровня режима на пищевые ресурсы. Особенности изменения численности, установленные для указанных выше мелких млекопитающих, в значительной степени сохраняются и для других их групп.

Заметные отклонения от показанной закономерности на некоторых участках графика (см. рис. 3.3.4, а и, особенно, рис. 3.3.4, б) объяснимы, учитывая невысокую пищевую специализацию этих хищников и, следовательно, возможность переключения пищевых цепей используя в пищу другие виды. Следует учитывать и внутривидовые механизмы регуляции численности (в фазу пика). Значительным вкладом в авторегу-

лящую численности является истощение кормовых ресурсов во время пика численности мелких млекопитающих, и последующее снижение численности, не связанное, в этом случае, напрямую с уровнем режимом водохранилища. Причины отклонений требуют более детальной проработки, в том числе и уточнения пространственных характеристик точек учета численности, что позволит прогнозировать динамику численности животных. В этом направлении в настоящее время и ведется работа по совершенствованию ГИС территории заповедника.

Результаты мониторинга территории Дарвинского государственного заповедника дают необходимый, но не всегда исчерпывающий материал для построения базы данных. Одним из путей совершенствования мониторинга может быть использование предложенной структуры экотонной системы для характеристики места сбора полевых данных. Дополнительные точки учета численности мелких млекопитающих позволяют привязать данные учетов к уровню грунтовых вод и обследовать новые участки экотона “вода–суша”.

Материалы учетов млекопитающих, проведенных на стационарных точках заповедника и на дополнительно заложенных точках, сведены в таблицы базы данных. Привлечены данные описания растительности в местах учетов, а также сведения по уровню грунтовых вод (среднемесячный уровень в течение теплого периода) и по уровню водохранилища (средняя, максимальная и минимальная отметка по месяцам). Подобран и оцифрован картографический материал в виде карт по: гипсометрии (1:40 000), лесотаксации (разных лет, 1:25 000 – 1:50 000) и топографии (1:20 000), представленные слоями ГИС.

Анализ базы данных по динамике млекопитающих не только подтверждает, что водохранилище оказывает существенное воздействие непосредственно на береговую зону, но показывает, что влияние водохранилища простирается далеко в глубь суши (на водораздельные участки). Общая численность видов животных, обитающих по всей территории заповедника, меняется согласованно с уровнем водохранилища. За последнее десятилетие наблюдается усиление тенденции к снижению численности большинства млекопитающих. Однако распределение млекопитающих неравномерно во времени и пространстве и усредненные данные, фиксируемые в “Летописи” не всегда правильно отражают состояние населения млекопитающих. Для более корректного определения численности животных и оценки динамики необходимо учитывать, какие зоны экотона “вода–суша” охватывают наблюдения.

3.4. Последствия изменения длительности и обеспеченности паводкового заливания Волго-Ахтубинской поймы после создания Волгоградского водохранилища для растительности

Зарегулирование стока рек в результате гидростроительства – одно из самых распространенных современных антропогенных воздействий на пойменные экосистемы. Естественный ход динамики растительных сообществ экосистем долин рек нарушается как выше створа гидроузла в связи с затоплением и развитием заболачивания, так и еще в большей мере в нижних бьефах гидроузлов вследствие частичного или полного нарушения режима поемности. Во всех этих случаях глубина изменения растительности естественных экосистем зависит от степени нарушения естественного поемного режима и географического положения территории. На участках речной поймы, где паводковое затопление прекращается, изменения растительного покрова носят катастрофический характер и легко могут быть выявлены. Если же поемный режим сохраняется, но изменяются продолжительность половодья и частота заливания, то нарушения растительного покрова не носят столь яркого характера и обнаружить их значительно труднее [Родман, Горяинова, 1978].

Режим поемности – высота, повторяемость и продолжительность паводков на территории Волго-Ахтубинской поймы, прежде всего, обусловлены климатическими параметрами Волжского бассейна. В современных условиях зарегулированного стока они в значительной степени зависят от работы всего каскада водохранилищ, в том числе и от Волгоградского гидроузла.

Управление режимом пусков из Волгоградского водохранилища все еще остается актуальной проблемой, несмотря на достаточно длительное (около 50 лет) существование гидроузла и всего Волжско-Камского каскада водохранилищ. Нерешенность этой научно-практической проблемы зависит как от объективных обстоятельств, так и от обстоятельств, которые можно отнести к субъективным. К числу первых относятся недостаток фундаментальных экологических знаний и противоречия в требованиях к режиму речного стока разных водопотребителей, и, первую очередь, – сельского и рыбного хозяйства. К числу субъективных причин можно отнести характер природоохранных парадигм и связанную с этим приоритетность водопотребителей. На современном этапе в основе природоохранной концепции лежит сохранение биологического разнообразия. Рыбное хозяйство все еще остается приоритетным водопотребителем, но все в большей степени делаются попытки учесть интересы и других компо-

нентов природной среды. Значительное внимание уделяется сельскому хозяйству и рекреации.

Весенне-летнее заливание Волго-Ахтубинской поймы во время половодий является ведущим экологическим фактором для биоты экосистем. Степень обводненности пойменных экосистем находится в зависимости от гипсометрического положения биотопа, строения поверхности и расположения по отношению к главному водотоку. По этому критерию принято различать высотно-экологические уровни поймы – низкий, средний и высокий. Каждый из них в свою очередь характеризуется по условиям затопления как долгопоемный, среднепоемный и короткопоемный; соответственно и растительность каждого экологического уровня отличается по составу, структуре, динамическим и другим свойствам [Цаценкин, 1962].

После зарегулирования стока Волгоградского гидроузла сроки прохождения паводков и длительность заливания отдельных участков поймы изменились. Изменения гидрорежима различны для разных биотопов и находятся в тесной зависимости от того, на какой высотной отметке располагается то или иное растительное сообщество. Чтобы оценить изменения в растительном покрове экосистем различных уровней поймы была рассмотрена трансформация гидрологического режима после создания Волгоградского гидроузла для различных высотно-экологических уровней. Методически эта работа выполнялась путем сопоставления для различных высотных отметок изменений, произошедших в основных показателях режима речного стока, – частоты и длительности заливания и современного состояния растительности.

Своеобразие флористического и фитоценотического комплекса экосистем Волго-Ахтубинской поймы определяется особенностями ее гидрологического режима. Формирование ботанического разнообразия шло по пути приспособления к конкретным условиям и продолжительности затопления, срокам паводка и ксеротермическому полупустынный режиму послепаводкового периода. Каждый из названных экологических факторов ограничивал набор видов, действуя как экологический лимитирующий фактор.

В современных условиях режима работы Волгоградского гидроузла на территории Волго-Ахтубинской поймы в пределах Волгоградской области нами отмечено 340 видов, относящихся к 58 сообществам из 6 классов растительности по системе Браун-Бланке.

В составе флоры преобладают представители семейства сложноцветных, злаковых, осоковых и др. По экологии в пойме господствуют мезофильные виды, в то время как в условиях

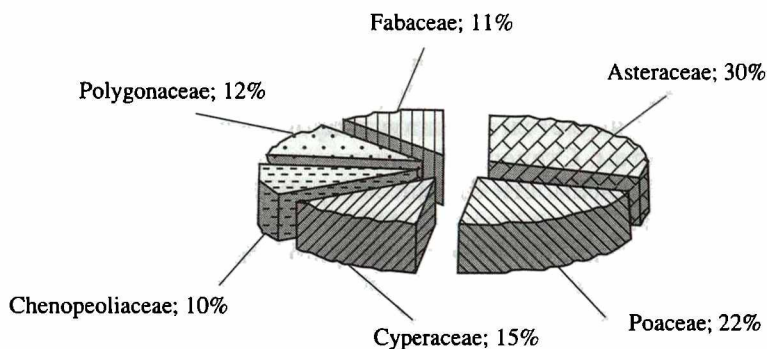


Рис. 3.4.1. Семейства, представленные наибольшим числом видов растений

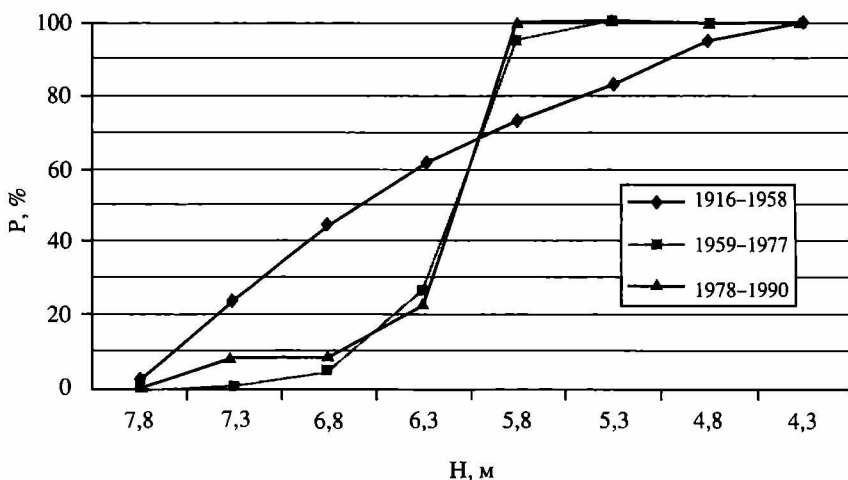


Рис. 3.4.2. Обеспеченность (P) паводкового заливания высотных уровней (H) Волго-Ахтубинской поймы за различные временные интервалы с 1916 по 1990 гг.

степной зоны преобладают ксерофиты. Соотношение наиболее крупных семейств флоры по числу видов Волго-Ахтубинской поймы представлено на диаграмме (рис. 3.4.1).

Изучение изменений в режиме заливания поймы проводилось на основании обеспеченности и длительности, устанавливаемых для различных высотных отметок поймы. На основе гидрологических данных построены графики, отражающие обеспеченность (рис. 3.4.2) и длительность (рис. 3.4.3) заливания высотных уровней в различные интервалы времени. Период 1916–1958 гг. отражает условно естественный сток до создания Волжского гид-

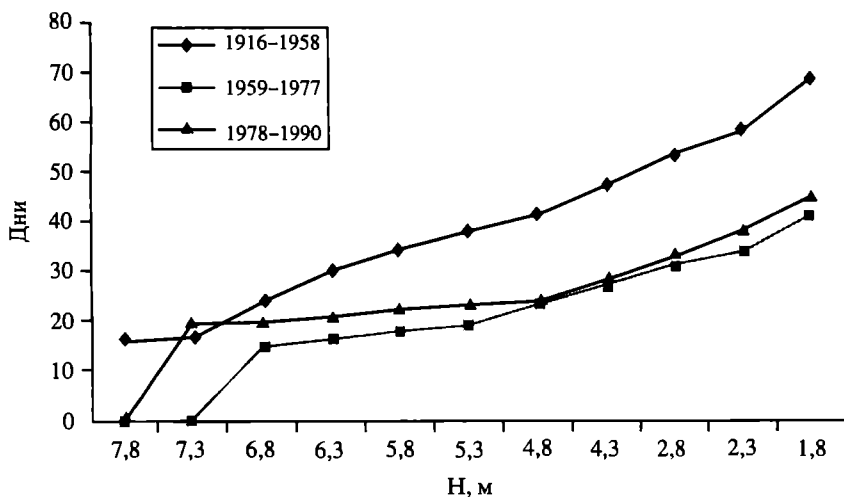


Рис. 3.4.3. Длительность заливания в паводок высотных уровней Волго-Ахтубинской поймы в различные временные интервалы с 1916 по 1990 гг.

роузла, а периоды 1959–1977 гг. и 1978–1990 гг. – зарегулированный сток Волги после его создания в годы разной водности (сниженной и повышенной – соответственно). На оси абсцисс указаны высотные отметки по рейке водомерного поста на Волгоградском гидроузле, а далее в тексте в скобках даны приведенные данные к абсолютным высотным отметкам на местности Волго-Ахтубинской поймы в ее верхней части, на границе Волгоградской и Астраханской областей.

Анализ обеспеченности паводкового заливания различных по высотным отметкам участков поймы в определенных временных интервалах (1959–1977 и 1978–1990 гг.) показывает, что они имеют значительное сходство между собой, но существенно отличаются от условно естественного режима (1916–1958 гг.).

Режим паводкового заливания (длительность и обеспеченность отдельных высотных отметок) после создания гидроузла отличается от естественного в следующих показателях:

- уровень 50% обеспеченности заливания сместился на 1 метр ниже;
- высотные отметки 6 м (–8,3 м) – по обеспеченности паводковым заливанием близки к естественному режиму
- реже стали заливаться высотные уровни выше 6 м (–8,3 м),
- чаще заливаются уровни ниже 5,8 м (–8,5 м),
- возросла обеспеченность заливания отметок ниже 5 м (–9,3 м)

Анализ графика, отражающего длительности заливания различных высотных отметок в паводок (см. рис. 3.4.3) показывает,

Таблица 3.4.1

Характер изменения гидрорежима биотопов на высотных отметках
под различными сообществами

Ассоциация	Отметки абс, м	Формация, название сообщества	Изменение частоты заливания	Изменение длительности заливания
<i>Vitometum umbellati</i>	-9,9	<i>Vitotus umbellatus</i> стрелолисто-су- саковое сообщество	Увеличение	Уменьшение
<i>Eleocharietum palustris</i>	-9,8	<i>Eleocharis palustris</i> ситняговый луг низкого уровня	Увеличение	Уменьшение
<i>Populetum tremulae</i>	-9,3	<i>Populus tremula</i> осоковый осинник	нет изменений	
<i>Caricetum gracilis</i> (Almqvist 1929) R. Tx. 1937	-8,8	<i>Carex acutae</i> мятликово-осоковое сообщество	Увеличение	Уменьшение
<i>Artemisietum prosergae</i>	-8,5	<i>Artemisia proserga</i> бодяково-полынное сообщество	Уменьшение	Уменьшение
<i>Caricetum gracilis</i> (Almqvist 1929) R. Tx. 1937	-8,5	<i>Carex acutae</i> зубровкаво-осоковое	Увеличение	Уменьшение
<i>Potentilletum bifurcae</i>	-8,5	<i>Artemisia austriaca</i> австрийскополын- ное сообщество	Сообщества затопления	вышли из-под
<i>Populetum nigrae</i>	-7,8	<i>Poa angustifolia</i> мятликовый топо- левник	Увеличение	Уменьшение
<i>Carici praecocis-Artemisietum ponticae</i> Golub et savejeva 1988	-7,4	<i>Artemisia pontica</i> мятликово- понтийскополынное	Увеличение	Уменьшение
<i>Elaeagnietum angustifoliae</i>	-7,2	<i>Elaeagnus angustifolia</i> L. мятликовый с лохом узколистным	Увеличение	Уменьшение

<i>Salicetum triandrae</i>	-7	<i>Salix triandra</i> ива трехтычинковая	Увеличение	Уменьшение
<i>Bromopsietum inermiitis</i>	-6,9	<i>Bromopsis inermis</i> кострецовый луг	Уменьшение	Уменьшение
<i>Salicetum albae</i>	-6,9	<i>Salix alba</i> ясенево-ивовый лес	Увеличение	Уменьшение
<i>Populetum nigrae</i>	-6,5	<i>Populus nigra</i> ясенево-тополевый лес	Увеличение	Уменьшение
<i>Elytrigietum repentis</i>	-6,4	<i>Elytrigia repens</i> пырейный луг	Уменьшение	Уменьшение
<i>Bekmanio-Caricetum melanostachyae Golub et Saveljeva 1987</i>	-5,5	<i>Bekmannia ericiformis</i> бекманиевое разнотравье с аспектированием дер-бенника лозного	Уменьшение	Уменьшение
<i>Rumecetum thyrsiflori</i>	-5	<i>Gaium phytosagrum</i> молочайно-подмаренниковое	Уменьшение	Уменьшение
<i>Calamagrostietum epigeos</i>	-4,5	<i>Calamagrostis epigeos</i>	Уменьшение	Уменьшение
<i>Rubio-Caricetum melanostachyae</i>	-3,5	<i>Rubia tatarica</i> черноосоково-мареновое	Уменьшение	Уменьшение
<i>Quercetum robur</i>	-3,5	<i>Quercus robur</i> солодково-дубовый лес	Сообщества вышли из-под затопления	Сообщества вышли из-под затопления
<i>Quercetum robur</i>	-3,2	<i>Quercus robur</i> кострецовый дубняк	Сообщества вышли из-под затопления	Сообщества вышли из-под затопления
<i>Hierochlo-Caricetum melanostachyae</i>	-3	<i>Hierochloa odorata</i> осоково-зубров-ковое	Сообщества вышли из-под затопления	Сообщества вышли из-под затопления
<i>Poo angustifoliae-Quercetum roburi</i>	-3	<i>Quercus robur</i> дубняк остепненный	Сообщества вышли из-под затопления	Сообщества вышли из-под затопления
<i>Quercetum robur</i>	-2,8	<i>Quercus robur</i> ежевичная дубрава	Сообщества вышли из-под затопления	Сообщества вышли из-под затопления
<i>Glycyrrhizetum glabrae</i>	-2	<i>Glycyrrhiza glabra</i> осоково-солодковые заросли	Сообщества вышли из-под затопления	Сообщества вышли из-под затопления

Таблица 3.4.1 (окончание)

Ассоциация	Отметки абс, м	Формация, название сообщества	Изменение частоты заливания	Изменение длительности заливания
<i>Salvinio-Turpeticum Golub et Mirk. 1986</i>	-10,5	<i>Turpha latifolia</i> камышово-рогозовое сообщество	Избыточное увлажнение, увеличилась	увлажнение, обеспеченность
<i>Sparganietum erecti Roll 1938</i>	-10,5	<i>Sparganium erectum</i> сусаково-ежеголовниковое	Избыточное увлажнение, увеличилась	увлажнение, обеспеченность
<i>Lemno minoris-Agrostietum stoloniferae Losev in losev et Golub 1987</i>	-10,4	<i>Agrostia stolonifera</i> сообщество полявицы столонообразующей с вербейником монетчатым, мятой полевой	Избыточное увлажнение, увеличилась	увлажнение, обеспеченность
<i>Scirpeticum lacustris Schmale 1939</i>	-10,3	<i>Scirpus lacustris</i> осоково-камышовое сообщество	Избыточное увлажнение, увеличилась	увлажнение, обеспеченность
<i>Phragmitietum communis (Gams 1927) Schmale 1939</i>	-10,2	<i>Phragmites australis</i> пойменно-грозникового сообщество	Избыточное увлажнение, увеличилась	увлажнение, обеспеченность

что произошли изменения общих сроков заливания. Количество дней паводкового заливания после создания гидроузла уменьшилось по сравнению с естественным режимом; при этом наименьшие изменения произошли для отметки 6,5 м; наиболее сильные расхождения установлены для самого низкого уровня поймы (с 70 до 42 дней). В период 1978–1990 гг. длительность заливания увеличилась по сравнению с периодом 1959–1977 гг. в пределах 10 дней; отметка 7,3 (–7), не заливаемая ранее, стала заливаться на срок до 20 дней. Для высотных отметок 4,8–3 м (–10–(–11,3)) м длительность заливания сохранилась на уровне периода 1978–1990 гг.

Характерной особенностью современного искусственно регулируемого гидрологического режима Нижней Волги являются более высокие уровни воды в водотоках в межень и, соответственно, более высокие уровни грунтовых вод в пойме. Увеличение увлажнения в пойме за последние пол века также связано с увеличением количества атмосферных осадков [Бармин, Голуб и другие 2004].

Оценка влияния изменения гидрологического режима реки на структуру растительности Волго-Ахтубинской поймы была проведена по материалам полевых наблюдений в сопоставлении с данными по длительности и частоте заливания.

На основании полевого материала была прослежена связь растительности с высотными отметками поймы. Путем сопоставления данных по изменению характеристик паводкового режима территории и особенности распределения растительных сообществ по высотным отметкам поймы, были выявлены наиболее уязвимые сообщества, подвергающиеся наибольшему воздействию в связи с трансформацией водного режима. Это позволило охарактеризовать изменения паводкового заливания различных сообществ (табл. 3.4.1).

Анализ табл. 3.4.1. показывает, что на наиболее высоких отметках поймы, вышедших из-под паводкового заливания, находятся дубовые леса из дуба черешчатого (*Quercus robur*), а также луга высокого и среднего уровня. В создавшейся экологической ситуации в результате осуществления экологических попусков из водохранилища условия произрастания пойменных дубрав серьезно ухудшились. Из-за сокращения длительности и частоты половодий, развилось засоление грунтовых вод и почв, наблюдается суховершинность и отмирание дуба, вяза (*Ulmus laevis*) и осокоря (*Populus nigra*). Изменение условий аллювиальности и зимние попуски Волжской ГЭС ухудшили возобновление и выживание пойменных ивняков (*Salix triandra*, *S. wiminalis*). Существует угроза их полного исчезновения в привершинной части поймы.

Деградация лесных экосистем связана с иссушением и засолением почв. Наиболее сильно от изменения условий увлажнения поймы пострадали наиболее зрелые лесные сообщества, представляющие конечные стадии сукцессионных смен. Это дубовые леса из дуба черешчатого. Его сообщества располагаются на вершинах высокогривистой прирусловой поймы. Установлена сопряженность степени деградации растительности с мощностью корнеобитаемой толщи почв, характером сложения (литологии) аллювиальной толщи и степенью их дренированности. Так, чем менее мощный слой ризосферы, тем больше выражены процессы ксерофитизации лесов [Невидомов, Логинова, 1993]. Дубовые леса на высоких гривах произрастают на маломощных почвах (1,5 м), подстилаемых песчаным аллювием, в связи с чем при снижении высоты паводков они быстро выпадают.

Еще одним важным фактором, ухудшающим лесорастительные условия пойменных лесов является повышение минерализации грунтовых вод и засоление почв за счет эвапотранспирации в условиях недостаточного увлажнения. Оказалось, что содержание солей в грунтовых водах под лесными сообществами в несколько раз выше, чем под луговыми [Шульга, Кулешов, 1983; Шульга и другие, 1986]. Зарегулирование стока реки привело к интенсивному накоплению солей в грунтовых водах и почвах, особенно с низкой водопроницаемостью. Это послужило причиной усыхания деревьев и впоследствии их гибели.

Для пойменных дубрав установлены два типа деградационных смен связанных с изменениями среды, определяемых по растительному покрову:

- 1) при ксерофитизации и усилении прямых антропогенных нагрузок дубравы ландышевые на пологогривистой внутренней пойме наиболее богатые в видовом отношении сменяются чистотелово-ежевичными, и далее – рудеральными – чистотеловыми или коноплевыми.

- 2) при развитии внутрпочвенного засоления дубняк злаковый сменяется солодково-злаковым, далее – разнотравно-полынно-злаковым и на заключительных стадиях формируется чистотеловый или коноплево-злаковый [Невидомов, 1993, 1994].

При этих регрессивных сменах в первую очередь исчезают травы и кустарники.

Существенные изменения произошли с вязовыми лесами. Экологически неблагоприятная ситуация ослабила их устойчивость и при вспышке голландской болезни ильмовых они практически все выпали из состава древесных сообществ.

В условиях ослабления позиций естественных лесных пород отмечается замещение их ясенем и американским кленом, интро-

Таблица 3.4.2

Соотношение живых и срубленных экземпляров дуба и его возобновления на учетных площадях
[Новикова и другие, 2003]

Номер описаний	Учетная площадь, м ²	Взрослые деревья (количество экз.)						Возобновление							
		Живые		Сухостой		Пни (спиленные)		На спиленных пнях		На живых		Семенное			
		Экз.	Диаметр, см	Экз.	Диаметр, см	Экз.	Диаметр, см	Экз.	Высота, см	Экз.	Высота, см	Экз.	Высота, см		
2*	20×20 м ²	10	21, 23, 25, 29, 27, 26, 23, 27, 28, 22	0	-	2	25, 27	0	-	0	-	0	-	2	10, 15
6*	20×20 м ²	15	25, 24, 29, 36, 25, 33, 34, 19, 27, 38, 28, 39, 42, 30, 26	2	13, 23	0	0	1	15	3	10, 15, 15	0	0	0	0
15	20×20 м ²	0	0	0	0	0	0	0	-	0	-	0	-	35	130-150
3*	100×20 м ²	171	**	13	**	68	**	7	15-20	18	15-20	0	0	0	0
4*	100×20 м ²	95	**	5	**	20	**	7	**	19	**	1	1	1	**

* выпас, ** некроз, хлороз листов дуба на 100%;

-- нет измерений

дуцированных в Нижнее Поволжье для озеленения поселков и городов. Они хорошо возобновляются в биотопах, типичных для произрастания естественных лесных сообществ.

Трансформация гидрологического режима повлекла за собой изменения в сложении растительного покрова и во флористическом составе сообществ. Наиболее заметные изменения произошли в пойменных дубравах. В сложившейся ситуации отмечается отсутствие семенного возобновления дуба, что является угрожающим показателем в условиях аридной территории Волгоградской области, где лесные сообщества занимают лишь 5% территории. Кроме того, дуб находится на южной границе своего ареала и более уязвим, чем другие виды.

Неблагоприятные условия среды и прямой антропогенный пресс вызывают болезнь растений (некроз, хлороз) и преждевременное отмирание, а вблизи селений идет необоснованная рубка (табл. 3.4.2).

Таким образом, уникальный массив дубовых лесов, располагающихся в данном районе на южной границе своего ареала, представляет лесные сообщества, находящиеся преимущественно на заключительных стадиях сукцессионного развития в поймах южных рек, испытывает прямое антропогенное воздействие (в виде стравливания и вытаптывания проростков и подроста дуба), угрожающее его существованию. В условиях отсутствия антропогенных нагрузок естественное возобновление дуба идет успешно и на участках вне дубрав [Новикова и другие, 2003].

Для оценки действия различных экологических факторов (увлажнение, богатство и засоление почв, переменность увлажнения, пастбищная дигрессия) на растительные сообщества Волго-Ахтубинской поймы в пределах Волгоградской области, с использованием обширного массива геоботанических описаний, был выполнен анализ экологических ареалов сообществ по соответствующим шкалам Л.Г. Раменского и оценено соответствие современного увлажнения биотопов длительности заливания.

При обработке полевых данных каждое геоботаническое описание получило конкретное значение методом расчета средневзвешенной середины интервала по шкалам Л.Г. Раменского. Предварительный анализ показал, что наибольший разброс растительные сообщества имеют по шкале увлажнения (рис. 3.4.4). Поэтому нами были построены графики, связывающие шкалы увлажнения с другими шкалами (рис. 3.4.4 – рис. 3.4.6).

По фактору увлажнения все сделанные нами описания распределяются в границах 7 классов: лугово-степное, сухолуговое, влажнoluговое, сырлуговое, болотно-луговое и болотное увлажнение. Этот диапазон увлажнения отмечен на перепаде высот

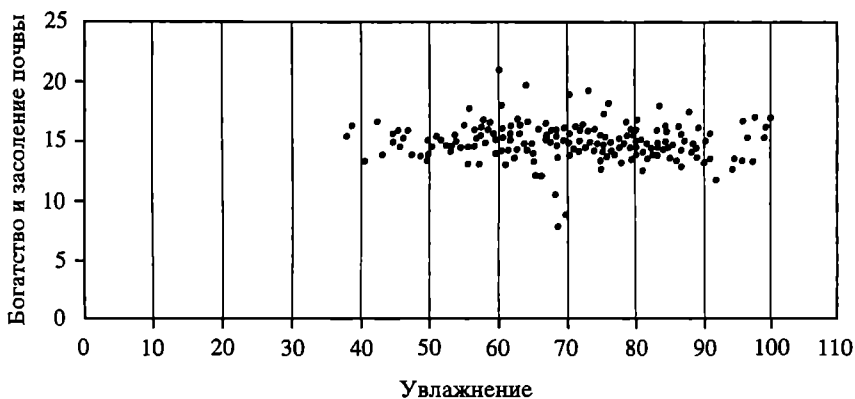


Рис. 3.4.4. Положение сообществ в шкалах “Богатство и засоление почвы” и “Увлажнение”

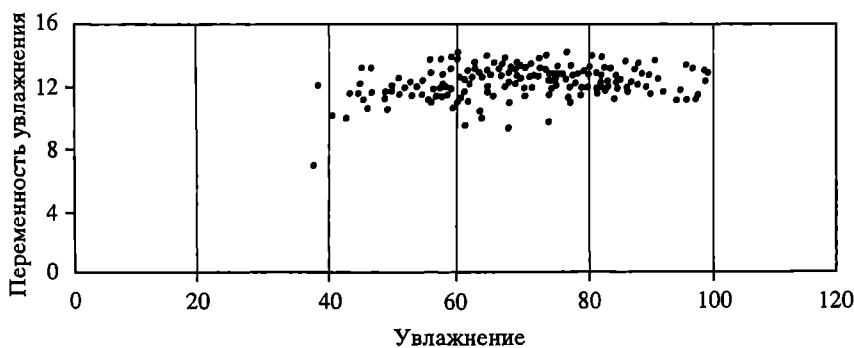


Рис. 3.4.5. Положение сообществ в шкалах “Переменность увлажнения” и “Увлажнение”

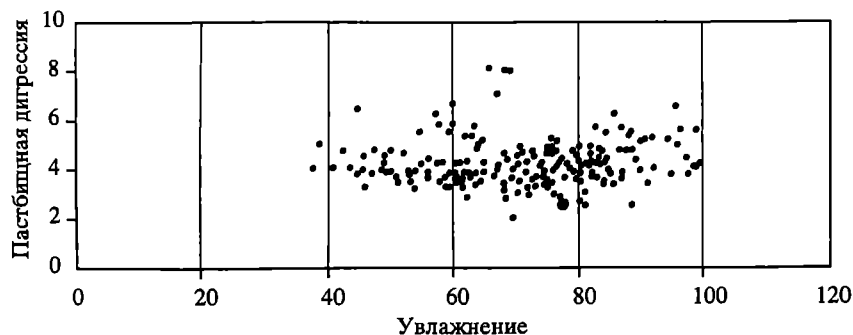


Рис. 3.4.6. Положение сообществ в шкалах “Пастбищная дигрессия” и “Увлажнение”

Таблица 3.4.3

Геоботанические описания на профиле в 3 км от хутора Булгаков

	Параметры									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1										
Расстояние от уреза воды	1,5	1	1,2	1,2	0,2	0,3	0,05	0,05	0,1	
Шкала переменной влажности	11,95	11,43	11,58	13,19	13,4	12,75	12,06	12,57	11,9	
Пастбищная дигрессия	4,4	3,5	3,62	3,38	4,67	5,75	4,83	4,25	4,92	
Шкала богатства и засоления почвы	15,02	16,62	16	15,21	16,04	16,1	14,6	14,21	14,23	
Шкала увлажнения	77,47	57,82	58,61	68,47	70,95	57,83	75,36	71,73	70,56	
Высота, м над урезом воды в межень	2,8	7,3	6,8	4,3	6,3	6,8	4,8	7,8	6,8	
Почва*	1	1	1	2	3	3	4	5	5	
Номера точек профиля	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Название растений						Обилие вида				
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<i>Agrimonia eupatoria</i>		1	1	1						
<i>Althaea officinalis</i>				1		1				
<i>Aristolochia clematitis</i>	1	1	1	1					1	
<i>Artemisia pontica</i>		1		1		1				
<i>Artemisia procera</i>					4					
<i>Asparagus officinalis</i>				1					1	
<i>Bromopsis inermis</i>						1				
<i>Calystegia sepium</i>							1			
<i>Carex acuta</i>	3	4	1	1			1	4		
<i>Carex melanostachya</i>				4			1			
<i>Chaiturus marrubiastrum</i>			1				1		3	
<i>Chenopodium album</i>			1				4			
<i>Cichorium intybus</i>	1	1	1			1				

Таблица 3.4.3 (окончание)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Rumex stenophyllus</i>							1		
<i>Salix alba</i>							3		
<i>Senecio jacobea</i>					1				
<i>Silaum silaus</i>								1	1
<i>Sonchus arvensis</i>	1	1							
<i>Stachys palustris</i>	1						1		1
<i>Symphytum officinale</i>									
<i>Thalictrum minus</i>							1		
<i>Thalictrum simplex</i>									1
<i>Valeriana officinalis</i>									1
<i>Veronica longifolia</i>							1		1
<i>Vincetoxicum scandens</i>					1				
<i>Xanthium albinum</i>	1					1			

* **Примечание:** Цифрами в строке обозначены следующие виды почв: 1 – Аллювиально-дерново-зернистая среднемошная легкосуглинистая на песках, 2 – аллювиально-дерново-луговая сильноогуленная среднемошная на песках, 3 – аллювиально-дерново-луговая залежная тяжлосуглинистая на глинах, 4 – песок, 5 – аллювиально-дерново-зернистая среднемошная на песках.

в 7 м (от меженного уровня до вершин самых высоких грив). В южной части поймы согласно данным В.Б. Голуба и В.Н. Пилипенко (1985) для растительных сообществ установлено меньшее число классов по увлажнению (только 5), что можно объяснить меньшей амплитудой рельефа (только 3 м).

По шкале богатства–засоления почвы все описания попали в интервал между 13 и 17 ступенями, что соответствует значениям “довольно богатые” и “богатые”. Это можно объяснить тем, что засоление биотопов слабое сульфатное (нетоксичное для растений) и не является существенным фактором дифференциации сообществ. Это же подтверждается и другими исследователями. По мнению Л.С. Родман (1978) засоление почв почти не отражается на растительности в верхней части Волго-Ахтубинской поймы.

На графике (см. рис. 3.4.5) видно, что по переменной увлажнения все описания располагаются в интервале значений 8–14, что соответствует умеренно- и сильно-переменному классам. Из этого следует, что сообщества поймы находятся в условиях, не очень резко различающихся по переменной увлажнения в течение всего вегетационного периода, что характерно для растительности пойм субаридных и аридных территорий.

По шкале пастбищной дигрессии описания укладываются в 6 классов от слабого влияния выпаса до полусбитой и сбитой растительности, что свидетельствует о сильной пастбищной нагрузке. Это подтверждается значительным участием адвентивного элемента во флоре изучаемой территории – 45 видов, что составляет около 5% от всего количества видов, отмеченных в этом районе.

Для экологической оценки пойменных биотопов на прирусловой высокой гривистой пойме в условиях измененного гидрологического режима был заложен экологический профиль протяженностью 3 км от уреза воды вглубь поймы (табл. 3.4.3). Растительные сообщества профиля локализованы на определенной высотной отметке, и, соответственно, связаны с определенным уровнем увлажнения биотопов. От этого зависит распределение различных экологических групп растений по профилю, что дает нам возможность оценивать по флористическому составу сообщества увлажненность биотопа (рис. 3.4.7).

Как видно из графика (рис. 3.4.8), современное увлажнение биотопов, рассчитанное по растительности коррелирует с длительностью стояния паводковых вод на данной высотной отметке. Значение коэффициента корреляции (K) равно 0,77; при этом уровень значимости (p) = 0,025. Таким образом корреляция достоверная, так как значение $p < 0,05$. Коэффициент корреляции между продолжительностью паводкового заливания до зарегули-

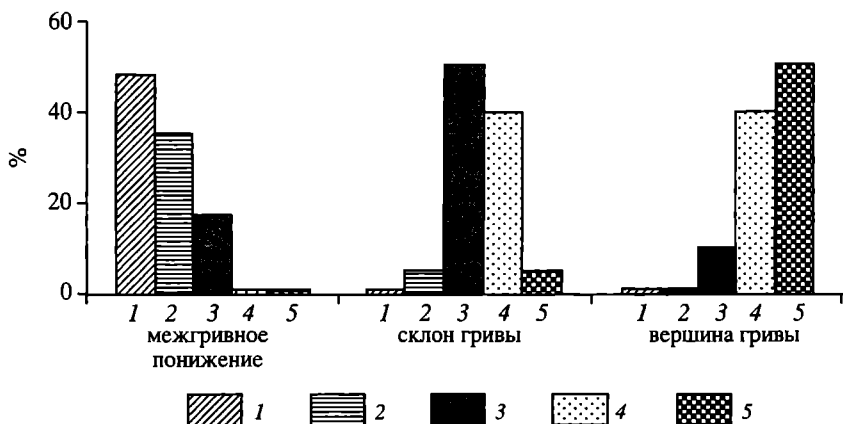


Рис. 3.4.7. Соотношение гидроэкологических групп растений на разных элементах рельефа

1 – гигрофиты; 2 – гигромезофиты; 3 – мезофиты; 4 – мезоксерофиты; 5 – ксерофиты

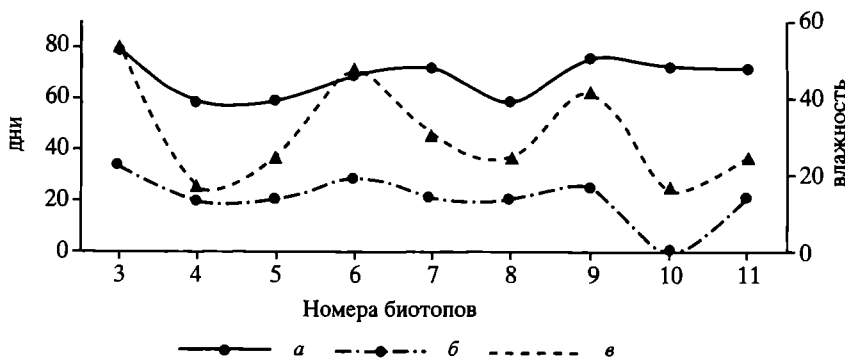


Рис. 3.4.8. Значение увлажнения биотопов в зависимости от продолжительности паводкового заливания

а – значение влажности по шкале; б – продолжительность паводкового заливания в зимний период; в – продолжительность паводкового заливания до создания ГЭС

рования стока и влажностью составляет лишь 0,6053, $p = 0,084$; это значит, что она статистически значима, но слабее, чем в первом случае. Следовательно, что экологическая характеристика биотопов по этому показателю в настоящее время соответствует сложившемуся гидрорежиму. Очевидно также, что произошло нивелирование разницы длительности заливания гряд (точки 3, 6, 9) и межгрядных понижений (точки 4, 8, 10) по сравнению с условно естественным периодом.

Это можно объяснить смещением мезогигрофитов вниз по профилю, а уменьшение переменности увлажнения привело к увеличению сухолуговых видов на лугах высокого *Artemisia austriaca*, *Galium verum*, *Festuca valesiaca*, *Dodartia orientalis* уровня. Изменение условий обитания повлекло за собой ослабление конкурентоспособности аборигенных видов и в сообщества стали внедряться адвентивные виды *Ambrosia artemisiifolia*, *Bidens frondosa*, *Helianthus lenticularis*, *Xanthoxalis corniculata*, *Sorgum halepense*. Также на лугах увеличилось распространение сорняков (*Cannabis ruderalis*, *Chenopodium album*, *Acroptilon picris*) в связи с увеличением пастбищной нагрузки, что так же связано с уменьшением продолжительности паводка и возрастанию доступности этих участков.

Таким образом, можно констатировать, что для территории Волго-Ахтубинской поймы выявлена приуроченность растительных сообществ к высотным отметкам поймы, которые охарактеризованы по условиям заливания в паводок в настоящее время. В сравнении с естественным режимом отмечено возрастание ксерофитных биотопов. Высотные уровни и приуроченные к ним сообщества четко разделяются на не испытывавшие изменений, вышедшие из-под влияния паводков и испытывавшие усиление или ослабление их воздействия.

Обследование дубовых лесов, расположенных на высотных уровнях, подвергшихся наибольшему изменению обводнения, выявило отсутствие в них семенного возобновления и 100% поражение листьев некрозом и насекомыми. Современное успешное семенное возобновление отмечается на более низких высотных уровнях внутренней поймы, преимущественно на участках, удаленных от населенных пунктов.

Эти наблюдения дают основание считать, что при организации экологического мониторинга при выборе ключевых участков следует учитывать особенности изменения режима обводнения территории от условно-естественной водности периода.

Использование шкал Л.Г. Раменского для оценки действия различных экологических факторов на растительные сообщества на территории северной части Волго-Ахтубинской поймы позволило выявить, что наиболее сложная дифференциация характерна по факторам увлажнения (7 классов) и пастбищной нагрузки (6 классов). По условиям переменности увлажнения и богатства и засоления почв условия среды различны в меньшей степени (2–3 класса).

Увлажнение биотопов прирусловой поймы адаптировано к современному гидрологическому режиму и характеризуется обилием сорных видов, семена которых разносятся водой, таких как *Xanthium albinum*, *Sonchus arvensis*, *Cyclachaena xanthiifolia*.

3.5. Оценка воздействия гидромелиорации на экосистемы речных пойм гумидной зоны

В условиях хозяйственно освоенного и густонаселенного Подмосковья поддержание и восстановление водно-болотных экосистем имеет большое значение для сохранения дикой природы. В настоящее время, когда территория Московской области уже миновала пик антропогенной трансформации болотных массивов и пойменных угодий, начались процессы стабилизации и восстановления нарушенных экосистем. Выделение и сохранение ключевых участков в сложившемся экологическом каркасе территории, а также поддержание самого экологического каркаса, основой которого являются малые реки и другие водно-болотные угодья, является серьезной природоохранной задачей. Проблема реставрации нарушенных водно-болотных угодий также чрезвычайно актуальна для Московской области. Обводнение выработанных торфяников и переосушенных торфяных болот не только способствует восстановлению водно-болотных экосистем и сохранению биоразнообразия, но и повышает устойчивость территории к пирогенному прессу. Для определения экологического состояния и ценности водно-болотных угодий использовалась фауна птиц как одна из важнейших составляющих их экосистем.

Исследования водно-болотных экосистем разной степени нарушенности, их роли в сохранении биоразнообразия региона и методические разработки возможных способов их восстановления проводились на территории Дубненско-Яхромской низины.

Нами были выделены три варианта антропогенно-измененных пойменных ландшафтов, отличающихся по характеру гидромелиорации, дальнейшему хозяйственному использованию и степени трансформации. К первому относятся относительно слабо нарушенные пойменные угодья бассейна реки Дубна. Здесь существует система ООПТ “Журавлиная родина”, характеризующаяся высоким биоразнообразием, а также большим разнообразием водно-болотных угодий различных типов и различных размерных классов. Хозяйственная деятельность здесь ограничена и ведется только на примыкающих к ООПТ территориях. Ко второму варианту относятся сельскохозяйственные ландшафты пойм ряда малых рек, в том числе Яхромы. Это сильно преобразованные территории, сохраняющие биоразнообразие в основном за счет мозаичности ландшафта или за счет соседства с мало нарушенными природными угодьями. Здесь ведется сельскохозяйственная деятельность различной интенсивности. К третьему варианту относятся полностью трансформированные угодья, на

которых проводились торфоразработки. В настоящее время они представлены карьерами и залитыми торфяными полями с различными стадиями зарастания. Такие угодья используются в основном для рекреации.

3.5.1. История освоения и современное состояние водно-болотных угодий Дубненско-Яхромской низины

Дубненско-Яхромская низина расположена в Талдомском, Дмитровском и Сергиево-Посадском административных районах Московской области. Это болотистая равнина площадью более 600 км². Ее северо-восточную часть занимает бассейн реки Дубны, а юго-западную – бассейны ее притоков, рек Сестры и Яхромы. Эта территория по своему происхождению и современным ландшафтам составляет единое целое. Реки Дубна и Яхромы текут по древней ложбине стока талых ледниковых вод в северо-западном направлении и составляют часть бассейна Верхней Волги.

Образование ложбины, занятой ныне речными долинами, относится к эпохе московского оледенения. В то время в южной части Верхневолжской низменности, вдоль подножия северного склона Клинско-Дмитровской гряды существовал обширный поток, противоположный современному течению р. Дубна. Выработанная им широкая ложбина со временем заполнилась песчаным аллювием и распалась на несколько бессточных заболоченных озерных бассейнов с дельтами, сформированными впадающими в них реками.

Составляя часть Верхневолжской низменности, Дубнинско-Яхромская низина имеет свои ландшафтные особенности. Она выделяется среди окружающей местности не только пониженным рельефом и геологическим строением, но и целым рядом других ландшафтных особенностей: режимом грунтовых и поверхностных вод, почвенным и растительным покровом, микроклиматом.

До начала освоения пойм рек Дубны (1932 г.) и Яхромы (1941 г.) характерной особенностью ландшафтов являлось преобладание травянисто-кустарниковых низинных болот с мощным (4–5 м) торфяным покровом [Абатуров, 1961]. Площадь земель пойменного расширения Дубны составляет 30 696 га. А.Ф. Флёрв [Флёрв, 1922], занимаясь ботаническими исследованиями в этом районе, характеризует его как бесконечную цепь болот и озер, среди которых река расчленялась на отдельные протоки и местами терялась в болотах (рис. 3.5.1). Значительную часть заболоченной поймы Яхромы (общая площадь 10 500 га)

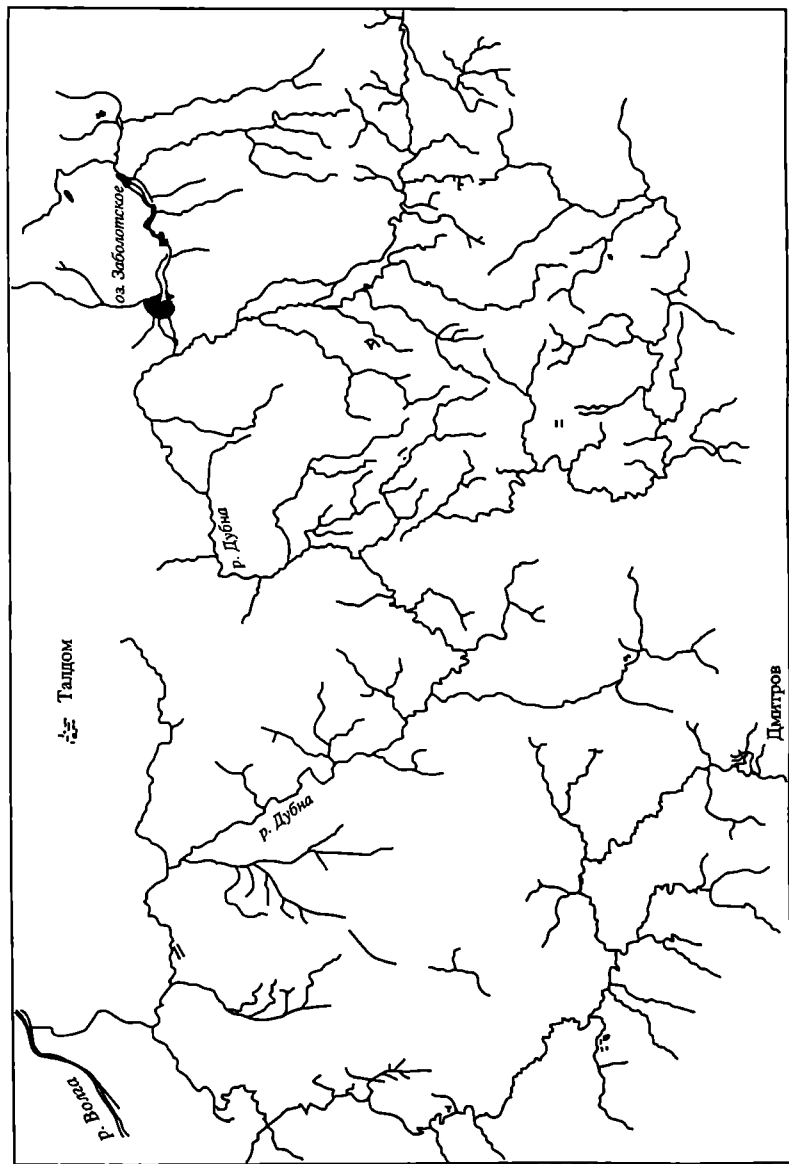


Рис. 3.5.1. Гидрометрическая сеть бассейна р. Дубна до мелиорации 1872 г.

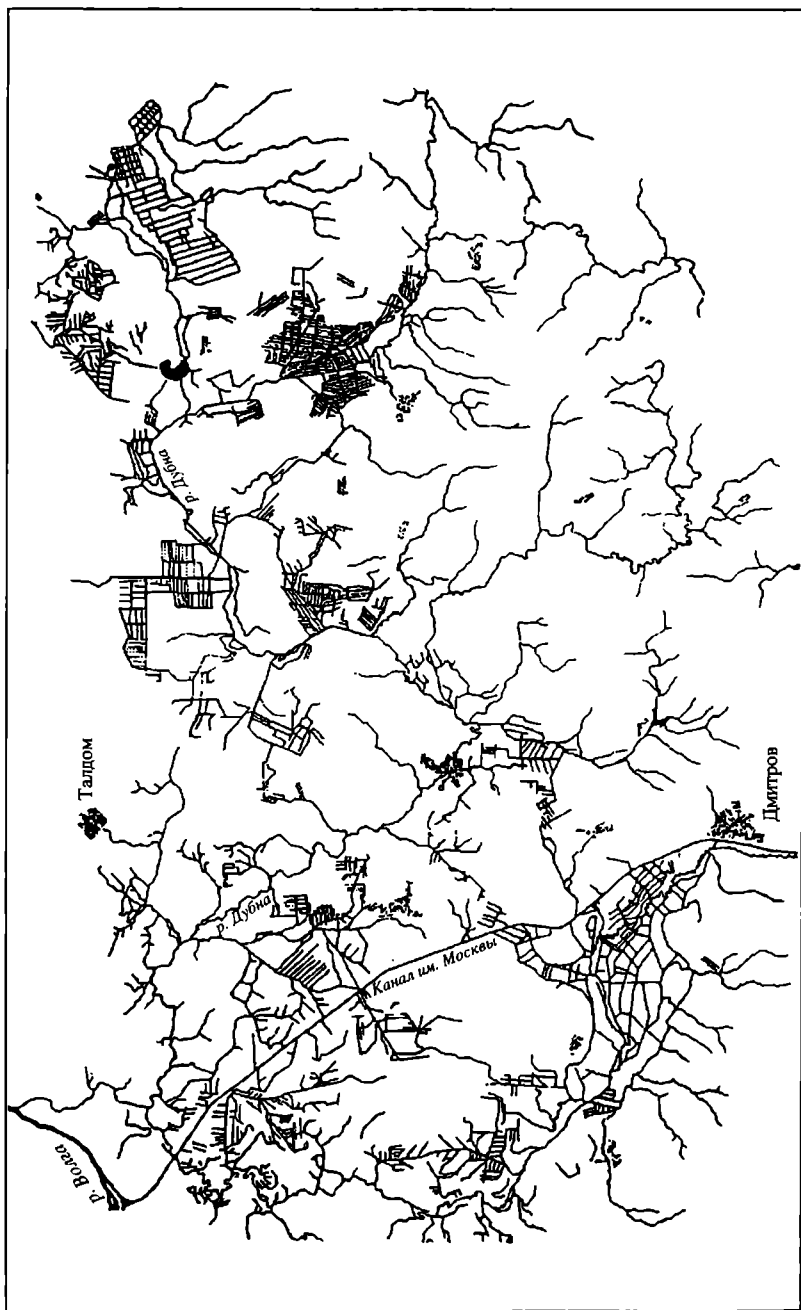


Рис. 3.5.2. Гидромелиоративная сеть бассейна р. Дубна после мелиорации 1972 г.

занимали низинные осоково-кочкарные, луговые, гипно-осоковые и ольховые болота [Оношко, 1924].

В настоящее время пойма Яхromы полностью мелиорирована и интенсивно используется под овощные культуры, сенокосы и пастбища. В северо-восточной части Яхромской низины расположены залитые водой карьеры на месте заброшенных торфопроизводств.

Мелиорация Дубненской низины: регулирование Дубны и устьевых частей ее притоков, строительство открытой осушительной сети на части пойменных земель, была прервана в 40-е годы [Марков, 1973] и возобновлена только в 60–70-е годы, когда были проведены углубление русла Дубны и лесомелиорация с дальнейшей разработкой торфа на участках верховых и переходных болот на площади более 1200 га (рис. 3.5.2).

3.5.2. Малые реки Дубненско-Яхромской низины

Дубненско-Яхромская низина является областью стока более одиннадцати малых рек, протяженностью в 10–50 км каждая. Большая часть рек относится к гидрографической системе реки Дубны, являющейся в свою очередь притоком Волги.

Дубна – основная река рассматриваемой территории. Гидрологические наблюдения ведутся на двух гидропостах у д. Нушполы (с 1934 г.) и у д. Вербилки (с 1961 г.). Площадь водосбора р. Дубны до д. Нушполы – 1300 км². Средние многолетние расходы воды у д. Нушполы 8,45 м³/с, норма стока – 6,5 л/с км². Коэффициент вариации годового стока в среднем 0,25. На весеннее половодье приходится основная часть стока реки. Средние даты начала половодья 3–4 апреля, ранние – 20 марта, поздние – 17 апреля. Пик половодья обычно 13–14 апреля. До мелиорации поймы и углубления русла Дубны в 60–70-е годы весенние половодья покрывали всю низину и продолжались 30–50 дней. В 80-е годы пойма заливалась не ежегодно, при этом полые воды покрывали значительно меньшую территорию, а длительность паводка не превышала 10–15 дней. В конце 90-х годов пойма опять стала заливаться ежегодно, а длительность паводков увеличилась.

Минимальный сток наблюдается в летне-осеннюю и зимнюю межень. Летне-осенняя межень начинается в конце мая – середине июня и заканчивается в октябре–начале ноября, ее продолжительность около 110–120 дней. Расход р. Дубны в это время составляет всего 1,2 м³/с. Продолжительность зимней межени 100–130 дней и сток в этот период еще меньше, чем в летнюю межень.

Ледостав на реках устанавливается в среднем 20 ноября, средняя продолжительность ледостава – 140 суток, средняя дата вскрытия рек – 10 апреля. Величина отложения ила на пойме р. Дубны составляет 0,42 мм/год (Матвеев, 1993).

Река Дубна принимает в пределах Дубненско-Яхромской низменности правобережные притоки – реки Шуромка, Сулать и Нушполка, и левобережные – реки Вытравка, Кубжа, Корешовка, Чирковка, Шихахта и Веля. Общая площадь бассейна реки Дубны – 2100 км².

Река Шуромка до мелиорации представляла собой систему отдельных плесов с заросшими болотной растительностью берегами [Свадковский, 1936]. По происхождению Шуромка является старым руслом р. Дубны. В настоящее время пойма реки Дубны здесь осушена, а на месте плесов Шуромки расположена сеть открытых осушительных коллекторов, сбрасывающих воду из лесного массива в реку Дубну.

Река Сулать берет свое начало в Батьковском болотном массиве, расположенном на северо-востоке Сергиево-Посадского района. От р. Кубрь, впадающей в р. Нерль (бассейн р. Волга), Сулать отделена узкой водораздельной полосой. До мелиорации и разработки торфа в южной части болотного массива истоки реки представляли собой отдельные бочаги, сообщающиеся узкими заросшими протоками. Все притоки Сулати с левой стороны: Курта, Сухмань, Парша, терялись в болотах. При проведении осушения болотного массива истоки Сулати и ее левые притоки были канализованы, и в настоящее время представляют собой систему каналов со стоком не только в Сулать, но и в Кубрь. С правой стороны в Сулать впадают реки Ильма и Пихтома. Эти реки текут по заболоченным черноольшаникам, и нарушены в значительно меньшей степени.

Река Нушполка берет начало в Бельском болотном массиве. До мелиорации широкая долина реки в верховье была покрыта моховыми болотами, переходящими ближе к Дубне в низинные с мощностью торфа от 2 до 4 м. Сейчас Бельский болотный массив полностью разработан, и на выработанных торфяниках построен огромный дачный массив. Русло Нушполки канализовано, и в межень глубина воды не превышает 50 см.

Река Вытравка. Истоки реки Вытравки находятся в оврагах на склонах Клинско-Дмитровской гряды. В верховьях речка имеет ясно выраженное русло с высокими берегами. До осушения и сведения Константиновского черноольшаника Вытравка терялась в его болотах. В настоящее время этот приток впадает в систему мелиоративных канав, сбрасывающих воду с расположенных на месте пойменных лесов сельскохозяйственных полей.

Река Кубжа на всем протяжении от своих истоков у д. Ясниково течет параллельно р. Дубне. Ее пойма, отделяясь узкой водораздельной полосой от р. Вытравки, постепенно расширяется. В окрестностях д. Судниково пойма разделяется на два рукава, образуя болотный массив шириной свыше 2 км. До спрямления реки ее русло имело ясно выраженную форму только в устье.

Река Корешовка берет начало из оврагов на склонах Клинско-Дмитровской гряды недалеко от истоков р. Вытравки. В заболоченном понижении, тяготеющем к общему Дубненскому массиву, русло реки до проведения мелиорации переходило в бочаги и постепенно пропадало, появляясь только в устье. В настоящее время река и ее притоки спрямлены и представляют собой разветвленную систему осушительных коллекторов лесомелиорации, сбрасывающих воду в реку Дубну.

Река Чирковка. Недалеко от р. Корешовка, ниже по течению р. Дубны в нее впадала маленькая речка с двумя притоками. Их долина была покрыта сплошными низинными болотами. После мелиорации лесоболотного массива русла реки и притоков были канализованы и вошли в общую сеть осушительных дренажей, покрывающую всю территорию пойменного леса в окрестностях д. Филисово.

Река Шихахта впадает в Дубну в окрестностях д. Сущево. Истоки находятся в оврагах на склонах Клинско-Дмитровской гряды. Речка имеет ясно выраженное русло с высокими берегами. До проведения крупномасштабной мелиорации Шихахта впадала в Велю в трех километрах от русла Дубны. В 50-е годы XX в. для уменьшения паводков был прорыт канал, отводящий воды Вели из старого русла, в результате чего Шихахта и Веля оказались разделенными.

Река Веля. В конце заболоченного участка, с левой стороны в р. Дубна впадает Веля. Свое начало она берет вблизи г. Сергиев-Посад и на протяжении 47 км течет по узкой долине, в крутых берегах, прорезанных оврагами. До мелиорации река Веля несла много наносов, которые отлагались в пойме и русле р. Дубны. С этим связан резкий переход болотистой поймы р. Дубны в аллювиальные, сравнительно сухие луга в окрестностях д. Сущево.

3.5.3. Болотообразование

Одним из ведущих ландшафтообразующих процессов в данном районе является болотообразование. Изучение возникновения и развития болот, а также их трансформация под влиянием человека представляют особый интерес, так как здесь берут начало реки – притоки Волги, а также в связи с прогнозируемыми климатическими изменениями.

В пределах Дубненского массива можно проследить почти все стадии болотообразовательных процессов: заторфовывание озер, образование болот в местах выхода грунтовых вод, заболачивание вследствие неудовлетворительности водоприемника, заболачивание лесных пожарищ, вырубок и лесов в силу выщелоченности почв.

Болота озерного происхождения. Данный тип болот располагается между дд. Окаево и Рождество-Вьюлки. Площадь болота 50 км². Под торфом болот этого типа залегает сплошной слой (1–1,5 м мощности) озерного отложения – известкового сапропеля, содержащего водоросли, животный планктон и семена целого ряда водных и прибрежно-водных цветковых растений. Это обстоятельство говорит о существовании здесь некогда обширного мелководного озера, по-видимому, составлявшего некогда одно целое с оз. Заболотским. Над сапропелем залегают слои вахтового, тростникового или хвощового торфов, переходящих в осоково-древесные. Зарастание водоемов заканчивается обычно в стадии гипново-осокового болота.

Болота, сформировавшиеся в условиях грунтового переувлажнения. Подобный тип болот формируется при постоянном избыточном притоке подземных вод и низких температурах почв. Подобные условия сложились в притеррасных участках долины реки Дубны и ее притоков Кубжи, Сулати и др. Здесь сформировались низинные торфяные болота с мощной залежью торфа. На первых стадиях их формирования большую роль играли застаивающиеся речные воды.

По мере накопления торфа и поднятия уровня этих болот они выходили из сферы влияния речных вод и дальнейшее их развитие происходило исключительно под действием грунтовых вод.

Заболачивание лесов. Данный тип болотообразования наблюдается на песчаной террасе в окрестностях д. Костенево. Песчаные грунты этой террасы под влиянием подзолообразования сравнительно скоро были выщелочены, тем самым созданы благоприятные условия для появления под пологом леса и на лесных пожарищах сфагновых мхов. Сфагновое болото, захватывая все новые и новые площади, в конце концов, слилось с болотами поймы р. Дубны, образуя единый массив.

Второй обширный массив сфагновых болот находится на песчаной террасе р. Сулати в ее верховьях. Начальными очагами болотообразовательных процессов здесь были небольшие мелкие озера.

Заболачивание минеральных пойменных лугов вследствие неудовлетворительного состояния водоприемника – русла р. Дубны. Участки, заболоченные в силу этой причины, располо-

жены главным образом в прирусловой и центральной частях поймы между с. Константиново и д. Замостье и от д. Татары до д. Сушево.

Зарастанию русла р. Дубны водной и прибрежно-водной растительностью благоприятствовало слабое течение вследствие небольшого уклона дна реки.

Подъем горизонта воды р. Дубны в силу указанных причин вызвал повышение уровня и зарастание русел ее притоков: Сулати, Нушполки, Корешовки, Кубжи и др. Длительный застой речных вод в их поймах привел в итоге к тому, что на месте минеральных лугов развились почти непроходимые ольховые болота.

Факторы, сдерживающие болотообразование. В Дубненском болотном массиве процесс заболачивания сдерживается существующей гидромелиоративной сетью. Обводной канал с севера болотного массива отводит склоновый сток, сокращая водное питание края болота и не давая развиваться болоту, хотя потенциальная возможность для этого существует.

Центральная часть болотного массива также поддерживается в осушенном состоянии за счет дренажных сетей АО «Север» и полей торфоразработок. При этом следует отметить, что эффективное осушение сельскохозяйственных угодий не достигается, о чем свидетельствуют многочисленные проекты реконструкции осушительной сети [Комплексное обследование мелиорированных земель..., 1987; Рабочий проект реконструкции осушительной сети..., 1987].

Возможны два пути развития территории. Первый – это оставление гидромелиоративной сети без реконструкции и ремонта. Тогда будут интенсивно развиваться процессы заболачивания лугов и зарастания дрен. Так как условия на участке осушения по водному балансу и структуре торфяной залежи сходны с окружающими территориями, не затронутыми мелиорацией, то к относительно сходному виду и будет стремиться территория после уменьшения воздействия осушительной системы. Второй путь развития – поддержание работы осушительной сети, требующее существенных финансовых затрат, т.е. предполагающий интенсивное развитие хозяйственной деятельности на осушенной территории.

3.5.4. Сохранение биоразнообразия

Несмотря на хозяйственную освоенность территории Дубненско-Яхромской низменности, начатую еще в 20-е годы XX в.: спрямление и углубление русел рек, осушение пойменных земель, сведение заболоченных лесов и разработку болот; – при-

родные комплексы бассейнов рек Дубна и Яхрома не утратили своей экологической целостности. В настоящее время в ее восточной части – Дубненской низине создана система из 15 действующих и 5 проектируемых особо охраняемых природных территорий областного значения: зоологических, ботанических и комплексных заказников, памятников природы, заповедных лесных участков и их охранных зон.

Комплекс ООПТ “Журавлиная родина” (45 000 га) входит в резервный список водно-болотных угодий международного значения и является ключевой орнитологической территорией России.

В целом, комплекс “Журавлиная родина” находится в удовлетворительном состоянии. Популяции большинства редких видов растений и животных стабильны, как, например, гнездовая популяция серого журавля. Территория “Журавлиной родины” продолжает являться крупным для Московской области местом миграционных остановок водоплавающих, куликов и журавлей. Этому способствует запрет весенней и осенней охоты в границах заказника “Журавлиная родина”, площадь которого составляет 11 000 га.

Западная и южная части Дубненско-Яхромской низменности освоены особенно сильно. Торф здесь начали разрабатывать с конца XIX в., и сейчас почти все крупные торфяные болота (Батьковское в Дубненской низине, Орудьевское в Яхромской) частично или полностью выработаны. На их месте образовались своеобразные ландшафтные комплексы залитых водой карьеров гидроторфа и каналов, находящихся на разных стадиях заболачивания, и массивы зарастающих фрезерных полей. В зависимости от способа добычи торфа, времени окончания разработки (10–100 лет), частоты торфяных пожаров и интенсивности сенокосов, здесь можно проследить различные стадии зарастания, образующие очень пеструю картину местообитаний. Залитые водой карьеры разной глубины, площадью от 0,5 до 30 га, заросшие по берегам тростником, рогозом, осоками или на более сухих участках – вейником, торфяные пустоши с редкой и низкой растительностью чередуются с используемыми под сенокосы разнотравными лугами с куртинами кустарников. Влажные высокотравные луга (купырь, крапива, кипрей, таволга вязолистная, злаки) перемежаются с зарослями ивняка, березово-осиновым мелколесьем и березово-осиново-черноольховым лесом. Такие комплексы, соседствуя с обширными, построенными на месте торфополей массивами дачных участков, занимают десятки квадратных километров и, в целом, оказывают очень сильное влияние на состояние природных и природно-антропогенных экосистем низменности.

3.5.5. Орнитокомплексы пойменных ландшафтов Дубненско-Яхромской низины в условиях гидромелиорации

Список птиц, отмеченных на территории Дубненско-Яхромской низины, насчитывает 185 видов (15 отрядов, 44 семейства), из которых 137 (14 отрядов, 37 семейств) гнездится, 12 (7 отрядов, 10 семейств) гнездится не регулярно, 16 (4 отряда, 7 семейств) останавливается на пролете и 18 видов (6 отрядов, 12 семейств) останавливаются на пролете не регулярно.

В ландшафтной структуре поймы были выделены 14 основных биотопов, имеющих важное значение для гнездования и кормежки птиц. Для каждого из биотопов был отмечен характер пребывания вида: гнездование или кормежка. Эти данные были сведены в таблицу, что позволило с помощью кластерного анализа по индексу Сёренсена¹ с использованием компьютерной программы ECOL (Jongman, 1987) провести анализ сходства населения птиц в выделенных биотопах (табл. 3.5.1).

Анализ коэффициентов сходства видового состава основных местообитаний позволил разделить их на три группы. В первую группу местообитаний вошли реки, пойменные мелиорированные и не мелиорированные луга, торфяные карьеры и низинные болота (сходство 47,5%), при этом мелиорированные и не мелиорированные луга сходны по видовому составу птиц на 83,6%. Общее количество видов птиц, использующих эту группу местообитаний в качестве гнездовых и кормовых станций, – 73, из них более половины являются видами околородного комплекса.

Во вторую группу местообитаний вошли заболоченные, большей частью мелиорированные черноольховые и березово-ольховые леса, дубравы, верховые и переходные болота (сходство 48,3%). Заболоченные черноольховые и березово-ольховые леса сходны по видовому составу птиц на 73,7%, верховые и переходные болота – на 74,5%. Общий список птиц этой группы местообитаний состоит из 78 видов.

В третью группу местообитаний вошли полностью трансформированные ландшафты с обедненной орнитофауной. При этом видовой состав птиц сельскохозяйственных полей зерновых (44 вида) и посевных трав (42 вида) сходен на 82,5%. Поля трав и зерновых наряду с пойменными лугами (сходство более 50%) использует в качестве мест гнездования экологическая группа видов открытых луговых ландшафтов, а в качестве мест кормежки – целый ряд видов, принадлежащих к различным экологиче-

¹ $I = 2c/(a + b)\%$, где a – число видов в первом биотопе, b – число видов во втором биотопе, c – число общих видов, без учета обилия видов.

Таблица 3.5.1

Сходство видового состава орнитофауны (%) в основных гнездовых и кормовых биотопах пойменных ландшафтов Дубненско-Яхромской

Местообитание	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Реки (мелководья, прирусловой вал с кус-тарником)			100											
Пойменные луга	61,0	100												
Мелиорированные пойменные луга	56,4	83,6	100											
Культуры трав	25,8	49,5	51,5	100										
Зерновые культуры	21,5	43,8	41,2	82,5	100									
Овощные культуры	12,7	24,0	26,9	40,0	40,0	100								
Старичная пойма с заболоченными черно-ольшаниками	36,5	30,4	30,8	12,4	15,9	2,4	100							
Открытые низинные болота	50,5	45,0	36,9	18,6	16,3	10,7	50,4	100						
Старичная пойма с дубравами	28,2	24,7	24,7	11,1	8,3	4,8	57,1	30,8	100					
Заболоченные березово-ольховые леса с примесью ели	23,0	20,8	20,5	10,0	12,0	2,9	73,7	34,0	63,0	100				
Верховые болота	21,4	32,3	31,0	26,3	26,3	14,5	45,5	38,1	37,4	48,7	100			
Переходные болота	22,9	27,8	26,0	19,3	16,9	7,5	48,3	38,2	42,7	50,5	74,5	100		
Залитые торфяные карьеры с участками тростника и кустарников	48,0	51,1	51,1	33,9	33,9	21,9	42,8	47,5	40,4	33,3	39,7	33,0	100	
Населенные пункты	13,9	9,5	13,2	33,9	37,3	13,8	10,9	15,4	11,8	10,1	15,4	16,1	17,6	100

Примечание. Полужирным шрифтом выделены те сочетания местообитаний, где сходство видового состава орнитофауны составляет более 50%

ским группам. Наиболее обедненными местообитаниями являются поля овощных культур, которые используются только десятью видами птиц, и населенные пункты, где отмечено 16 видов птиц.

Территории с высоким уровнем биоразнообразия определяются по присутствию редких видов, различных по занимаемым экологическим нишам, трофическим уровням. На территории Дубненско-Яхромской низины отмечено 72 вида из 107 занесенных в список редких птиц Европейского центра России (Редкие виды птиц Нечерноземного центра России, 1998). Среди них 27 включены в список редких и уязвимых видов Московской области и 37 видов занесены в Красную книгу Московской области [Красная Книга Московской области, 1998]. К категории вероятно исчезнувших на гнездовье птиц относится 4 вида, которые нерегулярно летуют и держатся в период миграций в Дубненской низине. К категории находящихся под угрозой исчезновения птиц относится 10 видов, из которых 4 – гнездится, 4 – гнездится с большой долей вероятности и 2 вида встречаются на пролете. К категории сокращающих численность относится 6 видов, из которых 5 гнездится и 1 встречается на пролете. К категории редких уязвимых гнездящихся и пролетных птиц относится 15 видов, из которых 13 гнездится и 2 встречаются на пролете. К категории редких малоизученных птиц относится 2 гнездящихся вида. Кроме того, из вышеперечисленных видов 1 занесен в Красную книгу Международного союза охраны природы, 5 – в Красную книгу России, 4 – будут включены в ее новое издание, 11 видов входят в Приложение II к Конвенции о международной торговле видами дикой флоры и фауны, находящимися под угрозой исчезновения.

Стратегия сохранения редких и исчезающих видов птиц в первую очередь предусматривает выявление и охрану важнейших местообитаний. При этом особое внимание заслуживают биотопы, играющие ключевую роль в критические периоды жизни: гнездование, предотлетные скопления, концентрация на пролете и зимовках [Флинт, Мищенко, 1990]. Нами был проанализирован список редких видов птиц Дубненско-Яхромской низины в плане приуроченности их к основным гнездовым и кормовым биотопам.

Анализ значимости тех или иных местообитаний и их сочетаний для сохранения комплекса редких и исчезающих видов показал, что наибольшее количество рассматриваемых видов обитает в открытых пойменных угодьях, в заболоченных частично мелиорированных черноольховых лесах, на залитых торфяных карьерах и на верховых болотах (табл. 3.5.2). Количество видов воз-

Таблица 3.5.2

**Количество редких и исчезающих видов птиц в разных типах местообитаний
и их сочетаниях в Дубненско-Яхромской низине**

№	Местообитание	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1.	Реки	9													
2.	Пойменные луга	26	21												
3.	Мелиорированные пойменные луга	20	21	11											
4.	Культуры трав	7	24	22	6										
5.	Зерновые культуры	10	25	14	7	3									
6.	Овощные культуры	1	14	10	7	3	1								
7.	Черноольшаники	31	43	34	23	15	-	18							
8.	Открытые низинные болота	-	40	31	20	-	-	22	9						
9.	Дубравы	-	-	-	-	-	-	18	10	1					
10.	Березово-ольховые леса с селю	-	32	24	18	16	12	22	25	14	11				
11.	Верховые болота	-	-	-	13	-	-	35	16	-	32	14			
12.	Переходные болота	-	-	-	-	-	-	29	27	-	27	24	12		
13.	Залитые торфокарьеры	15	18	18	17	-	-	-	14	-	23	-	-	17	
14.	Поселки и деревни	-	-	8	3	5	0	-	-	-	5	-	-	1	1

Примечание. Рамками и подчеркиванием выделены те сочетания местообитаний, где отмечено наибольшее количество редких видов птиц: более 30 и более 20 соответственно.

растает при комбинации некоторых угодий, так как ряд видов использует определенный тип угодий только для гнездования или только для кормежки. Максимальное количество редких видов дают комбинации, приводящие к образованию качественно новых угодий, образованных мозаикой пойменных лугов, разными типами заболоченных лесных массивов и открытыми низинными болотами. Большое количество редких видов дают сочетания верховых и переходных болот с пойменными черноольшаниками.

Важным критерием значимости местообитания для сохранения редких птиц является процент гнездящихся видов, занесенных в Красную книгу России и видов, находящихся в регионе на грани исчезновения. Доля таких видов наиболее велика в комплексе верховые болота – черноольшаники (40%) и в поймах, включающих луга, низинные болота и заболоченные леса (37,5%).

Полностью преобразованные в результате хозяйственной деятельности человека ландшафты использует 8 редких видов, из которых 5 гнездится и 3 вида кормится. Значимость этих угодий для гнездования и кормления птиц резко возрастает при сочетании с естественными местообитаниями – пойменными лугами и черноольшовыми и открытыми низинными болотами.

Преобразованные пойменные ландшафты Яхромской низины интенсивно осваиваются всего несколькими видами птиц, в том числе сизой чайкой, гнездящейся на распаханых под овощные культуры полях, а из редких видов только большим веретенником, образующим сравнительно крупные поселения (9–11 пар) на полях, занятых культурами трав и овощей.

При изучении орнитокомплексов Дубненско-Яхромской низины отмечено две тенденции, важных для сохранения биоразнообразия региона. С одной стороны, сохранение крупных массивов естественных или частично осушенных пойменных ландшафтов позволяет сохранить многие редкие виды птиц, а также оставляет возможность для восстановления гнездования исчезающих видов. С другой стороны, большую роль имеют трансформированные ландшафты – в первую очередь – залитые водой и заболачивающиеся торфяные карьеры, а также агроландшафты, оказавшиеся привлекательными для ряда видов. Наиболее оптимальным для сохранения биоразнообразия в условиях интенсивной хозяйственной деятельности является мозаичное расположение сельскохозяйственных полей и естественных местообитаний.

3.5.6. Проблемы деградации переосушенных территорий

В последние годы отчасти в связи с изменением системы использования сельскохозяйственных угодий, отчасти в связи с климатическими изменениями, серьезно встала проблема деградации территорий в результате травяных, торфяных и лесных пожаров.

Особенно уязвимыми в засушливые годы оказались нарушенные территории с измененными природными экосистемами, основным фактором трансформации которых являлось осушение. Это относится к страдающим от переосушения и пожаров старым и действующим торфоразработкам и примыкающим к ним естественным болотам, а также к заброшенным и зарастающим сорной растительностью и кустарником сельскохозяйственным землям на мелиорированных пойменных болотах.

Обводнение пожароопасных сельскохозяйственных угодий на торфянистых почвах осушенных пойменных болот. В июне 2000 г. на территории заказника “Журавлиная родина” прошло несколько сравнительно крупных торфяных пожаров. В результате одного из них деградировал участок поймы реки Костинки.

Река Костинка канализирована в 60-е годы прошлого века. Сейчас длина реки составляет около 9 км, ширина – до 2 м, глубина в летний период от 20 до 60 см. Система осушительной мелиорации поймы способствовала быстрому сходу талых и дождевых вод (после канализации Костинки затопление территории в период паводка прекратилось) и снижению уровня грунтовых вод. Осоковые и кустарниковые болота в пойме были осушены, древесная растительность – сведена, а территория распахана и засеяна многолетними травами. Сейчас территория числится, как “улучшенное пастбище”, ее площадь 27 га.

После прекращения регулярного сенокоса и выпаса произошло зарастание луга сорной растительностью. Под дерновиной залегал торф, мощностью от 10 до 70 см на разных участках. Поэтому пущенный пастухами пал вскоре перешел в торфяной пожар, в результате около 10 га пастбища полностью деградировало. При этом дрены не препятствовали распространению пожара, так как уровень воды в них составлял не более 10 см, а дно осушителей было покрыто подсыхающими и, поэтому легко загорающимися зарослями осоки. При тушении торфяного пожара возникли проблемы нехватки воды для пожарной техники. В результате, очаги пожара, расположенные вдали от реки, потушить не удалось, так как не хватало длины пожарных рукавов. Пожар окончательно погас только после сильных осенних дождей.

Восстановление сенокосных угодий (распашка и перезалужение гари) для сельскохозяйственного предприятия оказалось экономически не выгодно, поэтому по согласованию с землепользователями было решено засыпать осушительную систему, чтобы создать условия для постепенного формирования водно-болотных, луговых и кустарниковых комплексов местообитаний, пригодных для гнездования и остановки на пролете различных видов птиц, а также для создания системы противопожарных водоемов.

Регулирование обводненности было проведено посредством перекрытия всех 12 осушителей земляными дамбами шириной 4–5 м (по 4–6 дамб на одну дрена). Дамбы сооружались с использованием техники. Сверху на земляное перекрытие был уложен дерн, а по краям – посажены черенки ивы.

В июне 2001 г. уровень воды в дренах составил в среднем 0,7 м, а перед дамбами – до 1,3 м. Перепад уровней воды до и после дамб – в среднем 0,6 м. Было отмечено увеличение численности гнездящихся уток, появились кулики, на реке и засыпанных дренах поселилась семья бобров.

В июне 2002 г. были проведены геоботанические исследования и измерения влажности почвы. Не смотря на засушливое лето, влажность почвы в горизонте А2 была существенной и сохранялась весь период вегетации, что увеличило продуктивность луга, на части которого был возобновлен сенокос.

Обводнение заброшенных торфоразработок в поймах малых рек. Другой торфяной пожар возник в конце апреля 2000 г. на заброшенных торфоразработках в пойме р. Хотча в результате не затушенного костра. Это ценное охотничье угодье: помимо водоплавающих здесь гнездятся тетерева, обитает норка, горностай, заяц, ондатра, бобр, лисица. Заросли ивняка привлекают лося.

Река Хотча была спрямлена в 50-е годы прошлого века. Сейчас длина реки составляет около 40 км, ширина в верхнем течении – 5–7 м, глубина в летний период от 90 до 150 см. Система осушительных дрена (в окрестностях д. Бучево) способствует быстрому сходу талых и дождевых вод (после канализации Хотчи период затопления территории в период паводка сократился до нескольких дней) и снижению уровня грунтовых вод. Осоковые, кустарниковые и черноольховые болота в пойме были осушены, древесная растительность сведена, большая часть территории распахана и засеяна многолетними травами. Торфяная залежь пойменного болота (по данным торфяного фонда мощностью 1,2 м) в настоящее время частично выработана. Общая площадь составляет около 85 га, из них разработанный участок пойменного болота занимает около половины всей площади.

Территория выработанного торфяника постепенно зарастала березой и заболачивалась, дрены зарастали тростником и ивой. Во время паводка и схода талых вод многочисленные понижения рельефа выработанного торфяника заливались, что создавало благоприятные условия для гнездования и остановок журавлей и водоплавающих птиц на пролете. Летом дрены пересыхали, и торфяник стоял сухой.

В июне 2000 г. пожар охватил значительную площадь, тем не менее, специальные меры по тушению не предпринимались из-за отсутствия у землепользователей средств на оплату спецтехники. Пожар погас только в марте следующего года в период стремительного таяния снега. В результате пожара деградировало около 36 га продуктивных охотничьих угодий: снизилась численность утки и тетерева, исчезли гнездящиеся на земле хищные птицы: болотная сова, луговой и полевой луны.

Для предотвращения пожаров и гибели наземных экосистем было проведено регулирование обводненности посредством перекрытия дрен в местах расположения трубопереездов заслонками из металла и земляными дамбами шириной 5 м и длиной до 10 м. Дамбы были сделаны бульдозером, при этом использовалась почва с гари и куртины кустов ивы. В летние периоды 2001/02 гг. в перекрытых дренах стояла вода. Торфяных пожаров больше не было.

Обводнение пожароопасных сельскохозяйственных угодий на выработанных торфяниках большой площади. Наиболее сложными для гидрологического регулирования являются сельскохозяйственные поля площадью более 1200 га, расположенные на месте осушенных и разработанных верховых, переходных и низинных – осоковых, кустарниковых и черноольховых болот с первоначальной мощностью торфяной залежи 5–7 м.

В настоящее время на старых торфяных картах выращивается трава на зеленый корм скоту, а торфоразработки занимают всего 60 га. Выработанная территория лежит в самой низкой части болот, поэтому для более эффективного осушения сельскохозяйственных полей дрены были сделаны сначала через 100 м, а в дальнейшем через каждые 50 м. Несмотря на это, на поверхности почвы застаивалась вода, и шли интенсивные процессы вымокания. Одновременно в летний период поверхность почвы и особенно микроповышения рельефа пересыхали, вода в дренах располагалась ниже поверхности на 1,5 м, и ее глубина была не более 50 см.

Снижение летом уровня грунтовых вод, нескошенные участки с сорным разнотравьем, невывезенные бурты раскорчеванной высохшей древесно-кустарниковой растительности – все это сильно повышало пожароопасность. В течение лета 2000 г. не-

сколько раз возникали торфяные и лесные пожары (в частности, выгорело 22 га сфагнового сосняка).

Для предотвращения торфяных и лесных пожаров совместно с Талдомским охотхозяйством была разработана система сезонно регулируемого подъема уровня воды в осушительных дренах с помощью установки после стока паводка съемных деревянных щитов круглой формы на трубопереездах. Было смонтировано более 40 щитов, перекрывающих сток в коллекторы и сток из коллекторов в Дубну.

В результате, в осушительной системе полей все лето держалась вода, что дало возможность использовать водозаборную технику при тушении возникших пожаров. Кроме того, на обводненных канавах повысилась численность гнездящейся кряквы.

Обводнение слабонарушенных верховых болот и черноольшаников на природных территориях.

Не менее важно поддерживать уровень грунтовых вод в осушенных сфагновых сосняках и ольшаниках, граничащих с полями и торфоразработками, и играющих роль буфера между трансформированными и природными экосистемами.

Пожары на таких участках особенно сложно потушить, так как они трудно доступны для техники и не обеспечены противопожарными водоемами.

На экспериментальном участке было построено около 20 плотин различной конструкции из природных материалов и пластика. Работа плотин способствует зарастанию дрен сфагнумом и восстановлению обводненности осушенных участков.

Мониторинг на специально заложенных площадках, проведенный в течение трех лет, показал, что по краям осушительных канав происходит нарастание сфагнового покрова, уменьшение и полное выпадение видов растений, не свойственных болотному массиву, уменьшение уплотнения торфа и величины кочек приствольных повышений вокруг деревьев. На участке с перекрытыми дренами появилась серая утка, чьи выводки используют образовавшиеся водоемы как убежища от хищников. Описываемые экспериментальные участки также не подвергались пожарам в последние три года.

В настоящее время на территории Московской области период интенсивного осушения и дальнейшего освоения крупных болотных и лесных пойменных массивов миновал. В северном Подмосковье трансформированные экосистемы ряда пойменных угодий находятся в процессе стабилизации ландшафтов.

На участках, где прекращена хозяйственная деятельность и не поддерживаются в рабочем состоянии гидромелиоративные системы, идут процессы восстановления характерной раститель-

ности водно-болотных и лесных экосистем, а также происходит увеличение видового разнообразия птиц водно-болотного комплекса местообитаний.

В процессе стабилизации нарушенных пойменных экосистем играют большую роль размер территории, современная хозяйственная деятельность и степень первоначальной трансформации, а также территориальная охрана, соседство с крупными малоосвоенными природными массивами и мозаичность ландшафта.

Освоение и антропогенная трансформация значительных территорий Дубненско-Яхромской низины привела к образованию качественно новых угодий, которые вместе со сравнительно мало нарушенной поймой Дубны и полностью преобразованной поймой Яхромы слагают современный ландшафт низины, характеризующийся в целом высоким биоразнообразием.

Для сохранения биоразнообразия Дубненско-Яхромской низины необходимо поддержание экологического каркаса территории, основой которого являются поймы малых рек и другие водно-болотные угодья.

Система ООПТ Дубненско-Яхромской низины, несмотря на свою большую площадь (около 25 000 га), не может полностью обеспечить сохранение биоразнообразия всей обширной территории.

Наши исследования показали, что одних только консервационных мер для решения вопросов сохранения биоккомплексов территории недостаточно. Для некоторых редких видов птиц, в том числе серого журавля, требуется проведение биотехнических мероприятий по поддержанию гидрологического режима их мест обитания.

Для редких видов куликов полевых ландшафтов необходимо внедрение в хозяйственные планы районов методов щадящего землепользования, предполагающее введение в севооборот многолетних лугов с позднеукосными культурами. Такая работа сделана для территории заказника "Журавлиная родина".

В пойме Яхромы необходима оптимизация ландшафта – выделение рефугиумов различных типов для разных экологических групп птиц.

Для сохранения малых элементов экологического каркаса территории, особенно с измененными природными экосистемами, основным фактором трансформации которых являлось осушение, необходимо проведение специальных реставрационных работ. Такие работы были проведены на четырех экспериментальных участках пойм малых рек и показали большую эффективность подобных мероприятий.

Для устойчивого развития биоразнообразия ландшафтов карьерных систем требуется проведение дополнительных мер по обустройству территории.

4. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ СОЗДАНИЯ БУРЕЙСКОГО ГИДРОУЗЛА. ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ НА ЖИВОТНОЕ НАСЕЛЕНИЕ

4.1. Проблемы изучения и оценки влияния гидростроительства на экосистемы Приамурья

Дальний Восток – регион, где впервые после распада СССР возобновилось крупномасштабное гидротехническое строительство: функционирует Зейская ГЭС; в процессе строительства началась эксплуатация Бурейской ГЭС; планируется создание целого ряда новых гидроузлов. Изучение гидроэнергоресурсов Дальнего востока началось в 30-е годы XX в. Разработаны схемы использования более 130 больших и средних рек. Расчетный гидроэнергетический потенциал этих рек оценивается в 350–400 млрд квт.ч [Огнев, 2003]. Рассмотрены около 400 вариантов расположения крупных и средних ГЭС. По технико-экономическим показателям перспективными для дальнейшего проектирования признано около 100 ГЭС со среднегодовой выработкой 200 млрд. квт.ч. Из них 10–12 планируется построить в период до 2002 г. Не менее шести створов перспективных гидроузлов, отнесенных РАО ЕЭС России к первоочередным, расположены в бассейне р. Амур (табл. 4.1.1).

В качестве одной из объективных предпосылок к строительству новых ГЭС можно рассматривать тот факт, что на Дальнем Востоке пока используется лишь 3,3% гидроэнергетического потенциала. В ближайшее время планируется довести этот показатель до 6%, но он все равно будет значительно ниже, чем в Сибири (19,7%) и в Европейской части России (46,4%). Казалось бы, ничто не должно препятствовать интенсивному гидростроительству в регионе, однако допустимая экологическая емкость природных комплексов в отношении гидростроительства значительно ниже технической. Особая ранимость природы Приамурья в районах проектируемых водохранилищ определяется: преобладанием горного рельефа, наличием участков вечной мерзлоты и обширных болотных массивов [Малик, 1990], пограничным биогеографическим положением и целым рядом других факторов.

Таблица 4.1.1

**Основные параметры перспективных дальневосточных ГЭС
[по Л.К. Малик, 1990 и А. Огневу, 2003]**

Наименование ГЭС	Река	Мощность (тыс. кВт)	Выработка эл. энергии (млн.кВт ч)	Период ввода мощности
Нижне-Бурейская	Буряя	321	1600	2008–2010 гг.
Каскад Нижнее-Зейских ГЭС		349	2120	2010–2012 гг.
В том числе:				
Инжанская	Зея	126	700	
Чагоянская	Зея	126	720	
Граматыхинская	Зея	97	700	
Ургальская № 1	Ниман	600	1800	2012–2015 гг.
Дальнереченская (первая очередь)	Большая Уссурка	250	540	2011–2015 гг.
Гилюйская	Гилюй	380	1150	После 2015 г.
Верхне-Колымская	Колыма	120	800	После 2015 г.
Хинганская	Амур	1200	5800	После 2015 г.
Среднеучурская	Учур	3700	17 200	После 2015 г.
Иджекская с Н. Тимптонской	Тимптон	1300	6250	После 2015 г.
Всего по Дальнему Востоку		8565	38 120	После 2015 г.

Создание крупных горных водохранилищ, без учета современных требований экологической безопасности, ведет к резкому снижению биоразнообразия и биопродуктивности природных комплексов, что подтверждено наблюдениями в зоне влияния Зейской ГЭС [Ильяшенко, 1984; Подольский, 1998]. Аналогичная ситуация грозит повториться в других районах Приамурья, где строятся и проектируются гидроэлектростанции, в том числе и в зоне влияния Бурейского водохранилища.

Даже частичная реализация планов гидростроительства без детального комплексного прогноза взаимоналагающихся воздействий гидроузлов может угрожать экологической безопасности всего региона. С технической точки зрения для получения электроэнергии наиболее выгодно строить каскады ГЭС. В то же время именно каскады близкорасположенных гидросооружений представляют наибольшую опасность для горно-таежных экосистем [Авакян, Подольский 2002]. Карта-схема наиболее значительных существующих и проектируемых водохранилищ (рис. 4.1.1) показывает, что большинство

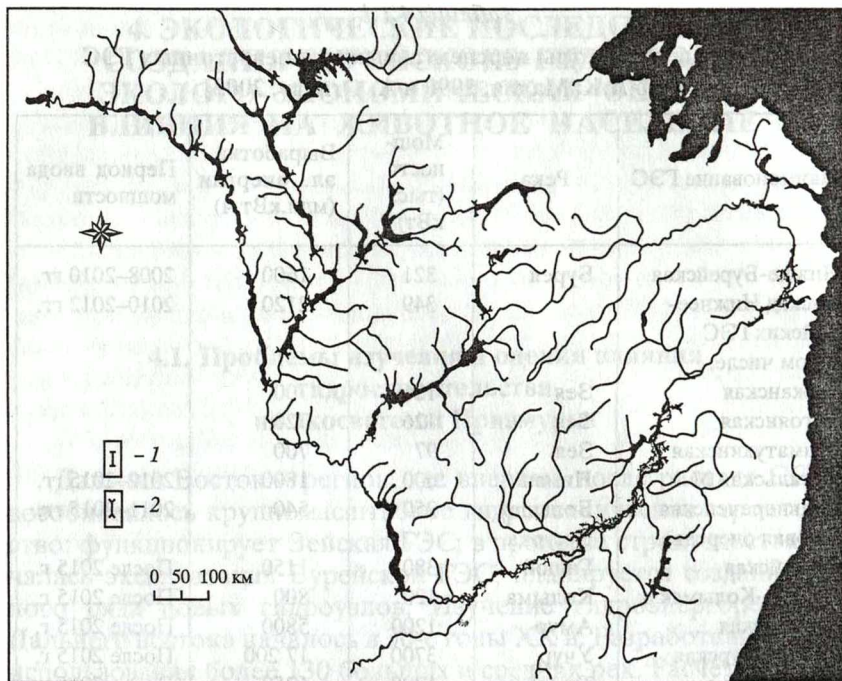


Рис. 4.1.1. Схема существующих, проектируемых и перспективных крупных гидроузлов в бассейне р. Амур в пределах Амурской области и Хабаровского края

Условные обозначения: 1 – створы существующих гидроузлов; 2 – створы проектируемых и перспективных гидроузлов; ширина водоемов показана без соблюдения масштаба. Схема составлена на основании Совместной Российско-Китайской схемы комплексного использования водных ресурсов пограничных участков рек Аргунь и Амур, 1999. [Сухомлинова, 2001]

крупных рек региона, в том числе и сам Амур, могут быть превращены в такие каскады.

При освоении гидроэнергоресурсов необходимо сохранить богатейший потенциал биоресурсов и экологически комфортные условия жизни населения. Для этого, при решении любых локальных задач гидроэнергетики и охраны живой природы, следует руководствоваться основополагающим принципом сохранения функционального единства мега-экосистемы речного бассейна [Залетаев и другие, 1998]. Изучение экологических последствий создания Бурейского гидроузла имеет особое значение. Его результаты должны стать основой для выработки стратегии устойчивого природопользования в условиях гидростроительства.

Дикие животные являются наиболее подвижным компонентом природных комплексов. Состояние животного населе-

Таблица 4.1.2

Основные параметры Зейского и Бурейских гидроузлов

Параметры ГЭС и гидроузлов	Название ГЭС		
	Зейская	Бурейская	Нижне-Бурейская
Годы строительства плотины	1971–1975	1985–2009	проектируется
Вид регулирования водохранилища	Многолетнее	Многолетнее	Недельное, суточное
НПУ (м)	315	256	138
Максимальная годовая сработка уровня водохранилища (м)	9	18	
Площадь зеркала водохранилища (км. кв.)	2419	740	156
Объем водохранилища (км куб.)	68,42	20,94	2,03
Коэффициент условного водообмена	0,36	1,30	13,8
Установленная мощность ГЭС (тыс. кВт)	1290	2000	321
Среднегодовая выработка электроэнергии (млрд кВт)	4,91	7,0	1,6

ния в зонах влияния гидроузлов можно рассматривать, как интегральный показатель антропогенного воздействия на экосистемы. Из всех известных временных этапов воздействия горного водохранилища на диких животных [Авакян, Подольский, 2002; Подольский, 2003] наименее изучен период начала заполнения водохранилищ. В данном разделе представлены первые результаты наблюдений за животными в зоне влияния заполняемого Бурейского водохранилища и дан прогноз некоторых основных тенденций изменений животного населения. Прогнозы и сама постановка наблюдений в значительной степени основаны на опыте работ в зоне влияния Зейского водохранилища [Колобаев, Подольский, Дарман, 2000], горная часть которого во многом аналогична Бурейскому. Сходны глубина, ширина и величина периодической сработки уровня этих искусственных водоемов (табл. 4.1.2).

Полевые работы и сбор экспериментального материала на Бурее проводились в период подготовки ложа (июль–август 2000 г.) и во время начала заполнения водохранилища (апрель–июнь 2003 г., март 2004 г.).

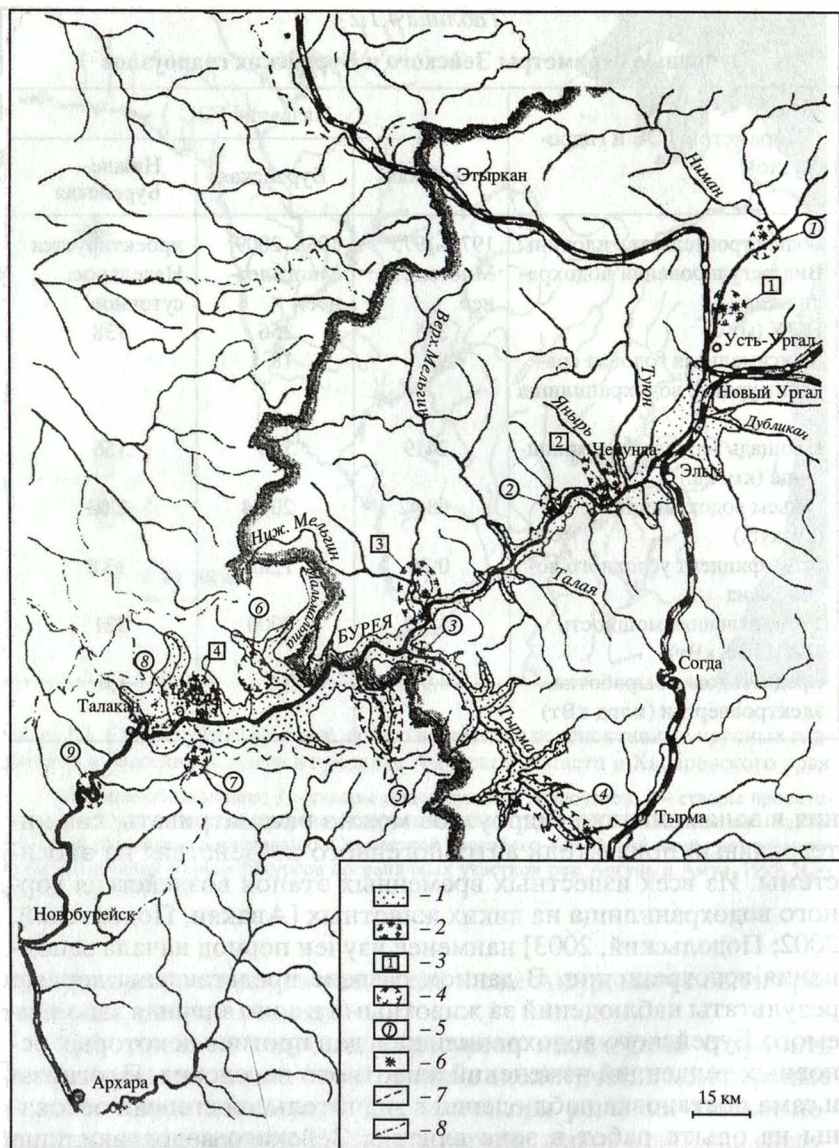


Рис. 4.1.2. Зоологические наблюдения в зоне влияния Бурейского водохранилища (2000–2004 гг.)

Условные обозначения: 1 – зона затопления при Н.П.У. – 256 м; 2 – границы основных площадок зоологического мониторинга (подсистемы “точка отсчета” и “опыт”); 3 – номера основных площадок (1 – “Усть – Ургал”, 2 – “Янырь”, 3 – “Нижний Мельгян”, 4 – “Правые Аголи”); 4 – границы дополнительных площадок зоологических обследований; 5 – номера дополнительных площадок (1 – “Усть-Ниман”, 2 – “Телемджан”, 3 – “Устье Тырмы”, 4 – “Тырма”, 5 – “Обдерган”, 6 – “Мальмальта”, 7 – “Левые Аголи”, 8 – “Талаканка – Чеугда”, 9 – “Сухие протоки”); 6 – пункты наблюдений; 7 – важнейшие пешие маршруты; 8 – граница Амурской области и Хабаровского края

При сборе данных использовались преимущественно стандартные методы: учет копытных по дефекациям [Сорокина, 1977], учет мышевидных грызунов на линиях ловушками Геро [Калабухов, Раевский, 1933; Новиков, 1953], учет изюбрей по реву [Поярко, 1986], учет птиц на трансектах [Равкин, Доброхотов, 1963; Наумов, 1965; Bibby, Burgess, Hill, 1992], зимний маршрутный учет (ЗМУ), учет млекопитающих многодневным окладом [Русанов, 1986] и другие. Кроме того, регистрировались все следы жизнедеятельности животных. Обследованы Бурейские побережья от устья р. Ниман до поселка Новобурейский. Общий объем основных обработанных оригинальных данных, собранных на Бурею в 2000 и 2003 гг., составил: 1159 ловушко-ночей по учету мышевидных грызунов; 69 км учетов копытных по дефекациям; 140 км зимних маршрутных учетов, 448 км учетов птиц (включая учеты с лодки). Большая часть материалов была собрана на 4 основных и нескольких дополнительных площадках (рис. 4.1.2). К анализу привлечены данные учетов охотопользователей и сведения, полученные при опросах местных жителей.

Изучению состояния экосистем в зоне влияния проектировавшегося Бурейского гидроузла и прогнозам его воздействия на природные комплексы посвящены научные отчеты нескольких организаций: Зоологический институт АН СССР [Винтер и др., 1976], Хаб. КНИИ АН СССР (1976), Тихоокеанский институт географии ДВНЦ АН СССР (1984), Амурский научный центр ДВО РАН [Дарман и другие, 1994, Савченко, 2001], Институт водных и экологических проблем ДВО РАН (2002). Авиачеты (1981–1992 гг.), проводимые под руководством Ю.А. Дармана, позволили получить представление о динамике численности и общих закономерностях распределения копытных. Эти данные были приняты за базовое состояние экосистем и животного населения в районе создания Бурейского гидроузла.

4.2. Особенности пространственной структуры зоны влияния Бурейского гидроузла

Река Бурей, на которой строится плотина, протекает по территории Хабаровского края и Амурской области. Эта река имеет площадь водосбора 70,7 тыс. км². Ее годовой сток составляет 31 км³. Створ гидроузла расположен в 174 км выше впадения Буреи в Амур. Проектная высота плотины 177 м. Планируемый уровень водохранилища (НПУ) 256 м, при этом площадь его зеркала будет составлять 750 км². Заполнение водохранилища началось в апреле 2003 г. и к концу лета 2004 г. его уровень поднялся до двухсотметровой отметки. Природные условия в зоне влияния

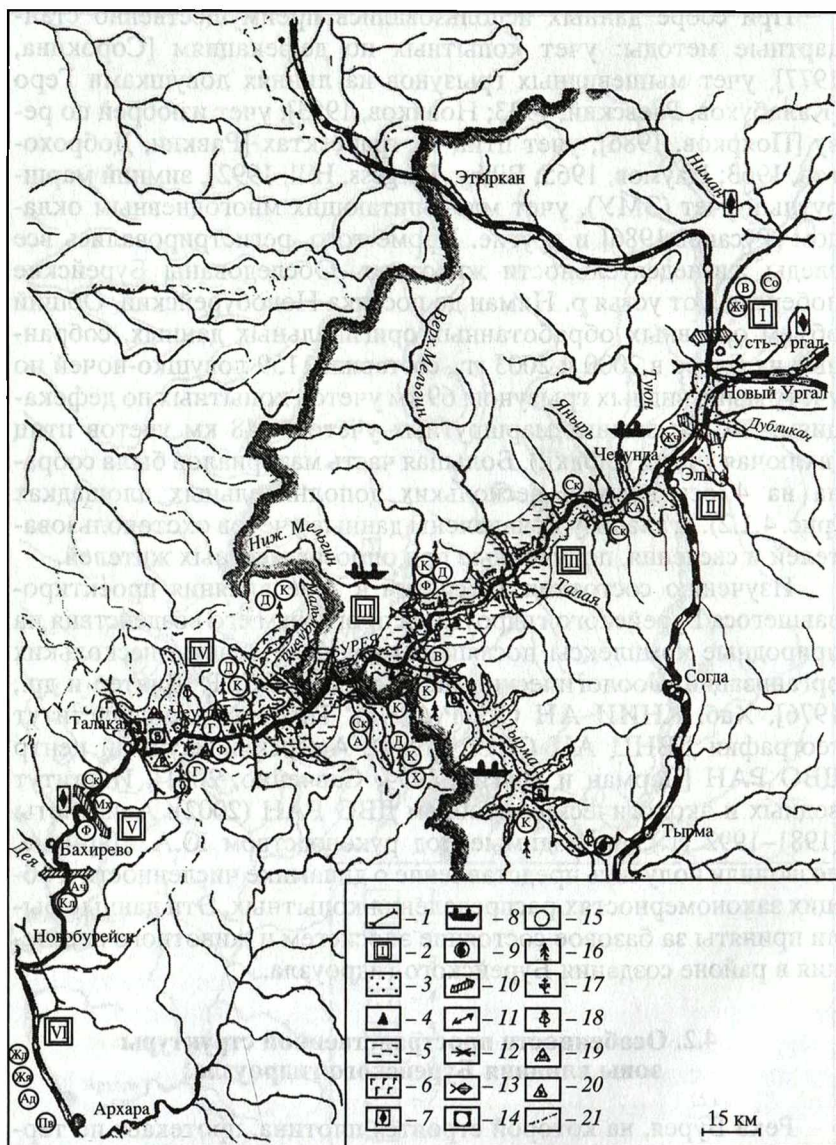


Рис. 4.2.1. Районирование зоны влияния Бурейского гидроузла и некоторые формы антропогенного воздействия в период начала заполнения Бурейского водохранилища (весна–лето 2003 г.)

Условные обозначения: 1 – границы участков зоны влияния Бурейского гидроузла; 2 – номера участков зоны влияния Бурейского гидроузла; 3 – зона затопления при Н.П.У. – 256 м.; 4 – лагеря лесозубов; 5 – зона резкого снижения численности крупных млекопитающих; 6 – гари весны 2003 г; 7 – разведка и добыча полезных ископаемых; 8 – водный туризм на горных реках; 9 – посещение целебных источников; 10 – основные звериные переходы; 11 – звериные переходы; 12 – звериные переходы нарушенные водо-

Бурейского гидроузла весьма неоднородны, поэтому для удобства организации зоологических наблюдений проведено ее районирование. При этом мы учитывали не только естественные природные факторы (рельеф, преобладающие растительные сообщества и другие), но и характер воздействия гидроузла на диких животных, а также особенности конфигурации Бурейского водохранилища. Выделено 6 участков (рис. 4.2.1).

Участок I – “Живая Буря. Примыкает к северной оконечности Верхнебурейской равнины. Включает долину р. Бурей и прилегающие склоны сопки от устья р. Ниман до выклинивания подпора Бурейского водохранилища в районе устья р. Ургал. Рельеф относительно слабо расчлененный. Значительную долю участка занимает широкая долина р. Бурей (4–7 км). Максимальные высоты левобережных сопки 300–400 м. По правому берегу есть высотные отметки более 400 м. Преобладающие биотопы: лиственничные и сфагновые мари, смешанные, тополевые и темнохвойные пойменные леса, низкогорные лиственничные и лиственнично-березовые леса. Характерной особенностью участка является Большое количество крупных островов [Григорьевский, Ананьевский и др.], используемых млекопитающими во время сезонных миграций и местных кочевков. Водоохранилище окажет косвенное влияние на животное население участка.

Участок II – “Верхняя широкая часть Бурейского водохранилища”. Расположен в пределах Верхнебурейской равнины. Включает долину Бурей от устья р. Ургал до начала Бурейского ущелья (2 км выше устья р. Ушумун). Левобережье представляет обширную заболоченную равнину со множеством сфагновых и сфагново-лиственничных марей, а также невысокими пологими сопками высотой до 350–450 м. Основные левые притоки: Дубликан, Адникан, Ягдынья. Для правобережий характерен среднегорный рельеф. Максимальные высоты 774 м и 894 м (г. Туон). Склоны сопки покрыты лиственничными и листвен-

←

хранилищем; 13 – места кратковременных концентраций хариуса, ленка, тайменя; 14 – места кратковременных сезонных концентраций крупных млекопитающих (в – весение, з – зимние, о – осенние); 15 – встречи редких видов животных в 2000–2003 гг (В – выдра, Г – гималайский медведь, Х – харза*, Ад – дальневосточный аист, Ач – черный аист, Д – дикуша, Жд – даурский журавль, Жч – черный журавль, Жя – японский журавль, Кд – дальневосточный кроншнеп, Ма – мандаринка, Ск – скопа, Ф – филин, А – Аполлон Номион); 16 – коренные пихтово-еловые леса; 17 – кедровые и кедрово-дубовые леса; 18 – дубовые и дубово-черноберезовые леса; 19 – зоны массовой гибели мелких животных при быстром подъеме уровня водохранилища (апрель–май 2003 г); 20 – места встреч рептилий (змей) плавающих в заполняемом водохранилище (май 2003 г); 21 – граница Амурской области и Хабаровского края. *Сведения о появлении харзы взяты из “Проекта внутривидового устройства Архаринского ООПТ”

нично-березовыми лесами с рододендроном и багульником. На водоразделах и в вершинах распадков есть участки темнохвойных (еловых и пихтовых) лесов. Наиболее крупные правые притоки – типичные горные реки Туюн и Янырь. В пределах рассматриваемого участка обитает самостоятельная популяция косули, для которой равнина и окружающие ее склоны являются основными местами зимовок. Значительная часть территории будет затоплена Бурейским водохранилищем. Его средняя ширина здесь составит 5 км, максимальная 8–9 км. Основные факторы воздействия на животное население: затопление значительных площадей, подтопление прибрежных территорий, практически полная изоляция левобережных и правобережных популяций большинства видов наземных позвоночных.

Участок III – “Средняя каньонная часть Бурейского водохранилища” занимает весь Бурейский каньон от устья р. Ушумун до устья р. Островской. Рельеф среднегорный резко расчлененный, преобладающие высоты около 600 м, максимальные – 870–1068 м. На склонах северных экспозиций, на водоразделах и в вершинах распадков преобладают среднегорные лиственничные, лиственнично-березовые и пихтово-еловые леса. Местами распространены хвойно-широколиственные леса (бассейн р. Мальмальты). На приречных склонах южных экспозиций по правому берегу р. Буреи и р. Тырмы произрастают черноперегородковые и смешанные леса с участием широколиственных пород. Поймы Буреи и ее наиболее крупных притоков заняты смешанными, тополево-чозениевыми и темнохвойными лесами, а также галечниковыми косами с зарослями ивняка. Средняя ширина водохранилища около 0,7–0,8 км, максимальная 1,5 км. Наиболее крупные притоки: Ушумун, Телемджан, Верхний Мельгин, Талая, Нижний Мельгин, Тырма, Обдерган, Мальмальта. Характерные факторы воздействия гидросооружения на диких животных: затопление наиболее продуктивных пойменных биотопов; разобщение кормовых и защитных станций копытных; повышенная частота гибели крупных млекопитающих у кромки водохранилища от травм, хищников и браконьеров; климатическое воздействие водохранилища (в первую очередь на мышевидных грызунов и соболя); разрушение прибрежных склоновых биотопов за счет оползней и селей.

Участок IV – “Нижняя широкая часть Бурейского водохранилища” занимает долину Буреи и прилегающее низкогорное плато на отрезке от устья р. Островской до Талаканского створа. Правобережные приречные склоны южной экспозиции (около 200 м) заняты разреженными березово-черноперегородковыми и дубово-черноперегородковыми лесами с элементами рас-

тельности суходольных лугов; правобережное плато (210–260 м) – зарастающими заболоченными гарями и лиственничными марями; южные склоны правобережных сопков (до 486 м) – дубовыми и дубово-черноберезовыми лесами (водораздел кл. Компанейского и р. Правые Аголи). На левом берегу Буреи преобладают лиственнично-березовые и темнохвойные леса. По наиболее высоким хребтам встречаются участки кедрово-дубовых лесов (истоки рек Левые Аголи и Алгон – урочище Агон). Водохранилище, полностью затопив приречные склоны и плато, вплотную подойдет к дубнякам правобережных сопков и к кедрово-дубовым лесам левобережных хребтов. Средняя ширина искусственного водоема около 5 км, максимальная – 9 км. Основные факторы воздействия на животное население: затопление большей части неморальных экосистем, подтопление прибрежных территорий, практически полная изоляция левобережных и правобережных популяций большинства видов наземных позвоночных, резкое усиление интенсивности воздействия факторов беспокойства и браконьерства.

Участок V – “Нижний бьеф Бурейского гидроузла между Бурейскими створами”. Долина Буреи и прилегающие склоны от Талаканского створа до створа проектируемой Нижнебурейской ГЭС (район автомобильного моста через Бурею близ пос. Новобурейский). Долина Буреи имеет ящикообразную форму и достигает ширины 2–3 км. Высота крутых прибрежных сопков – 200–300 м. Они покрыты дубово-черноберезовыми лесами с участием лиственницы. На склонах северных экспозиций представлены участки лиственнично-березовых и темнохвойных лесов. Значительная часть поймы занята сельскохозяйственными угодьями (ниже пос. Бахирево). На правобережье кругом видны следы деятельности человека: поля, вырубки, дороги, ЛЭП и т.д. Левобережья практически не освоены. Характерные виды антропогенных воздействий на животное население таковы: изменение гидрологического режима Буреи (срезка весенне-летних и появление зимних паводков, значительные суточные колебания уровня реки); появление незамерзающей полыньи. В будущем, в связи с возможным строительством плотины и созданием Нижнебурейского водохранилища, начнут действовать те же факторы, что и на участке IV.

Участок VI – “Нижний бьеф проектируемого Бурейского каскада”. Низовья р. Буреи от Новобурейска до впадения в Амур. Здесь река выходит на Зейско-Бурейскую равнину. На широкой пойме Буреи наряду с сельскохозяйственными землями представлены разнотравные, осоково-вейниковые луга, бо-

лота, озера, леса умеренного типа. Плакоры заняты сельхозугодиями. Важным фактором воздействия гидростроительства на животное население является деградация старичных озер и других водно-болотных угодий за счет резкого снижения частоты катастрофических паводков.

4.3. Основные отмеченные и прогнозируемые реакции диких животных на создание Бурейского гидроузла

Воздействие на животное население различных факторов при создании и функционировании водохранилища будет проявляться на разных функциональных участках по-разному.

“Нижняя широкая (приплотинная) часть водохранилища” (Участок IV). Интенсивное антропогенное воздействие на животное население этого участка началось одновременно со строительством Бурейской ГЭС. Возведение плотины, начавшееся в 80-е годы, затянулось и в начале 90-х годов практически остановилось. Люди, оставшиеся без работы, ринулись в тайгу в поисках пропитания, что не замедлило сказаться на численности диких копытных. В эти годы плотность населения изюбря на неохраямой территории была примерно в 2 раза ниже, чем в Желундинском заказнике (табл. 4.3.1). Возобновление финансирования стройки не изменило сложившейся привычки к браконьерству. Напротив, у жителей пос. Талакан появились дополнительные возможности по приобретению дорогостоящего нарезного оружия, высокопроходимого транспорта, ГСМ и т.п. В результате возросшего уровня браконьерства в районе Бурейского гидроузла резко упала плотность населения копытных: изюбря – примерно на порядок; косули в 5–6 раз; лося – в 2–3 раза (табл. 4.3.1).

Во второй половине апреля 2003 г. началось заполнение Бурейского водохранилища. Створки плотины были закрыты. Расход Буреи сократился до 100 м³/с. Это задержало вскрытие водоема. Пролетные стаи гусей вынуждены были садиться на лед. В дальнейшем такая смена водно-ледового режима, вероятно, приведет к изменению путей весенних миграций водоплавающих. Одновременно отмечались концентрации синехвосток, белых трясогузок и других мелких воробьиных птиц у кромки заполняемого Бурейского водохранилища. Птицы перемещались по завалам древесины, склевывая всплывших насекомых и их личинок. Отмечалось до 80–120 мелких воробьиных птиц на 1 км береговой линии. Уже к началу лета 2003 г. было отмечено значительное снижение видового разнообразия орнитокомплексов и падение общей численности птиц по сравнению с летом 2000 г.

Таблица 4.3.1

**Динамика численности копытных на побережьях нижней части
Бурейского водохранилища (число особей на 1000 га)**

Этапы	Строительство					Быстрое за- полнение
	1989–1992 (по Дар- ман и др., 1994)		1999–2001 (по Сав- ченко, 2001)		2000 (июль)	
Сроки на- блюдений						
Районы на- блюдений	Желун- динский заказ- ник	Право- бережья нижней части водохр.	Желун- динский заказ- ник	Бурей- ский район	Право- бережья нижней части водохр.	Зона затоп- ления в меж- дуречье Та- лаканки и Чеугды
Виды копытных						
Косуля	—*	3,7	2,0	2,2	0,5	13,6
Изюбрь	7,5	4,0	0,84	0,49	0,3	4,9
Лось	—	0,5	0,62	0,27	0,2	3,1
* прочерк означает отсутствие данных						

(табл. 4.3.2). Это произошло за счет затопления района пос. Чеугда, а также долин и правобережных дубово-черноберезовых лесов, характеризовавшихся максимальным биотопическим разнообразием. В ближайшие годы в нижней широкой части Бурейского водохранилища возможно временное увеличение плотности гнездования уток на всплывающих торфяниках, как это отмечалось на Зейском водохранилище.

При заполнении Бурейского водохранилища погибло множество беспозвоночных, грызунов, насекомоядных и других мелких животных. Большинству крупных животных удавалось спастись: уровень повышался относительно медленно – обычно не более 2-х метров в сутки. Однако при заполнении широких участков со сложным рельефом дна образовывались временные острова и полуострова. Даже относительно крупные и плавающие животные здесь подвергались большой опасности. Так, в мае 2003 г. на акватории приплотинной части Бурейского водохранилища, отмечались плавающие щитомордники и узорчатые полозы.

Подвижная кромка формирующегося искусственного моря стала экстремальной зоной для большинства популяций и сообществ диких животных. Как уже отмечалось, здесь регистрируются не только повышенная смертность, но и кратковременные концентрации обитателей зоны влияния гидроузла. Для копытных характерны весенние концентрации на хорошо прогреваемых приречных склонах южной экспозиции, где раньше всего по-

Таблица 4.3.2

Общая характеристика орнитокомплексов в зоне влияния приплотинной части Бурейского водохранилища

Группы биотопов	Длина маршрута, (км)	Общее число отмеченных видов	Суммарная плотность населения птиц, (пар /км ²)
Долины в зоне затопления:			
Акватория и побережья Бурей	38/38*	6/13	
Смешанный лес в устье р. П. Аголи (береза, черная береза, лиственница)	1,0/0	28/–	136,5/–
Окрестности пос. Чеугда (ивняк, суходольный луг, село, огороды)	1,2/0	16/–	188,3/–
Склоны в зоне затопления:			
Дорога Чеугда – Талакан (береза, черная береза, огороды)	2,5/3,5	39/16	239,3/43,1
Гари и лиственничные мари правобережий р. П. Аголи	0/4,0	–/17	–/36,8
Склоны вне зоны затопления:			
Водораздел кл. Компанейского и р. П. Аголи (дуб, черная береза, лиственница)	0/2,5	–/12	–/71,0
Всего по зоне влияния "нижней широкой части" водохранилища	44,9/48,0	63/39	
* Слева от черты 17–19 июля 2000 г., данные В. Колбина (подсистема "точка отсчета"); Справа от черты 5–7 июня 2003 г., данные А. Антонова (подсистема "опыт").			

является первая зелень. Дополнительный кормовой ресурс в апреле 2003 г. представляли вырубки, зарастающие после проведения лесочистки и частичной лесосводки в нижней части водохранилища. На этом участке с началом затопления большинство лесорубов покинули Бурейские побережья, соответственно понизилась интенсивность воздействия фактора беспокойства. Тогда в зону затопления стали заходить лоси, изюбри, косули, а за ними и рыси (0,8–1,0 особь на 1000 га – отмечены свежие следы 2-х разных животных.) Данные о временной концентрации копытных в зоне затопления приведены в таблице (табл. 4.3.1). При этом браконьерство не только не ослабло, но даже усилилось. За

трое суток (с 26 по 28 апреля) территорию между заливами Талаканки и Чегуды площадью около 20 км² посетило не менее 6 человек с огнестрельным оружием. Узкие временные полуострова, где чередовались облесенные, и открытые места, представляли идеальные условия для незаконной охоты.

В бассейне Амура пойменные экосистемы являются важнейшими экологическими коридорами, по которым представители маньчжурского и даурско-монгольского фаунистических комплексов проникают далеко на север. Водохранилище затопит долину Буреи и большую часть неморальных экосистем на приречных склонных южной экспозиции. Это исключит возможность проникновения многих “южных” видов к северу от основного ареала, что существенно снизит видовое разнообразие зоокомплексов. В верхнем бьефе Бурейского гидроузла под угрозой окажется ряд видов, находящихся близ северных границ ареалов: дальневосточная полевка, мышь-малютка, полевая мышь, маньчжурский заяц, кабан, амурский барсук, енотовидная собака, лисица белогрудый медведь, фазан, мандаринка, пегий лунь, узорчатый полоз, дальневосточная квакша, дальневосточная жаба, хвостonosец Мака, носса уссурийская и др. Единственным прибежищем для некоторых из перечисленных видов могут стать небольшие по площади возвышенности (350–480 м) занятые дубово-черноберезовыми и кедрово-дубовыми лесами. По нашему предложению эти урочища взяты под охрану. По приплотинному участку зоны влияния водохранилища проходит крайняя северная граница ареала белогрудого медведя. По опросным данным он регулярно встречается на территории Желундинского заказника. Присутствие этого животного мы отмечали осенью 2000 г. в левобережных кедрово-дубовых лесах и летом 2003 г. в правобережных дубово-черноберезовых лесах. Отмечены следы не только взрослых особей, но и сеголетков, что говорит в пользу наличия жизнеспособной группировки. Ее дальнейшее существование вызывает большие опасения. Во всяком случае, белогрудые медведи наверняка не смогут больше попадать на правобережья Буреи. Для этого им пришлось бы преодолеть пятикилометровую водную преграду.

“Средняя каньонная часть водохранилища” (Участок III). Этот участок зоны влияния водохранилища обследован наиболее подробно. Основной модельной площадкой, характеризующей его животное население, стал бассейн нижнего течения р. Нижний Мельгин (от слияния с р. Суларин до урочища Усть-Мельгин). После заполнения водохранилища резко снизится биотопическое разнообразие Бурейского каньона. Дубово-черноберезовые леса, местами встречавшиеся на приречных склонах южных

экспозиций, будут почти полностью затоплены. Пойменные леса сохраняться только в долинах притоков Буреи. Уже в мае 2003 г. при затоплении пойменных лесов и приречных зарослей отмечены многочисленные случаи гибели кладок птиц.

В прибрежной зоне формирующегося Бурейского водохранилища зарегистрирована временная концентрация грызунов, покинувших зону затопления в устье р. Н. Мельгин (правый приток Буреи). 27–29 мая 2003 г суммарная попадаемость мышевидных в ловушки Геро у кромки заполняемого водохранилища в устье р. Н. Мельгин составила 19,2 особи на 100 ловушко-ночей (л.н.) (красно-серая полевка – 3,8; красная полевка – 3,8 л.н.; азиатская лесная мышь – 11,6 л.н.). На остальных линиях в бассейне Н. Мельгина суммарная попадаемость – 6,7 особей на 100 л.н. (красно-серая полевка – 2,0; красная полевка – 0,7; лесной лемминг – 0,7; азиатская лесная мышь – 3,3).

Особенностью каньонного участка водохранилища является то, что лесосведение проводилось не заблаговременно, а непосредственно в момент заполнения искусственного водоема. Значительную часть рабочих составляют граждане Китая и Северной Кореи, полностью игнорирующие российские правила охоты. В тайге можно увидеть натянутые тросы, направляющие зверей в ловушки. На каждой стоянке используются сотни ловчих петель. В марте 2004 г. на 9200 м, пройденных по склонам побережий формирующегося водохранилища, было обнаружено 10 ловчих петель на кабаргу. Петли расставляются вдоль узких просек, специально проделанных в ельниках с помощью трелевочных тракторов. Кабарожки, поедающие лишайник с поваленных деревьев, попадают в ловушки китайских лесорубов. Мясо диких животных занимает существенную долю рациона рабочих.

Численность лося и изюбря в радиусе 10 км от лагерей лесорубов по нашим наблюдениям, по сравнению с 2000 г. снизилась в 3–6 раз. В бассейне реки Нижний Мельгин в весенне-летние сезоны 2000 и 2003 гг. были проведены учеты копытных по дефекациям на одних и тех же маршрутах (табл. 4.3.3). В 2003 г. близ устья Н. Мельгина появился лагерь лесорубов. Дальше всего антропогенное воздействие распространялось по долинам (> 10 км), животное население которых пострадало особенно сильно. Зимние учеты (март 2004 г.) еще раз подтвердили отмеченные тенденции и позволили уточнить особенности пространственного распределения промысловых видов млекопитающих (табл. 4.3.4).

Плотность населения кабарги в окрестностях лагерей лесорубов (побережья водохранилища) примерно на порядок ниже, чем в районе устья р. Суларин (около 12 км от вершины подпора залива р. Нижний Мельгин). Кабарга медленнее, чем лось и изюбрь

Таблица 4.3.3

Влияние лагеря лесорубов на численность крупных копытных.
(Учеты по дефекациям проведены в устье р. Нижний Мельгин. Лагерь лесорубов появился на устье р. Нижний Мельгин в 2003 г.)

Форма рельефа	Расстояние от лагеря (км)	Биотоп	Длина маршрута (км)	Лось		Изюбрь	
				Дефекаций / га	Особей / 1000 га	Дефекаций / га	Особей / 1000 га
Днища долин малых и средних рек	<10	Листоветнично-березовый лес с участками пойменных лугов	2,0/0,8	3,3/0	1,1/0	6,7/0	2,5/0
	>10	Смешанный пойменный лес с листоветничной, березой, елью и др.	0,5/2,0	26,3/18,3	8,8/6,1	13,3/3,3	4,9/1,2
Склоны, гребни хребтов и водоразделы	<10	Листоветнично-березовый злаково-багульниковый лес	8,0/7,5	7,5/1,3	2,5/0,4	4,2/2,2	1,5/0,8
	>10	Пихтово-еловый зеленомошник с листоветничной Березово-листоветничной багульниковый лес	4,0/4,0	10,0/3,3	3,3/1,1	3,3/0,8	1,2/0,3
			2,0/2,0	6,7/15,0	2,2/5,0	3,3/3,3	1,2/1,2

Примечание. Слева от черты данные 2000 г. Справа от черты – 2003 г.

Таблица 4.3.4
Результаты зимних учетов копытных в Бурейском ущелье в марте 2004 г.
(район нижнего течения и устья р. Нижний Мельгин)

Основные формы рельефа	Расположение по отношению к водохранилищу	Преобладающие биотопы	Длина (км)	Кабарга		Косуля		Изюбрь		Лось	
				п.у.*	п.н.**	п.у.	п.н.	п.у.	п.н.	п.у.	п.н.
Склоны и водоразделы	Территории, граничащие с побережьями водохр.	Лиственничные и листовнично-березовые леса, местами с пихтой	62,3	16,9	11,8	-	-	0,4	0,64	0,05	н.д.
	Побережье Мельгинского залива	Лиственнично-березовые и березово-осиновые леса	9,2	-	-	1,06	н.д.	0,37	0,6	0,04	н.д.
	Побережье каньонной части водохр.	Лиственнично-березовые леса, местами с елью; зарастающие вырубki	4,5	3,3	2,3	-	-	-	-	-	-
	Территории, граничащие с побережьями водохранилища	Пойменные леса, леса распадков, русла рек	31,1	1,2	0,8	-	-	2,3	3,6	-	-

Долины рек и акватория водоемов	Побережье Мельгинского залива	Пойменные леса в долинах притоков; ледовая поверхность залива	15,3	-	-	-	0,2	0,35	-	-
	Побережье каньонной части водохранилища	Долины и русла мелких притоков, ледовая поверхность водохранилища	9,8	-	-	-	-	-	-	-
По всей территории	Территории, границе с побережьями водохранилища	По всем биотопам	93,3	11,7	8,2	-	1,0	1,6	0,03	н.д.
	Побережье Мельгинского залива	По всем биотопам	24,5	-	-	1,06	0,37	0,6	0,04	н.д.
	Побережье каньонной части водохранилища	По всем биотопам	14,3	2,09	1,46	-	-	-	-	-

* п.у — показатель учета (суточных следов на 10 км);

** п.н. — плотность населения (особей на 10 кв.км);

н.д. — нет данных.

Прочерк означает, что следов животных данного вида не обнаружено.

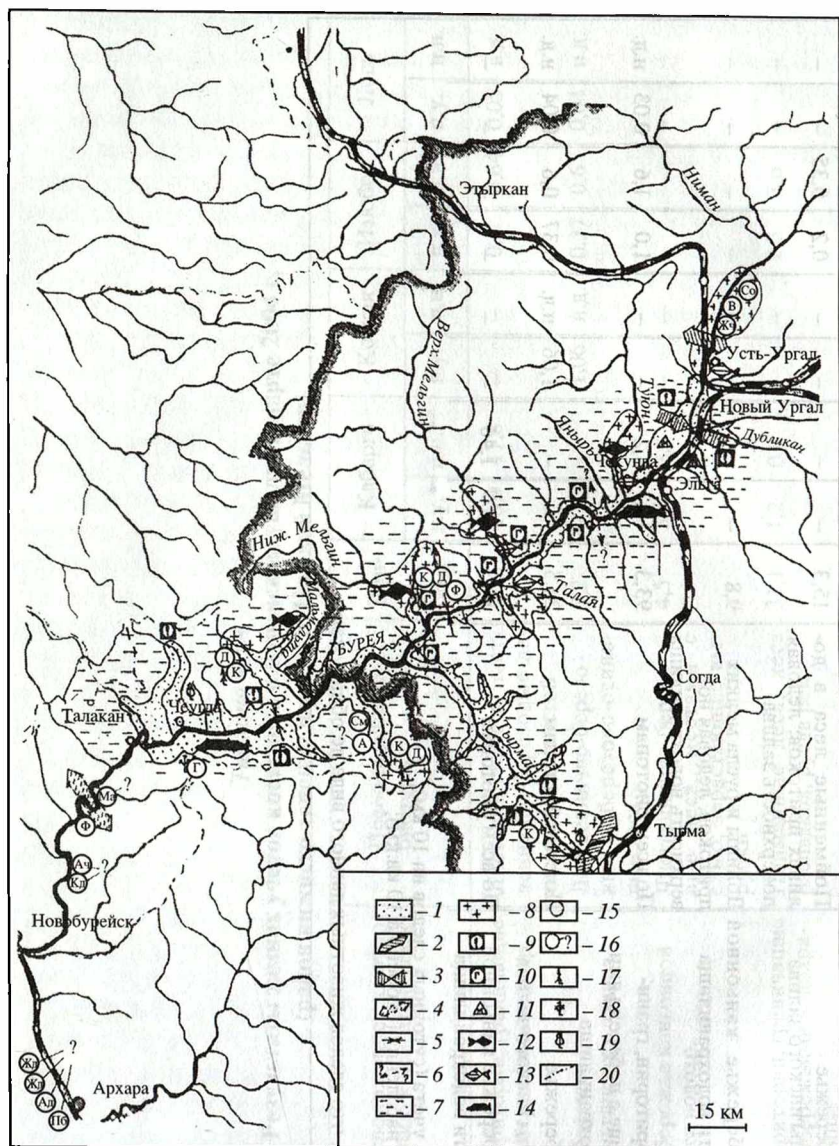


Рис. 4.3.1. Прогноз основных тенденций изменений экосистем в зоне влияния Бурейского водохранилища (после 2003 г.)

Условные обозначения: 1 – зона затопления при Н.П.У. 256 м; 2 – основные звериные переходы, ведущие в обход водохранилища; 3 – основные звериные переходы, перекрытые водохранилищем; 4 – основные звериные переходы в зоне влияния незамерзающей полыньи; 5 – звериные переходы, перекрытые водохранилищем; 6 – места вероятных звериных переходов; 7 – зона пониженной продуктивности зоокомплексов; 8 – зона повышенной численности и миграционной активности млекопитающих; 9 – предполагаемые места кратковременных концентраций крупных млекопитающих; 10 – вероятные места

отреагировала на антропогенное воздействие, но падение показателей численности этого вида оказалось более существенным (табл. 4.3.3; 4.3.4). Это животное строго привязано к своему индивидуальному участку, легко ловится петлями, а потому более уязвимо для браконьера.

Отсутствие должного контроля приводит к тому, что крупные копытные (изюбрь, лось), оттесняемые лесорубами от Бурейских побережий, становятся легкой добычей охотников-промысловиков в долинах притоков формирующегося искусственного водоема. Суммарная промысловая нагрузка на диких копытных зоны влияния каньонной части водохранилища чрезвычайно велика. В нижней части бассейна р. Н. Мельгин на участке площадью около 35 кв.км были получены данные о гибели от рук человека в течение зимы 2003–2004 г.: 3–4 кабарги, 2 лосей, 1–2 изюбрей, 1 косули. Эти данные далеко не полные. Согласно многолетним исследованиям, выполненным в рамках программы “Выстрел” Молодежного совета МГУ по охране природы (под ред. Тихомирова, 1986), вскрываемость случаев браконьерства колеблется в пределах 1,8–30%. Даже если принять за основу верхний предел и считать, что обнаружена 1/3 погибших животных, придется признать, что только за зиму в зоне влияния горной части Бурейского водохранилища лесорубы и охотники истребили не менее 54% поголовья изюбрей и 37% поголовья кабарги. Такая промысловая нагрузка на популяции копытных является катастрофической.

Весной 2003 г. дополнительным фактором стресса для зверей были многочисленные лесные пожары, возникшие на побережьях Буреи по вине лесорубов. Поэтому зона истребления и вытеснения диких животных далеко выходит за границы затопления Бурейским водохранилищем (рис. 4.2.1).

В период начала заполнения Бурейского водохранилища браконьерство нанесло первый серьезный удар и по популяциям рыб

←

гибели копытных на льду водохранилища; 11 – зоны массовой гибели мелких животных при быстром подъеме уровня водохранилища; 12 – изолированные группировки ленка; 13 – места кратковременных концентраций ленка хариуса и тайменя; 14 – зоны временного повышения численности рыб озерного комплекса (амурская щука, серебряный карась и др.); 15 – предполагаемые места обитания редких видов (В – выдра, Г – гималайский медведь, Ад – дальневосточный аист, Ач – черный аист, Д – дикуша, Жд – даурский журавль, Жч – черный журавль, Жа – японский журавль, Кд – дальневосточный кроншнеп, Ма – мандаринка, Ск – скопа, Ф – филин, а – Аполлон Номийон); 16 – места, которые могут стать непригодными для обитания редких видов в результате воздействия Бурейского гидроузла; 17 – коренные пихтово-еловые леса; 18 – кедровые и кедрово-дубовые леса; 19 – дубовые и дубово-черноберезовые леса; 20 – границы краев и областей

реофилов (хариус, ленок, таймень и др.). В связи с изменением гидрологического режима формирующегося искусственного водоема эти рыбы сконцентрировались близ устьев его крупных притоков (Н. Мельгин, Тырма, Обдерган, Мальмальта и др.). По результатам контрольных отловов в мае 2000 г. относительная численность ленка в вершинах заливов рек Обдерган и Н. Мельгин была почти на порядок выше, чем в устье р. Янырь, куда еще не дошел подпор водохранилища. В местах концентрации летом и зимой ведется практически бесконтрольный интенсивный вылов рыбы. Бурейский каньон стал значительно доступнее в зимний период. Используя лесовозные дороги проложенные по льду водохранилища рыбаки доезжают до заливов на легковых автомобилях как со стороны пос. Талакан (Амурская обл.), так и со стороны поселка Чегдомын (Хабаровский край). При организации охраны заливы крупных горных притоков водохранилища могли бы стать рифугиумами для некоторых ценных видов рыб реофилов (ленок, хариус, таймень). Потеря рыбопродуктивности горных притоков водохранилища вероятно приведет к исчезновению выдры. Пока этот вид на р. Н. Мельгин еще довольно обычен.

Долины и каньоны приустьевых участков притоков водохранилища будут иметь большое значение и для сухопутных животных. При условии ликвидации пресса браконьерства здесь сформируются зоны повышенной численности и миграционной активности большинства видов млекопитающих и некоторых других позвоночных животных (рис. 4.3.1). Эти зоны будут характеризоваться:

- повышенной плотностью населения лося, изюбря, местами – косули;
- повышенной встречаемостью волка, местами россомахи и рыси;
- повышенной численностью мышевидных грызунов и зайца-беляка;
- повышенной численностью соболя;
- весенними концентрациями медведей и копытных на приречных косах;
- повышенной плотностью населения птиц. Такие участки мы условно называем “живыми долинами”.

В то же время склоны побережий водохранилища станут зоной минимальной плотности населения диких копытных, соболя и мышевидных грызунов. Здесь также прекратятся весенне-летние концентрации бурых медведей, которые в мае-июне регулярно выходили в поймы Буреи и Тырмы кормиться свежей зеленью.

Таблица 4.3.5

Численность мелких млекопитающих в пределах "Бурейского каньона",
число особей на 100 ловушко-ночей (Учеты проведены ловушками Геро на линиях)

Группы биотопов	Ловуш- ко-но- чей	Крас- ная по- левка	Красно- серая полевка	Лесной лем- минг	Азиат- ская лесная мышь	По- левая мышь	Бурун- дук	Пи- щуха	Буро- зубки (sp)
Долины в зоне затопления:	144/25*	0,7/4,0	7,6/4,0	0/0	6,3/12,0	0,7/0	0/0	0/0	0/0
Тополь, ольха, пойменные луга	94/0	0/ -	7,4/ -	0/ -	6,3/ -	1,1/ -	0/ -	0/ -	0/ -
Тополь, черная береза, лиственница	50/25	2,0/4,0	8,0/4,0	0/0	6,0/12,0	0/0	0/0	0/0	0/0
Долины вне зоны затопления:	50/50	6,0/2,0	18,0/6,0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
Ель, пихта, тополь, ива, лиственница	50/50	8,0/0	8,0/2,0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
Склоны в зоне затопления:	150/100	4,7/0	8,7/0	0/1,0	0/5,0	0/0	0,7/0	4,0/0	1,3/0
Лиственница, ель, пихта, береза									
Склоны и водоразделы вне зоны затопления:									
Лиственница, береза, курумы	50/0	6,0/ -	18,0/ -	0/ -	0/ -	0/ -	2/ -	8/ -	2/ -
Береза, черная береза, лиственница	50/50	0/0	4,0/0	0/0	0/10	0/0	0/0	0/0	0/0
Лиственница, ель, береза	0/50	8,0/0	4,0/0	0/2,0	0/0	0/0	0/0	4,0/0	2,0/0
В целом по зоне влияния в "средней каньонной части" водохранилища	394/225	3,8/0,9	9,4/2,2	0/0,4	2,3/5,8	0,3/0	0,3/0	1,5/0	0,5/0

* Над чертой - данные учетов 11-16 июля 2000 г.; под чертой - 28 мая - 2 июня 2003 г. Прочерк означает отсутствие данных. Жирным шрифтом показаны суммарные данные по биотопам.

На склонах побережий наиболее ярко проявляется климатическое воздействие водохранилища. Оно выражается в снижении весенне-летних температур, повышении влажности воздуха, увеличении числа дней с туманами и осадками. Это обусловит снижение численности мышевидных грызунов и мелких хищников. У соболя падает выживаемость молодняка и нарушается возрастная структура популяции. В сообществе мышевидных грызунов произойдет смена вида-доминанта, при общем снижении численности на склонах побережий водохранилища. По аналогии с горной частью Зейского водохранилища [Ильяшенко, 1984] можно предположить, что красно-серая полевка, которая сейчас доминирует в большинстве биотопов (табл. 4.3.5), в ближайшие 5 лет уступит свою лидирующую роль красной полевке и перейдет в разряд субдоминантов. Как показывают наблюдения красная полевка более устойчива к климатическим и другим изменениям среды обитания [Дымин, 1965]. Примерно через два десятилетия (2020–2025 гг.), когда многие виды адаптируются к появлению искусственного водоема, возможно восстановление структуры доминирования в сообществе мышевидных грызунов [Подольский, 1996]. Однако плотность их населения на склонах побережий водохранилища так и останется пониженной.

Для копытных имеет значение ухудшение кормовых и защитных свойств биотопов, а также повышение частоты гибели от браконьеров, хищников и травм. Гладкий ледовый покров облегчает охоту волкам и дает браконьерам возможность использовать все типы автотранспорта. Большая зимняя сработка уровня водохранилища (до 18 м) приведет к появлению крутых ледовых склонов с многочисленными трещинами, карнизами и подвижными блоками. Такие препятствия, отсутствовавшие в исходных биотопах, станут причиной травм и гибели многих диких животных.

В Бурейском каньоне будут нарушены пути миграций и местных переходов копытных. Уже нарушен ряд лосиных переходов (см. рис. 4.2.1). В частности затоплены острова Медвежий и Заячий. Поверхность водохранилища будет иметь меньший коэффициент шероховатости, чем долина Буреи. По аналогии с Зейским водохранилищем можно утверждать, что скорость ветра здесь усилится в 1,5–2 раза [Готванский, 1990]. Зима 2003–2004 г. выдалась необычно многоснежной. В малоснежные зимы в некоторых местах сильные ветры зимой будут сдувать снег с поверхности льда, а голый лед для лосей практически непреодолим.

Чтобы оценить долю лосей, принимающих участие в сезонных миграциях, был использован метод сравнения встречаемости зимнего и летнего помета лосей и изюбрей [Подольский, 1994]. По

Таблица 4.3.6

**Сравнение показателей зимней и летней численности лося
и изюбря в зоне влияния Бурейского водохранилища
(по результатам учетов 25 мая – 2 июля 2003 г.)**

Водосборные бассейны	Длина маршрутов, км	Показатели зимней численности				Показатели летней численности	
		Лось		Изюбрь		Лось	Изюбрь
		зимних дефекаций/га	особей / 1000 га	зимних дефекаций/га	особей / 1000 га	летних дефекаций/га	летних дефекаций/га
Река Яньюрь	31,6	2,3	0,8	2,8	1,1	0,1	0,2
Река Н. Мельгин	20,0	4,5	1,5	1,7	0,6	0,2	0,3
Река Обдерган	23,4	5,1	1,7	5,4	2,0	0,3	0,7
В целом по зоне влияния водохранилища	75,0	3,8	1,3	3,3	1,2	0,2	0,4

имеющимся данным, количество дефекаций у лося и изюбря примерно совпадает [Гептнер и др., 1961; Свиридов, 1978]. Сохранность летнего помета рассматриваемых видов, по нашим наблюдениям, не различается, следовательно, его встречаемость на единицу площади может служить показателем относительной численности этих животных (табл. 4.3.6). Известно, что изюбрь в Амурской области ведет оседлый образ жизни и не имеет протяженных сезонных миграций, поэтому его летняя численность должна примерно соответствовать зимней. Исходя из соотношения встречаемости зимнего (в среднем 1:1) и летнего (в среднем 1:2) помета лосей и изюбрей, около половины лосей принимает участие в сезонных миграциях. С правобережий Бурейского каньона весной откочевывают к югу на заболоченные мари и природные солонцы более 2/3 поголовья лосей. Уже весной 2004 г. водохранилище затруднило путь лосям, возвращающимся на правобережья.

В Бурейском каньоне остаются на зиму отдельные группы косуль. Большая часть биотопов, пригодных для зимовки этого вида, уже затоплена водохранилищем. Зимой 2003–2004 гг. не-

сколько косуль держалось в районе мыса между левым берегом залива р. Нижний Мельгин и Бурейским водохранилищем. Значительная часть этой группы была истреблена китайскими лесорубами.

“Верхняя широкая часть Бурейского водохранилища” (Участок II). Для характеристики этого участка заложена площадка “Янырь”. Она находится на правом берегу Буреи у границ Верхнебурейской равнины и Бурейского каньона; включает нижнюю и среднюю часть бассейна реки Янырь.

На левобережье Буреи в пределах Верхнебурейской равнины находится крупный Дубликанский заказник. Эта ООПТ способствовала сохранению популяций лося и косули. Наличие здесь большого числа естественных солонцов является одной из причин весенне-летних концентраций лосей. На Верхнебурейской равнине обитает самостоятельная популяция косули. Летняя плотность населения этого вида здесь достаточно велика и порой достигает 19,5–20,4 особей / 1000 га [Дарман, 1994]. Осенью и в начале зимы, в зависимости от величины снежного покрова, происходят более или менее интенсивные миграции, однако значительная часть косуль остается зимовать на Верхнебурейской равнине и на прибрежных сопках. При этом косули наиболее интенсивно используют нижние части склонов южных экспозиций. Учет экскрементов показал, что зимой 2002–2003 г. плотность населения косули в бассейне нижнего течения р. Янырь в характерных биотопах составляла 5,6 особей на 1000 га. Зимой 2003–2004 г. специалистами ИВЭП ДВО РАН [Антонов, 2004 – устное сообщение] здесь отмечена высочайшая концентрация косуль – около 20 особей на 1000 га. Вероятно, это связано с частичным затоплением Бурейского каньона. На этом этапе водохранилище затруднило осеннюю миграцию и вынудило часть косуль покинуть привычные места зимовок и идти вверх по Бурее. В то же время высокий снежный покров инициировал появление косуль шедших вниз по долине Буреи. Таким образом, при заполнении Бурейского водохранилища, выше выклинивания его подпора, сформировалась зона резко повышенной плотности населения косуль, что полностью соответствует ранее сделанным прогнозам [Подольский и другие, 2000].

В дальнейшем Бурейское водохранилище затопит большую часть местообитаний косули и лучшие летние биотопы лося. При этом миграционные пути копытных будут полностью перекрыты искусственным водоемом (ширина 6–9 км) и его крупными заливами. Эти животные окажутся в катастрофической ситуации. Поголовье косули может снизиться почти на порядок. Уйдут под

затопление и места обитания черного журавля на южной границе гнездового ареала. В остальном, по влиянию на диких животных в период заполнения водохранилища, этот участок будет сходен с приплотинным.

Верхнебуреинская равнина является северным форпостом распространения многих видов птиц, либо располагается вблизи известных северных границ ареалов амурского кобчика [Воронцов, 1976, цит. по: Бисеров, 1999], уссурийской совки [Степанян, 1975], а также белогорлого и сизого дроздов, синего соловья, сибирской горихвостки, пестроголовой и толстоклювой камышевок, возможно также амурской выпи, мандаринки, малого перепелятника и ряда других менее изученных птиц [Бисеров, 1999]. После заполнения водохранилища, часть перечисленных видов может выпасть из состава орнитофауны побережий искусственного водоема.

“Живая Буря” (Участок I). На участке Бурейской долины, примыкающем к выклиниванию подпора, влияние водохранилища выразится в увеличении интенсивности использования наземными позвоночными пойменных биотопов. За счет участка *“Живая Буря”* животные будут пытаться восполнить потребность в использовании ненарушенных долинных местообитаний. В частности, увеличится интенсивность переходов лося и косули через Бурейские острова. Во время заполнения верхней широкой части водохранилища, выше его подпора могут происходить значительные временные концентрации косули аналогичные отмеченным в бассейне р. Янырь. Участок может стать рифугиумом для многих видов с южным типом ареала, проникших сюда по долине Буреи: барсука, енотовидной собаки, узорчатого полоза, дальневосточной квакши, дальневосточной жабы и др. После затопления водохранилищем долины местные популяции этих видов окажутся в изоляции, что, вероятнее всего, приведет к сокращению численности одних видов и полному вымиранию других. Причем вторичное заселение долины выше подпора естественным путем окажется невозможным. Левобережные мари участка могут остаться единственным местом гнездования черных журавлей по всей зоне влияния Бурейского гидроузла.

“Нижний бьеф Бурейского гидроузла между Бурейскими створами” (Участок V). Появление Бурейского гидроузла нарушит миграции многих видов наземных позвоночных. Например, в нижнем бьефе незамерзающая полынья резко затруднит преодоление миграционных переходов косуль. В отдельные годы, в районе выхода Буреи на равнину, косуля движется сотнями. С появлением незамерзающей полыньи поздней осенью 2003 г. на местах бывших миграционных переходов отмеча-

лись временные скопления косуль до нескольких десятков особей. В дальнейшем здесь могут происходить случаи массовой гибели мигрирующих животных. На рассматриваемую территорию будет оказывать влияние не только Бурейская, но и проектируемая Нижнебурейская ГЭС в случае ее строительства. Наложение влияния гидроузлов может вызвать быструю деградацию природных комплексов.

“Нижний бьеф проектируемого Бурейского каскада” (Участок VI). Одной из острейших экологических проблем нижнего бьефа Бурейского гидроузла является уже упоминавшаяся опасность деградации пойменных экосистем и старичных озер Хинганского заповедника. Резкое снижение частоты, высоты и продолжительности стояния высоких паводков могут привести к зарастанию старичных озер, осухождению пойменных лугов. Все это чревато существенными потерями биоразнообразия и продуктивности природных комплексов. В наибольшей степени могут пострадать гнездовые популяции дальневосточного аиста, японского и даурского журавлей – редких охраняемых птиц, занесенных в международную Красную книгу, а также фоновые виды пролетных и гнездящихся околоводных птиц [Антонов, Париллов, 2004].

Согласно исследованиям сотрудников Хинганского заповедника [Игнатенко и другие, 2003] одним из основных лимитирующих факторов, определяющих успех гнездования журавлей и аистов на территории заповедника является наличие и уровень продуктивности старичных озер. После зарегулирования Буреи высокие паводки, поддерживавшие существование пойменных озер, практически прекратятся, что приведет к их зарастанию. Исчезновение старичных озер и, как следствие, снижение кормовой емкости гнездопригодных участков приведет к заметному уменьшению количества гнездящихся пар. Особенно выраженным этот процесс будет в засушливые годы. Продолжительность гидрологического цикла в местах гнездования японского, даурского журавлей и дальневосточного аиста составляет от 22 до 31 (в среднем 27,5) лет [Джиа-вок, 1986] и связана с циклами солнечной активности [Тросников, 1967]. Засушливые периоды в течение каждого гидрологического цикла могут составлять от 7 до 10 лет. Кумулятивный эффект, от периодических естественных засух и от потери старичных озер вследствие гидростроительства, будет губителен для размножающихся журавлей и аистов. Роль Хинганского заповедника, как гнездопригодной охраняемой территории, стабилизирующей состояние мировых популяций этих редких видов, существенно уменьшится.

4.4. Оценка эколого-экономического ущерба от создания Бурейского гидроузла

Бурейская ГЭС – одно из первых гидросооружений, для которых проведены расчеты эколого-экономического ущерба не только в зоне затопления, но и в зоне косвенного влияния водохранилища. В 2003 г. сделана предварительная оценка ущерба животному населению Амурской области [Проблемы охраны и изучения..., 2004]. В настоящее время эти оценки уточняются с учетом ущерба животному миру Хабаровского края [Бурейская ГЭС..., 2005].

Оценки ущерба животному миру основывались на вышеизложенных данных о состоянии животного населения и прогнозах его изменений на различных участках зоны влияния Бурейского гидроузла. При этом были использованы лишь официально утвержденные и ранее апробированные методики. Оценивалось воздействие на следующие группы наземных животных: беспозвоночных, амфибий, рептилий, птиц, промысловых видов млекопитающих. Ущерб рассчитан для 10-летнего периода существования Бурейского водохранилища. Оценка изначально проводилась в виде кратных показателей минимального месячного размера оплаты труда (МРОТ). При взыскании штрафов МРОТ принято считать равным 100 руб.

В большинстве случаев применялись формулы, изложенные во “Временной методике определения предотвращенного экологического ущерба” [Вершков и другие, 1999], утвержденной 09.03.99 председателем Госкомэкологии В.И. Даниловым-Данильяном. Следует обратить внимание на то, что в нашей ситуации ущерб не был предотвращен, и животные, в полной мере, испытали негативные последствия создания Бурейского гидроузла. На особо охраняемых природных территориях (ООПТ) ущерб исчислялся в соответствии с принятыми нормами [Вершков и другие, 1999]: для заповедников в тройном размере; для заказников в двойном размере. Рассмотрим основные особенности расчетов по основным группам животных.

Беспозвоночные. Для этой группы оценивался только прямой ущерб от уничтожения в зоне затопления верхнего бьефа водохранилища [Игнатенко, 2004]. Ущерб фоновым и редким видам почвенных беспозвоночных определялся на основе литературных данных об их относительной биомассе на территории Хабаровского края и Амурской области [Чернов, 1975]. Ущерб пчелам-опылителям рассчитан на основе оригинальных учетов Е.В. Игнатенко. Суммарный ущерб беспозвоночным животным от заполнения Бурейского водохранилища составляет

13 047 487 200 руб. [Игнатенко, 2004; Бурейская ГЭС..., 2005]. Это не окончательный результат, а лишь то что, возможно рассчитать по утвержденным методикам, на современном уровне изученности фауны и населения беспозвоночных рассматриваемой территории. В дальнейшем величина ущерба может быть скорректирована в сторону увеличения.

Амфибии и рептилии. Для представителей этих таксономических групп ущерб оценивался только в зоне затопления. Используются данные полевых наблюдений, проведенных на побережьях р. Буреи И.Г. Тарасовым [1994]. Подсчитан ущерб только для двух видов, численность которых удалось установить каменистого щитомордника и дальневосточной лягушки. Он составил 1051189,6 МРОТ или 1 063 870 100 руб. [Проблемы..., 2004; Бурейская ГЭС..., 2005].

Птицы. В верхнем бьефе Бурейского гидроузла оценивался ущерб птицам в зоне затопления. Хотя гидроузел оказывал косвенное влияние на птиц с самого начала строительства, для расчета прямого ущерба в верхнем бьефе мы использовали оригинальные данные о численности птиц непосредственно перед заполнением ложа водохранилища [Антонов и другие, 2004]. Оценки абсолютной численности птиц на территории, подлежащей затоплению, сделаны на основании осредненных данных, полученных нами при проведении учетов на маршрутах и модельных площадках [Проблемы..., 2004]. Они носят ориентировочный характер, поскольку птицы, как правило, населяют местообитания неравномерно. В целом, оценки относительной численности значительно уточнены в сторону уменьшения после первого опыта определения ущерба птицам в зоне затопления водохранилища на территории Амурской области [Эколого-экономическая оценка..., 2003]. Сумма итогового ущерба птицам, обитающим в зоне затопления на территории Амурской области и Хабаровского края, при сторублевом размере минимальной месячной оплаты труда, составляет 17 642 828 руб. [Антонов и др., 2004; Бурейская ГЭС..., 2005].

В нижнем бьефе Бурейского гидроузла рассматривался ущерб редким охраняемым видам птиц: дальневосточному белому аисту, даурскому и японскому журавлям. После зарегулирования Буреи, при фактическом устранении паводков ускорится и станет необратимым процесс оторфовывания и отмирания старичных озер. Не станет временных (заливных) водоемов, играющих роль важнейшего кормового биотопа для гнездящихся журавлей и аистов, которые выкармливают своих птенцов преимущественно мелкой рыбой [Проблемы..., 2004]. На территории Архаринской низменности выделено несколько участков Бурейской поймы,

которые, при отсутствии регулярных паводков или снижении их частоты, станут малопригодными для гнездования журавлей и аистов [Эколого-экономическая оценка..., 2003]. Средние многолетние показатели динамики размножения птиц на этих участках за последние 22 года взяты из Летописей природы Хинганского заповедника. Количество птенцов, ежегодно выращиваемых на этой территории, определялось как произведение среднего многолетнего количества гнездящихся пар на среднее многолетнее количество птенцов в выводках. За 10 лет ущерб популяциям журавлей и аистов можно оценить в 33 828 800 руб. [Проблемы..., 2004; Бурейская ГЭС..., 2005].

Млекопитающие. Оценивался ущерб охотничьим видам зверей в верхнем бьефе Бурейского гидроузла как в зоне затопления, так и в зоне косвенного влияния водохранилища. По методическим соображениям одновременно рассчитывался ущерб тем видам птиц, которые относят к боровой дичи (рябчик, глухарь). Использована "Методика оценки ущерба охотничье-промысловым животным при различных видах нарушений среды обитания" [Швец, 2001]. Исчислялись убытки охотпользователей, в размере реального ущерба и упущенной выгоды. Основой оценки экономического ущерба охотничьему хозяйству явились показатели средней многолетней численности и плотности населения охотничьих животных. В ложе водохранилища, где все наземные экосистемы затапливаются, ущерб рассматривается как абсолютный. Потеря части местообитаний для популяций равносильна потере части поголовья. Оценивались как одновременные потери популяций, так и потерянный прирост. В зоне косвенного влияния водохранилища расчет ущерба велся с учетом степени воздействия гидросооружения на каждый вид млекопитающих. Для этого использовался прогноз основных тенденций изменений животного населения под влиянием Бурейского гидроузла [Подольский и другие, 2000], уточненный вариант которого приведен выше. При этом учитывался опыт зоологического мониторинга на побережьях Зейского водохранилища [Подольский, Колобаев, 2000]. Суммарный ущерб для охотничьих видов зверей и боровой дичи на территории Амурской области составил 144 262 500 руб. [Игнатенко, Кастрикин, 2003; Бурейская ГЭС..., 2005].

Приведенные цифры далеко не исчерпывают ущерб диким животным. Расчеты сделаны лишь по тем территориям и группам животных, по которым имелась достаточная информация и утвержденные методики. Для уточнения суммарного ущерба животному миру необходимо учесть: ущерб охотничьим зверям и боровой дичи в нижнем бьефе Бурейского гидроузла; ущерб наземным беспозвоночным в нижнем бьефе гидроузла; ущерб амфибиям и реп-

тилиям в зоне косвенного влияния водохранилища и в нижнем бьефе гидроузла; ущерб мигрирующим популяциям птиц; ущерб птичьему населению в зоне косвенного влияния водохранилища; ущерб популяциям мышевидных грызунов, насекомоядных и других непромысловых зверей по всей зоне влияния водохранилища (включая верхний и нижний бьефы гидросооружения); ущерб водным беспозвоночным в верхнем и нижнем бьефе гидроузла; ущерб ихтиофауне в верхнем и нижнем бьефе гидроузла. Уточнение размеров ущерба проводится по мере накопления и обработки информации [Бурейская ГЭС..., 2005]. Однако даже неполные предварительные расчеты показывают, что только за десять лет суммарный эколого-экономический ущерб от создания Бурейского гидроузла для наземных животных составит не менее 14 307 млн руб. Как видим, итоговая сумма ущерба экосистемам, полученная в первом приближении, сопоставима с затратами на строительство ГЭС (по данным пресс-службы ОАО “Бурейская ГЭС” с 2000 по 2003 г., когда строительство шло наиболее интенсивно, общий объем финансирования составил 16 943 млн руб.). Таким образом можно считать, что строительство Бурейской ГЭС обошлось почти в два раза выше, чем это указано в проектной стоимости. А “экономия” происходит за счет природы.

Необходимо подчеркнуть, что приведенные цифры ущерба пока не являются основанием для предъявления иска энергетикам. Они сделаны для того, чтобы осмыслить стоимость природной катастрофы. Знание этих параметров должно определить высочайшую меру ответственности людей при проектировании и создании крупных ГЭС. Приведенные материалы наглядно показывают необходимость разработки и утверждения на государственном уровне четких механизмов определения и выплат реальных компенсаций эколого-экономического ущерба. К сожалению пока средства на смягчение негативных последствий гидростроительства для диких животных практически не выделяются, хотя разработан целый ряд соответствующих эффективных и сравнительно малозатратных мероприятий.

4.5. Меры по снижению негативного влияния Бурейского гидроузла на животный мир

Согласно статье 22 Федерального закона “О животном мире” Российской Федерации от 24 апреля 1995 года: “...При размещении, проектировании и строительстве аэродромов, железнодорожных, шоссейных и других транспортных магистралей, линий электропередачи и связи, а также каналов, плотин и иных гидротехнических сооружений должны разрабатываться и осу-

ществляться мероприятия, обеспечивающие сохранение путей миграции объектов животного мира и мест их постоянной концентрации, в том числе в период размножения, концентрации и зимовки”.

Создание крупного водохранилища является масштабной экологической катастрофой. Необратимо меняются пространственная структура местообитаний, водно-ледовый режим и другие параметры среды. Полностью оградить животных от влияния водохранилища или свести его к малозаметному минимуму невозможно. Однако любые естественные биокомплексы, в том числе и сообщества диких животных, обладают определенной пластичностью. Если определить основные механизмы устойчивости зоокомплексов и целенаправленно способствовать их реализации, сводя к минимуму дополнительные негативные антропогенные воздействия, можно добиться ощутимых положительных результатов в снижении ущерба животному миру. Компенсационные мероприятия должны быть дифференцированы в пространстве и во времени в соответствии с изложенными представлениями о состоянии и предстоящих изменениях животного населения зоны влияния Бурейского гидроузла. Детальное проектирование и реализация этих мероприятий должны проводиться за счет средств компенсации экологического ущерба от создания Бурейского гидроузла. Список мероприятий, упомянутых в данном разделе, далеко не исчерпывает возможности экологической реабилитации зоокомплексов, подверженных воздействию гидростроительства. Предложенная нами региональная система зоологического мониторинга [Подольский и другие, 2004] позволит оперативно корректировать и дополнять систему компенсационных мероприятий.

4.5.1. Охранные мероприятия

Временный запрет охоты. Заполнение водохранилища — чрезвычайно напряженный период для диких животных, в первую очередь для крупных млекопитающих. В это время часто отмечаются вынужденные концентрации зверей у кромки затопления. Ошибочное решение об охоте без ограничений в период заполнения Зейского водохранилища способствовало катастрофическому снижению численности косуль (примерно в 10 раз) и лосей (в 3–5 раз). Чтобы не повторять прежних ошибок, следует на период интенсивного заполнения Бурейского водохранилища (не менее 5 лет) полностью закрыть охоту на побережьях Бурейского водохранилища и в зоне влияния незамерзающей полыньи. В виде исключения может быть разрешена охота по пушнине. Поте-

ри охотпользователей и рядовых охотников от временного запрета охоты должны быть компенсированы РАО ЕЭС России. В соответствии с нашими рекомендациями на территории Бурейского района Амурской области охота в 2003 г. была закрыта. Запрет должен быть продлен и распространен на ту часть территории Верхнебуреинского р-на Хабаровского края, которая примыкает к побережьям водохранилища.

Долговременный запрет на ловлю рыб-реофилов. В формирующемся водохранилище, а также в его мелких и средних притоках рыбы-реофилы (хариус, ленок, таймень и другие) будут поставлены на грань исчезновения. Изолированные группировки этих видов могут остаться в наиболее крупных горных притоках водохранилища (Туюн, В. Мельгин, Талая, Н. Мельгин, Тырма, Обдерган, Мальмальта). На этих реках и в их заливах необходимо на длительный период (10–15 лет) полностью запретить рыбную ловлю. Тогда со временем, после проведения специальных биотехнических мероприятий, о которых будет сказано ниже, ленок вновь сможет заселить обезрыбевшие притоки водохранилища, а возможно и сам искусственный водоем.

Резкое усиление борьбы с браконьерством. Запреты на добычу промысловых животных могут помочь их сохранению только при условии жесткого контроля. Необходимо создать специальные рейдовые бригады охотинспекции и рыбинспекции, снабдив их необходимыми спецсредствами, оружием, транспортом и горючим. К участию в работе рейдовых бригад целесообразно привлекать общественные природоохранные организации: Амур СОЭС, “Барс” и др. Такие бригады должны обеспечить защиту от браконьеров мест долговременных и эпизодических концентраций животных в период заполнения водохранилища. Для достижения реального природоохранного эффекта интенсивность патрулирования, по сравнению с современным уровнем, должна возрасти не менее чем на порядок.

Усиление административного контроля за соблюдением норм трудового и природоохранного законодательства при проведении лесосводки в ложе водохранилища. До настоящего времени основным мероприятием, призванным стабилизировать экологическую ситуацию на Бурее и улучшить качество воды искусственного моря, считалась лесосводка. Но с ее проведением явно запоздали. Сейчас эффективность этого мероприятия вызывает сомнения. Большая часть леса уходит под затопление на корню. Лесосводка проводится на относительно небольших изолированных участках. Значительная часть вы-

пиленной древесины попадает в заполняемое водохранилище и образует многокилометровые заломы у боннового заграждения в районе устья р. Чеугды. Многие рабочие являются гражданами Китая и Южной Кореи. Они совершенно игнорируют правила охоты и рыболовства, принятые в России. В результате массового браконьерства в радиусе 10–15 км от лагерей лесорубов в 2–4 раза снизилась численность крупных животных. Кроме того, участки лесосведения часто становятся очагами распространения крупных лесных пожаров, далеко выходящих за пределы зоны затопления. Таким образом, в настоящее время локальная очаговая лесосводка приводит к дополнительным глубоким региональным нарушениям экосистем зоны влияния водохранилища, которые и без того находятся в критическом стрессовом состоянии.

Многочисленные нарушения природоохранного законодательства, допускаемые лесорубами, в значительной степени связаны с неудовлетворительной организацией их труда. Многие рабочие не имеют трудовых соглашений, по несколько месяцев не получают зарплату и соответственно не могут обеспечить себе и своим семьям достойное пропитание. Некоторых это вынуждает заниматься браконьерством. Значительную долю рациона рабочих составляют дикие животные. Из семи случаев, когда удавалось узнать, чем питаются лесорубы, в трех случаях в пище присутствовало мясо диких копытных (изюбрь – (район Сектагли), лось, кабарга (район Н. Мельгина)). Летом в формирующихся заливах рабочими ведется интенсивный сетевой лов рыбы. Для кардинального улучшения ситуации необходимо тесное взаимодействие заказчиков работ по лесосводке (ОАО Бурейская ГЭС, ОГУП “Строитель”) и представителей природоохранных структур (охотинспекция, рыбинспекция). К организациям-подрядчикам, допускающим нарушения трудового законодательства, заказчиком должны применяться самые строгие санкции, вплоть до расторжения договоров. Между представителями заказчиков и природоохранными структурами должна быть достигнута договоренность о совместных действиях. Желательно, чтобы заказчики предусмотрели возможность санкций к тем организациям-исполнителям на участках работы которых отмечены неоднократные грубые нарушения природоохранного законодательства (браконьерство, возникновение лесных пожаров по вине людей, загрязнение водных объектов ГСМ и др.). Без подобной координации действий усиление интенсивности патрулирования оперативных групп охотинспекции и рыбинспекции может не дать ожидаемого эффекта.

4.5.2. Биотехнические мероприятия

Спасение диких животных с временных островов зоны затопления. При заполнении нижней и верхней широких частей водохранилища образуются временные острова и полуострова, на которых могут оставаться дикие животные. Было бы целесообразно, чтобы их спасением и эвакуацией занялись бригады охотинспекции при участии и (или) под контролем специалистов Хинганского заповедника. Бригады должны иметь средства отлова, иммобилизации и транспортировки диких животных. Как показывает зарубежный опыт спасения животных при заполнении водохранилищ (Кариба, Вольта, Брокпондо и другие), наиболее эффективно их вытеснение с временных полуостровов зоны затопления. Цепи спасателей должны идти от уреза воды в сторону коренного берега, производя шум, вынуждающий зверей покинуть затопляемую территорию [Авакян, Подольский, 2002].

Усиление контроля численности волка на побережьях формирующегося водохранилища. Ледовый покров водохранилища создает особо благоприятные условия для охоты волков. Выгон диких копытных на гладкий лед искусственного водоема становится их основным охотничьим приемом. В результате копытные испытывают усиление пресса хищников. В зоне влияния водохранилища необходимо усилить регулирование численности волка путем создания специализированной бригады охотников-волчатников.

Предотвращение гибели изюбря и кабарги на льду Бурейского водохранилища. Эти животные будут гибнуть от травм, полученных на ледовых “ловушках” – трещинах, образующихся при зимней сработке уровня водохранилища (более 10 м). Например, в Зейском заповеднике за год регистрируется до 12–14 таких случаев. Звери гибнут там, где ледовые “ловушки” соседствуют с важнейшими кормовыми и защитными биотопами. Число таких мест ограничено. Система зоологического мониторинга позволит выявить такие места за первые 3–4 года заполнения водохранилища. После их инвентаризации будет спроектирована сеть подкормочных площадок и солонцов для отвлечения копытных от опасных участков побережий. Все площадки и солонцы будут удалены от берегов и расположены только в пределах ООПТ. Это позволит свести к минимуму вероятность браконьерства. Одновременно на территории Зейского заповедника, в известных местах гибели копытных (стационар “Мотовая”), необходимо провести модельные биотехнические мероприятия: создать подкормочные площадки и защитное ограждение, ограничивающее доступ копытных к ледовым “ловушкам”. Такие работы уже на-

чались в 2003 г. при поддержке Института устойчивых сообществ (проект РОЛЛ). Эффективность этих мероприятий будет выяснена опытным путем за те 3–4 года, пока на Бурейском водохранилище будут определены места гибели копытных. В зоне влияния Бурейского гидроузла необходимо использовать те методы, которые докажут свою эффективность на побережьях Зейского водохранилища.

Восстановление рыбопродуктивности горных притоков Бурейского водохранилища. В связи с изменением гидрологического режима из Бурейского водохранилища и его средних горных притоков исчезнут рыбы-реофилы: хариус, ленок, таймень. Только в заливах отдельных водотоков (Н. Мельгин, Тырма, Мальмалта, Обдерган и другие) в условиях охраны могут сохраниться небольшие изолированные группировки ленка. Естественного расселения ленка не произойдет, поскольку стоячая вода искусственного моря представляет серьезное препятствие для этого вида. На Зейском водохранилище одна из таких группировок, по истечении 10–15 лет, приспособилась к изменившимся условиям, вновь заселила р. Мотовую. Эта популяция, адаптированная к влиянию гидросооружения, представляет потенциальную ценность для восстановления рыбопродуктивности горных притоков Зейского и Бурейского водохранилищ. Работы по реаклиматизации ленка в горных притоках Зейского водохранилища уже начались в рамках проекта РОЛЛ.

Для восстановления рыбопродуктивности горных притоков Бурейского водохранилища необходимо проведение целой системы взаимосвязанных биотехнических мероприятий:

- проведение модельного эксперимента по отлову и заселению мотовинских ленков в притоки Зейского водохранилища с последующим мониторингом;
- поиск, охрана и мониторинг группировок ленков, сохранившихся в заливах Бурейского водохранилища;
- использование опыта по реаклиматизации ленков для зарыбления горных притоков Бурейского водохранилища;
- организация службы реинтродукции рыб-реофилов; доставка на Бурейское водохранилище искусственно оплодотворенной икры или личинок Мотовинских ленков для ускорения процесса восстановления рыбопродуктивности горных притоков.

Зарыбление Бурейского водохранилища аборигенными видами озерного комплекса. Исчезновение течения, повышение температуры воды и затопление огромных площадей суши создадут в формирующемся Бурейском водохранилище прекрасные условия для размножения рыб озерного комплекса. Из них наиболее перспективными промысловыми видами являются амурская щу-

ка и серебряный карась. После окончательного заполнения ложа привнос биогенных веществ прекратится, условия для питания и размножения упомянутых видов рыб будут быстро ухудшаться. Учитывая, что при начале заполнения карася и щуки в водохранилище будет очень мало, необходимо провести широкомасштабное зарыбление формирующегося искусственного водоема упомянутыми видами. Это позволит своевременно использовать всплеск биопродуктивности, характерный для начальных стадий формирования гидробиоценозов водохранилищ, и получать богатые уловы щуки и карася. Если не провести зарыбления, то падение биопродуктивности водоема может произойти раньше, чем щука достигнет высокой промысловой численности.

Гидромелиоративные мероприятия для искусственного поддержания гидрорежима пойменных озер в условиях зарегулирования стока р. Буреи. Существование в пойме р. Амур многочисленных озер, имеющих старичное происхождение, поддерживается благодаря периодическим наводнениям, цикличность которых до строительства Зейского гидроузла составляла 11–12 лет. В настоящее время цикл составляет примерно 30 лет. Можно ожидать, что после зарегулирования стока р. Буреи длительность периодов между наводнениями возрастет до 100 лет (результаты исследований ЗИН РАН по прогнозу влияния Нижнебурейского гидроузла на экосистемы). Результатом станет резкое увеличение скорости зарастания озер. Это вызовет сокращение численности японского и даурского журавлей, а также дальневосточных аистов, использующих побережья старичных озер в качестве основных кормовых биотопов. Согласно статье 24 Федерального закона РФ “О животном мире”, “...Действия, которые могут привести к гибели, сокращению численности или нарушению среды обитания объектов животного мира, занесенных в Красные книги, не допускаются.... Органы исполнительной власти субъектов Российской Федерации обязаны создавать необходимые условия для сохранения и разведения редких и находящихся под угрозой исчезновения объектов животного мира, в том числе путем специализации зоопарков и организации питомников”. Чтобы не допустить деградации ценнейших пойменных экосистем и утраты популяций редких охраняемых видов птиц, необходимо спроектировать и внедрить комплекс биотехнических мероприятий, направленных на сдерживание деградации старичных озер и создание дополнительных кормовых водоемов.

Экологические попуски. Для снижения потерь биологической продуктивности и разнообразия пойменных и речных экосистем в нижнем бьефе Бурейского гидроузла следует разработать и внедрить систему экологических попусков. Попуски должны

ежегодно проводиться в период нереста большинства видов рыб. Не реже чем раз в 5–7 лет необходимо инициировать высокие паводки, промывающие некоторые старичные озера.

4.5.3. Укрепление системы ООПТ

Создание систем особо охраняемых природных территорий (ООПТ) – один из наиболее эффективных методов охраны животных в зонах влияния крупных гидросооружений. Положительные результаты от применения данного метода объясняются тем, что он позволяет в максимальной степени реализовать естественные механизмы, направленные на частичное восстановление и стабилизацию экосистем. При этом для сохранения видового разнообразия и биологической продуктивности зоокомплексов должны соблюдаться следующие требования.

Своевременность. Необходимо спроектировать и утвердить систему ООПТ еще до начала строительства гидросооружения. В противном случае возможно резкое увеличение масштабов гибели животных в период начала затопления ложа водохранилища. Так, при заполнении Зейского водохранилища, отмечались вынужденные концентрации косуль в местах бывших миграционных переходов [Дарман, Колобаев, 1993]. Отсутствие охраны этих участков привело к массовому отстрелу косуль, за которым последовало почти десятикратное снижение численности популяции.

Адресность. Система ООПТ должна быть ориентирована на охрану зоокомплексов именно в зоне влияния конкретного гидроузла. До последнего времени, при разработке природоохранных разделов проектов ГЭС [Колымская, Катунская и другие], практиковалось проектирование ООПТ на значительном удалении от водохранилищ. Считалось, что они смогут компенсировать природе региона ущерб от затопления территории. С этим трудно согласиться – при таком подходе обширные зоны влияния водохранилищ, нуждающиеся в стабилизации экосистем, будут длительное время оставаться районами экологического бедствия.

Минимальная достаточность. Под строгую охрану необходимо взять, прежде всего, те участки, которые, в условиях влияния водохранилищ, станут определять экологическое благополучие обширных территорий, значительно превышающих площади самих ООПТ. Концентрация усилий природоохранных структур на наиболее важных участках позволит сохранить биоразнообразие и биопродуктивности экосистем при относительно незначительных ограничениях хозяйственной деятельности и минимальных материальных затратах.

Информационная обеспеченность. Необходимо организовать мониторинговые наблюдения за состоянием животного населения, для оперативного корректирования режима природопользования в зоне влияния гидросооружения. Чтобы можно было сравнивать данные с материалами наблюдений на территориях, не затронутых влиянием водохранилища, должны использоваться преимущественно стандартные методики. Это позволит различать естественные и антропогенно обусловленные изменения зоокомплексов.

Координация. Деятельность всех ООПТ, расположенных в зоне влияния водохранилища, должна координироваться из единого центра. Это особенно важно для проведения комплекса компенсационных биотехнических мероприятий.

Наблюдения на побережьях Зейского водохранилища показали, что процессы адаптации видов (популяций) к появлению горного водохранилища действуют в направлении частичного восстановления исходных зоокомплексов. При условии охраны временной интервал нарушения таежных экосистем, от деструкции и резкой дестабилизации, (в период начала затопления водохранилища) до появления первых признаков частичного восстановления (частичное восстановление структуры доминирования в сообществах, частичное восстановление миграционных процессов, частичное восстановление ареалов и другие) составляет около 20–25 лет [Подольский, 1998]. Исходя из этого, в 2000–2003 гг. в зоне влияния Бурейского водохранилища было спроектировано 8 новых ООПТ общей площадью около 2 500 кв. км. Из них уже утверждено 3 ООПТ общей площадью 633 кв. км (рис. 4.4.1). Если все наши предложения будут приняты, то общая площадь ООПТ, вместе с уже существующими, в бассейне Буреи достигнет 9 580 кв. км, что составит около 14% от всей площади водосборного бассейна. Предложенная нами система ООПТ ориентирована на приоритетную охрану водно-наземных экотонов. Она отвечает основополагающему принципу сохранения функционального единства мега-экосистемы речного бассейна [Залетаев и другие, 1998]. Это позволит обеспечить относительную экологическую стабильность в регионе.

Подробнее остановимся на природном парке “Бурейский”, поскольку считаем учреждение этой ООПТ ключевым мероприятием для снижения социально-экологического ущерба от введения в строй Бурейского гидроузла. Парк должен занять побережья и акваторию Бурейского водохранилища на участке от границы с Хабаровским краем до устья залива р. Чеугды: бассейн р. Обдерган; часть бассейнов рек Мальмальта, Чукчан, Правые и Левые Аголи (см. рис. 4.4.1). В заповедную зону природного парка предлагается включить уже существующие ООПТ: заказник “Мальмальта” (13,2 тыс. га) и памятник природы “Компаней-

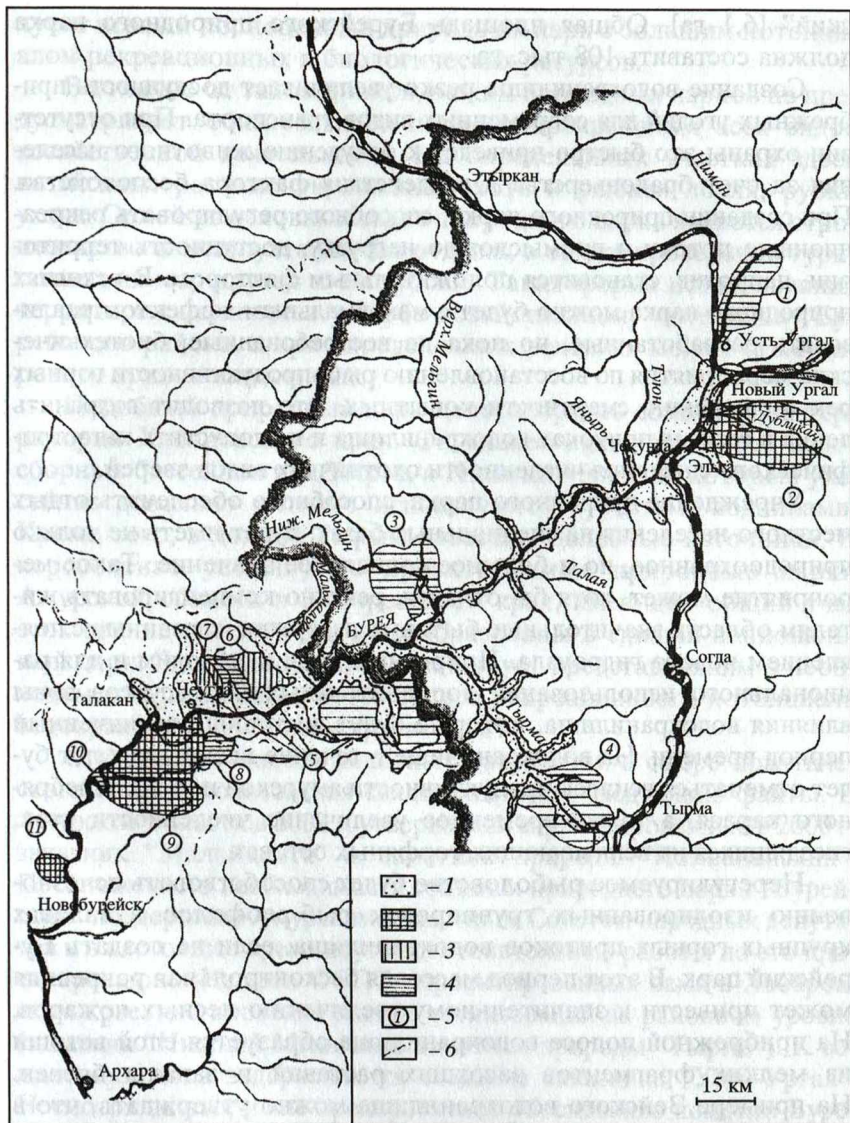


Рис. 4.4.1. Особо охраняемые природные территории (ООПТ) в зоне влияния Бурейского гидроузла

Условные обозначения:

1 – зона затопления при Н.П.У. 256 м. 2 – ООПТ, учрежденные до 2000 г. 3 – ООПТ, учрежденные в 2000 г. 4 – проектируемые и перспективные ООПТ. 5 – номера ООПТ: 1 – заказник “Усть-Ургал”; 2 – заказник “Дубликанский”; 3 – заказник “Нижний Мельгин”; 4 – памятник природы “Тырма”; 5 – природный парк “Бурейский”; 6 – заказник “Мальмальта”; 7 – памятник природы “Компанейский”; 8 – участок “Левые Аголи”; 9 – заказник “Желундинский”; 10 – урочище “Сухие протоки”; 11 – заказник “Иркутн”. 6 – граница Амурской области и Хабаровского края

ский” [6,1 га]. Общая площадь Бурейского природного парка должна составить 108 тыс. га.

Создание водохранилища резко увеличивает доступность прибрежных угодий для современных видов транспорта. При отсутствии охраны это быстро приведет к оскудению животного населения за счет браконьерства и воздействия фактора беспокойства. При создании природного парка, способного регулировать рекреационные потоки и промысловую нагрузку, доступность территории, напротив, становится положительным фактором. В условиях природного парка можно будет с максимальным эффектом реализовать разработанные, но пока не востребованные, биотехнические мероприятия по восстановлению рыбопродуктивности горных рек и снижению смертности копытных. Это позволит сохранить ленка в горных притоках водохранилища и не допустить катастрофического снижения численности охотничьих видов зверей.

Учреждение природного парка, способного обеспечить отдых местного населения на специальных базах, будет иметь не только природоохранное, но и большое социальное значение. Такое мероприятие может, хотя бы отчасти, реально компенсировать жителям области значительные бытовые издержки, связанные с появлением нового гидроузла. Природный парк необходим и для рационального использования дополнительных биоресурсов зоны влияния водохранилища, которые будут доступны ограниченный период времени. На водохранилище в течение нескольких лет будет отмечаться всплеск продуктивности амурской щуки и серебряного карася, а также временное увеличение численности уток, гнездящихся на всплывающих торфяных островах.

Нерегулируемое рыболовство будет способствовать исчезновению изолированных группировок рыб-реофилов в заливах крупных горных притоков водохранилища, если не создать Бурейский парк. В этот период массовая бесконтрольная рекреация может привести к значительному увеличению лесных пожаров. На прибрежной полосе водохранилища образуется слой ветоши из мелких фрагментов засохших растений и завалы бревен. На примере Зейского водохранилища можно утверждать, что в таких местах разведение огня, без специально оборудованных кострищ приведет к появлению многочисленных очагов возгорания тайги. Природный парк должен создать комфортные условия для отдыха и спортивного рыболовства, сохраняя природный потенциал территории. В дальнейшем функционирование парка может поддерживаться за счет средств водного налога, который будет выплачивать Бурейская ГЭС, что полностью соответствует Водному кодексу (ВК) РФ. В результате Бурейский район и Амурская область в целом практически без материальных затрат, по-

лучат первый полноценный природный парк с большим потенциалом рекреационных и биологических ресурсов.

В отличие от заповедников, режим природных парков не предусматривает обязательного полного прекращения всех видов хозяйственной деятельности. На определенных участках здесь возможны: регламентированная охота и рыбная ловля, рубки ухода. Одной из основных задач природного парка является строительство и эксплуатация баз отдыха, а также проведение туристических маршрутов и экскурсий. Такая форма использования территории не нанесет ущерба хозяйственному потенциалу Бурейского района, а при определенных условиях может стимулировать приток инвестиций.

Подобный природный парк целесообразно создать и на территории Хабаровского края. Он может включать части водосборных бассейнов рек Тырма и Нижний Мельгин, которые уже сейчас довольно активно используются туристами-водниками. Кроме того, в долине Тырмы известны целебные источники. В перспективе упомянутые проектируемые природные парки Амурской области и Хабаровского края, имеющие общий участок границы, могут быть преобразованы в единый национальный парк. Это полностью соответствует представлениям о необходимости реализации богатейшего рекреационного потенциала водохранилищ [Авакян и другие, 1987].

О востребованности подобных разработок в сфере практического природопользования свидетельствуют следующие факты. В Амурской области в 2002 г. утверждены спроектированные в 2000 г. заказник "Мальмальта" и памятник природы "Компанейский". Предложение о необходимости создания природного парка "Бурейский" поддержано Амурским областным Советом народных депутатов и в настоящее время идут подготовительные работы по его проектированию. Из трех ООПТ, спроектированных нами в Хабаровском крае, две проходят стадию согласований на районном уровне (заказник "Нижний Мельгин и памятник природы "Тырма"). К сожалению, пока задерживается создание заказника "Усть-Ургал". Несмотря на это, наше предпроектное обоснование помогло Бурейскому заповеднику не допустить незаконной вырубki старовозрастных пойменных лесов на островах проектируемого заказника.

Полномасштабная реализация изложенных предложений по снижению экологического ущерба от создания Бурейского гидроузла и организации щадящего природопользования на его побережьях может способствовать нормализации экологической ситуации в регионе. В этом случае, возможно, удастся заметно снизить потери биоразнообразия. Сохранятся: жизнеспособные популяции и группировки редких видов животных (кабарги, гималайского

медведя, амурского барсука, дикуши, черного журавля, японского журавля, даурского журавля, дальневосточного аиста, мандаринки, филина, шмеля байкальского, хвостоносца Маака, носсы уссурийской, аполлона Номiona и других); уникальные природные комплексы, находящиеся у крайней северной границы распространения (дубовые и дубово-черноберезовые леса, кедровые и кедрово-дубовые леса). В подпорах некоторых малых рек, впадающих в водохранилище, сохраняются группировки рыб-реофилов. За счет охраны мест долговременных и эпизодических концентраций животных (копытные, мышевидные грызуны, соболь, медведь и другие) в зоне выклинивания подпора водохранилища по долинам его притоков, будут созданы условия для последующего восстановления биологической продуктивности во всем регионе. Этой же цели послужит комплекс биотехнических мероприятий и активизация борьбы с браконьерством. Сохранившиеся в подпорах ленки со временем могут заселить обезрыбевшие притоки. Зарыбление заполняемого водохранилища щукой и карасем позволит в короткие сроки добиться значительного повышения его рыбопродуктивности. Сохранение девственной природы, наличие сети ООПТ и повышение рыбопродуктивности Бурейского водохранилища обеспечат условия для развития туризма. При условии создания инфраструктуры Бурейского природного парка и целенаправленного регулирования рекреационных потоков туризм может стать важной доходной статьей регионального бюджета.

Согласно приведенным данным Бурейское водохранилище оказывает и будет оказывать значительное негативное воздействие на животный мир. Традиционно, взаимодействия между гидростроителями и экологической общественностью строились на принципах абсолютной конфронтации, которая не приводила к конструктивным результатам. Похоже, сейчас ситуация несколько меняется. Энергетики начинают осознавать, что полностью игнорировать вопросы экологической безопасности не удастся. Как признак этого понимания можно рассматривать разработку ОАО "Ленгидропроект" РАО ЕЭС России проекта "Социально-экологического мониторинга зоны влияния Бурейского гидроузла" [2002]. Одним из его системных недостатков является узко локальная направленность. Локальный мониторинг может отслеживать изменения в зоне влияния гидроузла, но не способен определить, чем они вызваны. При таком подходе нельзя дать реалистичный прогноз изменения экосистем и предложить действенные меры по их сохранению.

Зоологический блок Бурейского мониторинга будет региональным. В его проведении участвуют: ИВЭП ДВО РАН, ИВП РАН, Хинганский, Зейский и Буреинский заповедники. Бурей-

ская ГЭС уже начала финансирование, но оно явно недостаточно. По-прежнему, эта работа в значительной степени опирается на энтузиазм сотрудников заповедников и поддержку международных экологических организаций (Фонд Джона Д. и Кэтрин Т. Макартуров, Институт устойчивых сообществ, WWF России). Между тем дополнительные ресурсы для подобных работ в регионе имеются. Гидроузлы платят средства в счет водного налога, и согласно водному кодексу РФ часть этих средств должна идти на научные и практические работы по обеспечению приемлемых экологических условий в зонах влияния водохранилищ. Генеральный директор ОАО «Бурейская ГЭС» Ю.В. Горбенко обратился в Администрацию Амурской области с предложением использовать часть средств, выплачиваемых Бурейской ГЭС в областной бюджет, для финансирования деятельности Хинганского заповедника по сохранению биоразнообразия в зоне влияния Бурейского гидроузла. Пока вопрос остается открытым.

Этот пример показывает, что в решении вопросов, связанных с минимизацией экологического ущерба от гидростроительства, важную роль играют не только энергетики, но и региональные власти. В Амурской области большинство природоохранных инициатив, связанных с Бурейской ГЭС, находят понимание у представителей районных и областных администраций. Благодаря этому, еще до начала заполнения водохранилища было учреждено несколько новых ООПТ. Жители Амурской области, имеющие перед глазами пример Зейского водохранилища, хорошо осведомлены о негативных последствиях гидростроительства. Иная ситуация в Хабаровском крае. Видимо, там водохранилище не воспринимается, как источник серьезной экологической опасности. До сих пор в крае не утверждена ни одна из ООПТ, спроектированных нами в 2000 г. для снижения негативных последствий гидростроительства. Это грозит утратой ценнейших экосистем и потерей устойчивости природных комплексов.

Создание Бурейской ГЭС – лишь очередной этап в освоении гидроэнергоресурсов Приамурья. У гидростроителей обширные планы по зарегулированию многих притоков Амура и даже главного русла реки. От того, как сложатся взаимоотношения энергетиков, региональных властей и общественности в период ввода в строй Бурейской ГЭС, во многом зависит будущее устойчивое развитие и экологическая безопасность региона. Один из главных вопросов: удастся ли реально, хотя бы частично, компенсировать ущерб природе и населению от гидростроительства? Только в этом случае можно избежать масштабных социально-экологических катаклизмов при дальнейшем расширении масштабов гидростроительства.

5. ИЗМЕНЕНИЕ УРОВНЯ ВНУТРЕННИХ ВОДОЕМОВ И ДИНАМИКА ЭКОТОННЫХ СИСТЕМ ПОБЕРЕЖИЙ И ДЕЛЬТ КАСПИЙСКОГО И АРАЛЬСКОГО МОРЕЙ

Современные процессы трансформации природной среды как в бассейне Каспийского моря, так и Аральского относят к категории экологического бедствия, несмотря на то, что они идут в разном направлении: на Каспии под влиянием подъема уровня моря, а на Арале – его катастрофического снижения. Однако для обоих водоемов характерны смены фаз направленного изменения уровня. Во второй половине прошлого столетия активно обсуждалась необходимость переброски вод в бассейн Каспия в связи с его катастрофическим обмелением, а уровень Аральского моря в первой половине века поднялся на 1,5 м выше, чем среднемноголетнее значение. Изучение этих разнонаправленных процессов трансформации биокомплексов побережий и дельт, непосредственными свидетелями которых мы являемся, представляет несомненный научный интерес.

5.1. Динамика экотонных систем побережья в связи с подъемом уровня Каспийского моря

Каспийское море – внутренний водоем, расположенный полностью в пределах аридной зоны. Его характерной чертой является нестабильный уровеньный режим. Именно эти два фактора – колебания уровня моря и аридность Каспийского региона – являются ведущими факторами динамики побережий. Для современного состояния Каспийского моря характерно продолжительное и интенсивное поднятие его уровня, начавшееся в 1978 г. с отметки –29,0 м и стабилизация на отметке в –26,5 м с середины 1990-х гг. Влиянию колебаний уровня моря подвержена широкая полоса прибрежной суши, а наибольшие изменения характерны для береговой полосы в интервале высотных отметок от –29 до –25 м.

Целью исследований было изучение закономерностей перестроения берегового экотона вода–суша на побережье в связи с современной трансгрессией Каспийского моря. В отличие от многих работ аналогичного плана, которые в настоящее время проводятся на Каспийском побережье, наши исследования отличаются в методическом плане тем, что побережье рассматривается как экотонная система вода–суша [Залетаев, 1997], при этом предполагается более детальный анализ и рассмотрение взаимосвязи всех компонентов, формирующих условия среды побережий и являющихся факторами существования и динамики биоты. В процессе длительных натурных исследований в этом регионе нами накоплены уникальные данные по ботаническому разнообразию. Поэтому одной из важных задач исследований, выполнявшихся на Каспийском побережье, было изучение закономерностей формирования и трансформации флористического разнообразия на российском побережье Каспия.

Вопрос изучения и сохранения биологического разнообразия Земли особо выделяется среди крупных экологических проблем современности. Наиболее остро он встал перед человечеством во второй половине XX века в связи с комплексными крупномасштабными антропогенными воздействиями не только непосредственно на растительный и животный мир, но и, в большей степени, на среду обитания. Потеря биоразнообразия в значительной мере ослабляет устойчивость природных экосистем, что, в конечном итоге, сводит к минимуму достижения передовых технологий развития мирового хозяйства и негативно отражается на самом человеке.

Сохранение биологического разнообразия Каспийского моря и прибрежных территорий – одна из важнейших задач по охране природы и рациональному природопользованию в этом регионе. Наиболее остро эта проблема возникла в последние десятилетия в результате действия природных (в первую очередь, повышения уровня моря и климатических изменений) и антропогенных факторов.

В задачу исследований было включено также изучение перестроения берегов, оценка текущих и прогноз возможных изменений природной среды на побережье при дальнейшем повышении уровня моря.

Исследования проводились на российском побережье Каспийского моря. Для типизации условий среды было проведено ландшафтно-типологическое районирование. Используя характеристики побережий (геолого-геоморфологический тип строения берега, характер уклонов подводного берегового склона, соленость морских вод вблизи берега, наличие сгонно-нагонных яв-

лений и другие), были выделены 5 ландшафтно-экологических типов прибрежных районов: дельта Волги, низменное побережье Калмыкии, дельты Терека и Сулака, два участка Приморской и Самур-Дивичинской низменности Дагестана.

В каждом из выделенных ландшафтно-экологических районов были заложены трансекты и велись наблюдения в течение ряда лет, начиная с 1989 г., что позволило охарактеризовать ландшафтные условия всех выделенных типов побережий и особенности динамики среды в связи с подъемом уровня моря [Кулешова, 1997; Свиточ, Кулешова, 1996].

В качестве одного из методических приемов изучения экотонной системы на морском побережье выделялись и рассматривались инстантная и дистантная зоны (соответственно прямого и косвенного воздействия моря в понимании В.С. Залетаева, 1997). К зоне прямого воздействия были отнесены территории, непосредственно подверженные влиянию морских вод. Это береговая полоса новокаспийской террасы шириной от нескольких метров (территория предгорного Дагестана) до нескольких десятков километров (низменные территории северного Дагестана и Калмыкии).

К зоне косвенного воздействия относились территории, где не отмечено прямого воздействия морских вод на сушу, а опосредованное влияние морских вод проявлялось через изменения га-логеохимического состояния почв и грунтовых вод, а также состава и структуры растительных сообществ.

5.1.1. Характеристика динамических процессов на побережье

Колебания уровня Каспийского моря проявляются на побережье через противоположные по знаку процессы: затопление-осушение и подтопление-обсыхание. Благодаря экотонному характеру структуры побережий, представляющему собой экотон вода-суша, при развитии этих процессов сохраняется представленность всех биокомплексов, характерных для Каспийского побережья, их роль в пространственной структуре претерпевает изменения. При трансгрессиях моря наибольшие площади занимают гигрофильные и гидрофильные биокомплексы, а при регрессиях – гидрофильные и мезофильные экосистемы при участии солончаковых. При резких подъемах и опусканиях уровня моря (до 10 см/год, как в 1993–1995 гг.) экологическим следствием становится упрощение и нарушение поясной структуры экотонов, развиваются микроочаговые процессы, свидетельствующие о крайней дестабилизации среды.

Изучение динамики растительности на разных типах российского побережья Каспийского моря в период повышения его уровня позволило сделать вывод о том, что наиболее подвержена изменениям береговая полоса современной и новокаспийской морских террас. Данные участки берега представляют собой современный экотон береговой зоны вода–суша Каспийского моря. На развитие растительности побережья и ее смены влияют уклоны подводного берегового склона, геоморфологическое строение побережья, галогеохимическая обстановка, а также знак и скорость изменения уровня моря. Так, например, на низменных побережьях северного Дагестана и Калмыкии с минимальными уклонами подводного берегового склона сильные нагоны морских вод, вызванные постоянно дующими ветрами, становятся причиной затопления прибрежной территории на несколько десятков километров.

Переработка берегов – одно из прямых воздействий, оказываемых подъемом уровня Каспийского моря. Наши исследования показали, что эти процессы также связаны с геолого-геоморфологическим строением побережий и их закономерности могут быть также описаны в границах выделенных нами 5 ландшафтных типов.

Для террасированного побережья предгорного Дагестана характерны аккумулятивные выровненные берега лагунного типа. При повышении уровня моря активное развитие получали процессы абразионного размыва поверхности новокаспийской террасы, постепенного выполаживания береговой полосы по мере продвижения моря на сушу, снижения динамики волнового воздействия и пассивного затопления водами лагуны поверхности современной морской террасы. Если лагуны на низком побережье не было, то в условиях повышающегося уровня моря она появлялась в тылу нарастающего штормового вала, образующего мигрирующую в сторону берега пересыпь.

Современная морская терраса как наиболее динамично развивающийся участок побережья может служить моделью изменяющейся гидрогенной экотонной системы, по-разному испытывающей влияние моря. Это проявляется в ландшафтной структуре растительного покрова, представленном мезопоясным эколого-динамическим рядом с линейной протяженностью основных растительных сообществ вдоль уреза воды (рис. 5.1.1.).

В ходе исследований были изучены смены растительного покрова, а также выявлен характер и направление идущих здесь сукцессий под влиянием трансгрессии моря. Большая детальность топографической съемки позволила проследить ход изменений состава и структуры растительных сообществ, охаракте-

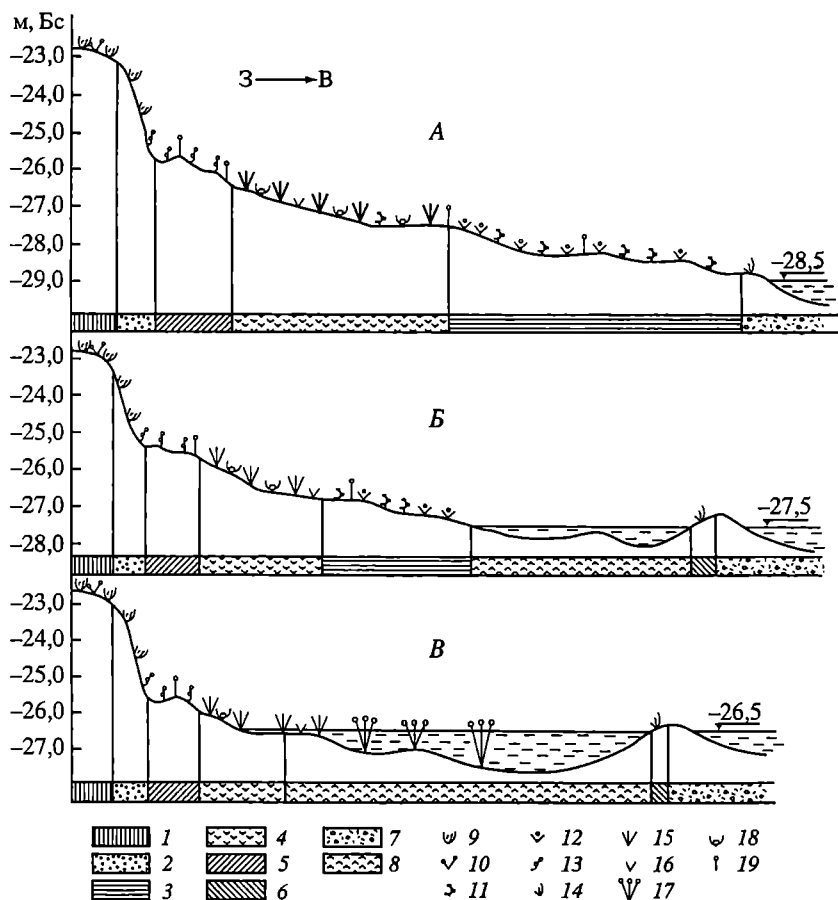


Рис. 5.1.1. Динамика растительных сообществ Туралинского участка побережья Каспийского моря в период активного повышения его уровня. (Масштаб горизонтальный 1 : 5000; масштаб вертикальный 1 : 100)

Условные обозначения:

Почвенно-растительный покров: 1 – злаково-полукустарничковые сообщества с доминированием *Artemisia arenaria*, *Centaurea arenaria*, *Bromus japonicus* на солонцеватых светло-каштановых почвах; 2 – разреженные злаково-полукустарничковые сообщества на солонцеватых светло-каштановых почвах; 3 – галофитный комплекс растительности на приморском солончаке с преобладанием *Salicornia europaea* в микропонижениях и группой злаковых ассоциаций на микроповышениях; 4 – сообщество ситников (*Juncus acutus*, *J. maritimus*) на приморских лугово-болотных почвах; 5 – псаммофитная растительность с преобладанием *Leymus racemosus*, *Convolvulus persicus*, *Alhagi pseudalhagi* на песчаных почвах; 6 – редкая литоральная растительность современного берегового вала. 7–8 – Отложения: 7 – среднезернистый песок с большим количеством ракушки; 8 – донные лагунные осадки; 9–17 Растения: 9 – полукустарнички рода *Artemisia*, 10 – злаки-эфемеры, 11 – *Salicornia europaea*, 12 – *Cynodon dactylon*, 13 – *Alhagi pseudalhagi*, 14 – пионерные группировки на пляже, 15 – ситники, 16 – осоки, 17 – рогоз, камыш; 18 – разнотравье, 19 – *Tamarix ramosissima*. А – 1976 г.; Б – 1990 г.; В – 1995 г.

ризовать изменение роли отдельных видов растений в ценозе и их пространственное распределение в условиях повышения уровня Каспийского моря. Для этого были использованы показатели встречаемости и активности.

Встречаемость видов (в %) определялась через отношение числа площадок, где зарегистрирован вид, к общему числу площадок на каждом из профилей [Миркин, Розенберг, Наумова, 1989].

Активность видов (в баллах по 7-балльной шкале) определена по формуле (Малышев, 1973):

$$A = \sqrt{FD},$$

где F – показатель встречаемости вида; D – среднее обилие вида в наиболее характерных для него ассоциациях (по 5-ти балльной шкале на основе шкалы обилия Друде).

Для определения показателя сходства растительных ассоциаций, входящих в галофитный комплекс растительности приморского солончака в различные годы наблюдений, использован коэффициент Жаккара.

Коэффициент имеет вид:

$$k = \frac{c}{a + b - c},$$

где c – число общих ассоциаций, отмеченных за два различных года; a, b – число ассоциаций, отмеченных за каждый год.

По мере повышения уровня моря в профиле береговой зоны Туралинского участка побережья произошли значительные морфологические изменения (рис. 5.1.2). В приурезной части сложился современный береговой вал (пляж полного профиля), образованный материалом донного происхождения, и имеющий большую высоту и более четкую выраженность в рельефе, чем вал, наблюдаемый в период понижения уровня моря (до 1977 г.). Береговой вал активно продвигался в сторону суши, причем, скорость его движения зависела от скорости повышения уровня моря. Так, в 1988–1989 гг. при стабильной отметке уровня моря в –27,6 м вал практически не двигался, в то время как в 1990 г. при повышении уровня моря на 10 см он продвинулся в среднем на 15–20 м, а к 1995 г. – на 40–45 м.

Эти данные позволяют прогнозировать возможные изменения побережий. Так, при дальнейшем повышении уровня моря на побережьях данного типа происходил бы размыв пляжа и пересыпи и, в результате этого, соединение морских вод с водами лагуны, исчезновение последней и значительное пассивное проник-

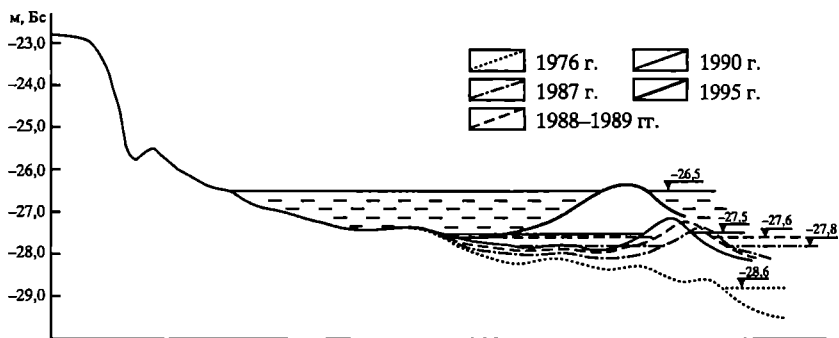


Рис. 5.1.2. Морфологические изменения в профиле береговой зоны Туралинского участка Каспийского побережья в период активного подъема уровня моря (масштаб горизонтальный 1 : 5000; масштаб вертикальный 1 : 100)

новение моря в глубь суши. В случае отсутствия лагуны на аналогичных участках побережья, она образовывалась бы в тылу берегового вала и по мере повышения уровня моря мигрировала в сторону суши до уступа высокой новокаспийской террасы. В ее зарастании могли принимать участие водно-болотные виды растений. При увеличении глубины и солености лагуны отмечалось бы выпадение одних видов растений и снижение обилия других. В зоне непосредственного контакта суши и моря растительный покров, вероятно, сохранился бы лишь по повышенным элементам рельефа. Доминирующим процессом могло быть постепенное выполаживание берега и берегового склона морского дна, уменьшение глубины сублиторали и динамики волнового воздействия, а также сдвиг на сушу всех растительных поясов. Пояс псаммофитов, приуроченный к береговым валам у подножья новокаспийской террасы, вероятно, мог полностью исчезнуть, а его место заняли бы галофильные виды растений.

Дальнейшее развитие берега в местах выхода коренных пород (типичный участок побережья в районе мыса Сатун) в условиях продолжающегося повышения уровня моря происходило бы по пути углубления сублиторали, исчезновения пляжа, усиления волнового воздействия на берег и возникновения абразионной платформы. На поверхности террасы участки с ситниковыми сообществами, вероятно, получили бы наибольшее распространение, а зональная растительность могла быть вытеснена и сохранена только по наиболее повышенным элементам рельефа.

В целом, при всей серьезности сложившегося положения, подверженные абразии и затоплению площади в предгорном Дагеста-

не относительно невелики. На низменном побережье Дагестана и Калмыкии море затопило более обширные участки берега.

Со стороны старого русла реки Сулак и наступающих каспийских вод существовала реальная опасность затопления поселка Сулак, расположенного на берегу бухты потому что с повышением уровня моря в нижнем течении реки ее воды вновь частично сбрасывались по старому руслу, и оно из цепочки озер вновь превратилось в речную систему. По правому борту старого русла активно происходил размыв берега. На левом берегу затопление восточной окраины поселка было пассивным из-за поднятия уровня воды в реке, высота которого напрямую связана с уровнем Каспийского моря. Русло старой протоки было занято водами не полностью: на многочисленных илистых островках и мелководьях произрастал тростник, рогоз, камыш, различные виды осок и встречался высохший тамарикс.

По мере подъема уровня моря происходило бы дальнейшее пассивное затопление и подтопление северной окраины поселка Сулак морскими водами. Крайнее мелководье бухты и низменный рельеф исключали активную абразию берега. Существующие дамбы не могли спасти поселок от подъема воды, так как она фильтровалась через них. Однако дамбы сдерживали подъем каспийских вод во время нагонов.

На участках затопления и подтопления на низменных побережьях Дагестана и Калмыкии сложная галогеохимическая обстановка весьма четко индизировалась сменами растительных сообществ. Здесь обычно выделялось несколько поясов растительности: гидрофитный сменялся галофитным, а далее поясом зональной растительности.

Для данного типа побережий трансгрессия Каспийского моря проявлялась в относительно спокойном, пассивном затоплении обширных низменных территорий. По мере дальнейшего повышения уровня моря могла еще более расшириться зона мелководий, усилится роль нагонов и произошел бы глубокий сдвиг растительных поясов в сторону суши. При катастрофическом поднятии уровня моря было возможно значительное разрежение растительных сообществ зон мелководья и затопление значительной территории берега.

В дельте реки Волги динамические процессы связаны как с изменением режима стока самой реки, так и с подъемом уровня моря. Они проявились в повышении паводкового и меженного уровней в водотоках, увеличении продолжительности затопления пойменных поверхностей, усилении увлажнения и заболачивании почв низменных биотопов, подтоплении земель в приморской полосе. Происходящая смена мезофитной раститель-

ности на гидрофитную, может быть оценена как неблагоприятное явление, так как последняя является менее ценной в кормовом отношении.

5.1.2. Изучение и оценка флористического разнообразия, охрана редких, исчезающих видов и природных комплексов

Основными факторами, создающими угрозу биоразнообразию Каспийского региона в целом можно назвать изменение уровня Каспийского моря и дестабилизацию водных и прибрежных экосистем Каспийского моря; уменьшение площадей естественных местообитаний флоры и фауны и исчезновение отдельных мест обитания. Это привело к: сокращению видового разнообразия; сокращению генофонда сельскохозяйственных растений и животных; отсутствию равновесия между использованием и воспроизводством биологических ресурсов и снижению ресурсного потенциала водных и наземных экосистем.

Факторами риска для биоразнообразия в Каспийском регионе представляются:

- опустынивание прибрежных территорий;
- биологическое загрязнение (вселенцы);
- загрязнения природной среды в результате антропогенной деятельности и антропогенное воздействие на прибрежные экосистемы;
- переиспользование ресурсов речного стока, нерациональное водопотребление;
- чрезмерное использование биологических ресурсов;
- отсутствие правового регулирования на региональном уровне и слабое региональное взаимодействие по сохранению биоразнообразия.

Биота наиболее уязвима ко всем стрессовым факторам и служит индикатором экологического благополучия территории и сохранение ее разнообразия рассматривается нами как важная составляющая проблемы сохранения биоразнообразия всей территории.

Своеобразие природно-климатических и ландшафтных условий региона определяет основную ценность этой молодой в геологическом отношении территории, процесс формирования биоразнообразия которой еще не закончен. Вместе с тем именно здесь активно проявляется процесс экологической дестабилизации, опустынивание ландшафтов в результате действия как природных, так и антропогенных факторов.

Основную проблему сохранения биоразнообразия побережий

региона, в том числе и ботанического, представляется уместным разбить на две крупные группы:

- сохранение фиторазнообразия (охрана редких и исчезающих видов и фитоценозов);
- сохранение биоразнообразия экосистем при различном использовании природных ресурсов.

Побережье Каспийского моря относятся к наиболее изменяющимся мировым экосистемам и как экотон вода–суша обладает исключительным биологическим и ландшафтным разнообразием, которое поддерживает состояние флоры и фауны и ее высокую естественную продуктивность.

Флора российского побережья Каспийского моря как единое целое до сих пор не изучалась. Поэтому предварительно была создана эколого-ботаническая база данных по многочисленным литературным источникам, а также собственным полевым комплексным ландшафтно-экологическим исследованиям, сопровождавшимся сбором гербарного материала в период с 1985 по 1996 гг.

По нашим данным флора российского побережья Каспийского моря включает 2665 видов растений, относящихся к 784 родам 145 семейств (табл. 5.1.1). Основная роль в ее формировании принадлежит 10 семействам, к которым относится 1616 видов или 61% ее состава [Нац. доклад..., 2000]. 5 лидирующих семейств *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Chenopodiaceae*, *Brassicaceae*, в изучаемом регионе таковы же, как и во флоре пустынь Средней Азии и являются характерными для Ирано-Туранской и Средиземноморской флористических областей.

По представленности первых 5 лидирующих семейств флора Российского Прикаспия близка к флоре пустынь бывшего СССР (см. табл. 5.1.1), но несколько отличается в последовательности. В то время, когда во флоре пустынь на 2 место выходит семейство *Fabaceae*, в Прикаспии – *Poaceae*. Остальные семейства располагаются в аналогичном порядке.

В составе флоры обращает внимание значительное число монотипных семейств (49–50%), что свидетельствует о молодости территории.

Альфа-разнообразие рассчитывалось по числу видов на стандартной площади геоботанического описания. Оно наиболее высоко в дельтах рек (до 20 видов и более), и наименьшее – на равнинных участках остепненных пустынь Калмыкии и маршевых приморских солончаках (3–5 видов).

Выделенные нами 5 ландшафтно-экологических районов: (дельта Волги, побережье Калмыкии, дельты Сулака и Терека, предгорное побережье Дагестана и дельта реки Самур), также

Таблица 5.1.1

**Представленность лидирующих семейств во флоре Прикаспия
и бореальных пустынь Евразии**

Таксоны и другие показатели	Флора пустынь бывшего СССР (Прозоровский, 1940)	Российская часть Каспийского побережья
Число семейств	83	145
Число родов	—	784
Число видов	1695	2665
Лидирующие семейства (% к общему числу видов)		
<i>Asteraceae</i>	14,7	11
<i>Fabaceae</i>	9,8	8
<i>Chenopodiaceae</i>	9,6	6
<i>Poaceae</i>	8,6	11
<i>Brassicaceae</i>	7,2	6
Общий % по 5-ти семействам	49,8	40,7

различаются и флористически. Наибольшее число видов – 1432 или 54% флоры – выявлено на территории, включающей приморскую часть Калмыкии и Дагестанское побережье. Значительное число видов – 820 или 31% флоры – отмечено в дельте Волги и прилегающих районах. В дельте реки Самур нами установлен 251 вид или 9% флоры. На территории, испытывающей прямое воздействие изменения уровня Каспийского моря произрастает 185 видов.

На российской территории побережья Каспийского моря отмечено 40 редких видов растений, занесенных в Красную книгу РСФСР. Они принадлежат к 30 родам и 21 семейству. Максимальное число видов (10) имеет семейство *Orchidaceae*, затем следует *Iridaceae* (4 вида), семейства *Alliaceae*, *Fabaceae* и *Poaceae* имеют по 3 вида. Остальные семейства включают по 1–2 вида.

Статус 1(E) – виды, находящиеся под угрозой исчезновения имеют 5 видов (*Allium regelianum*, *Iris acutiloba*, *Pterocarya pterocarpa*, *Marsilea aegyptiaca*, *Orchis palustris*). Уязвимых видов (статус 2(V)) 16, максимальное число (18) относится к редким (статус 3(R)) и 1 вид с неопределенным статусом 4(I)).

В Красной книге СССР (1984) для Прикаспия отмечено 17 эндемичных видов, из них 13 видов характерны для флоры Кавказа.

Большая часть редких и эндемичных видов растений приурочена к интразональным сообществам дельты Волги и приречных лесов дельты реки Самур, а также бархану Сарыкум,

представляющего собой рефугиум флоры сыпучих песков древних пустынь. В первом случае основными лимитирующими факторами для успешного произрастания растений является изменение гидрологического режима дельт, загрязнение водоемов, различные мелиоративные мероприятия, изменение которых вызывает снижение флористического разнообразия. Косвенной причиной служит изменение уровня Каспийского моря. Например, это особенно характерно для водных растений дельты Волги: *Aldrovanda vesiculosa*, *Nelumbo caspica*, сообщества которых сократились в результате изменения гидрологического режима в авандельте.

11 редких видов встречаются на небольшой площади в дельте реки Самур, где с третичных времен сохранились уникальные лиановые леса. Проблема охраны этих видов находится в тесном комплексе с проблемой сохранения всего биоразнообразия лесов дельты Самура. Активизация хозяйственного освоения Приморской и Самур-Дивичинской низменностей и возросшие рекреационные нагрузки приводят к деградации уникальной интразональной системы, нарушению ее сложившихся функциональных связей.

20 редких видов растений характерны для зональных сухостепных и пустынных сообществ Калмыкии и низменной территории Дагестана. Эти виды распространены на морских террасах различного уровня (к новокаспийской террасе принадлежит максимальное число). Основным фактором, воздействующим на их сохранение, является возросшая в последние десятилетия антропогенная нагрузка на территорию. Неумеренный пастбищный выпас, хозяйственное строительство, распашка, мелиоративные работы, – все это способствует деградации зональных сообществ степей и пустынь и их замене вторичными малопродуктивными сообществами. Редкие и эндемичные виды оказываются неконкурентноспособными в этой ситуации, так как, обычно, имеют низкую жизнеспособность.

Непосредственно с изменением уровня Каспийского моря зависит численность таких видов как *Aldrovanda vesiculosa*, *Nelumbo caspica*, *Diandrochloa diarrhena*, *Marsilea aegyptiaca*, *Trapa natans*. Все они произрастают в дельте Волги на территории Астраханского заповедника.

В дельте реки Волги большую угрозу для биоразнообразия представляет нестабильный уровенный режим Каспийского моря (трансгрессия, начавшаяся в 1978 г. вызвала пассивное затопление прибрежных территорий с минимальными уклонами подводного берегового склона на сотни километров и значительное сокращение уникальных плавневых угодий). Активная разработка нефтяных и газовых месторождений на северо-восточном побе-

режье Каспийского моря и загрязнение вследствие этого морских вод также не способствует поддержанию равновесия в природных комплексах дельты Волги.

На территории республики Дагестан в дельте р. Самур с третичных времен сохранился единый массив лиановых лесов с сочетанием неморальных и субтропических элементов. По составу и структуре фитоценозов эти леса близки с гирканскими. Своеобразная уникальная флора самурских лесов включает 15 видов средиземноморских лиан, 14 видов третичных реликтов, 3 эндемичных вида и 16 редчайших видов, включенных в “Красную Книгу СССР” (1984), а также большое число плодовых деревьев и кустарников – прародителей культурных форм.

С начала XX века площадь самурских лесов сократилась в 4 раза и деградация природных комплексов продолжается, что связано с развитием в бассейне реки Самур водного и лесного хозяйств, чрезмерного выпаса, возросшими рекреационными нагрузками. Республиканский заказник, расположенный на территории дельты, не справляется с задачами по сохранению биоразнообразия уникальных природных комплексов самурского леса.

Среди актуальных проблем охраны и использования растительного покрова особое значение имеет выявление редких и исчезающих видов, местонахождение их ценопопуляций, выявление и оценка особо ценных в хозяйственном отношении кормовых растений с целью повышения продуктивности пастбищных экосистем и их восстановления.

Сохранение ботанического разнообразия пастбищных экосистем – одна из важнейших задач на Каспийском побережье. Растительный покров Прикаспийского региона испытывает сильнейшее антропогенное воздействие, следствием которого явилось развитие процесса антропогенного опустынивания в связи с интенсивным использованием прибрежных земель. Этот процесс осложняется также затоплением, заболачиванием и потерей значительной площади сельскохозяйственных земель в результате повышения уровня Каспийского моря. Эти два процесса привели к сокращению площадей наземных экосистем, включая и сельскохозяйственно освоенные земли, с одной стороны, и увеличению плотности антропогенных нагрузок на оставшуюся территорию, с другой стороны. Только на территории равнинного Дагестана пастбищная нагрузка на незатопленную территорию увеличилась за последние годы в 2 раза.

Составлена база данных по ценным в кормовом отношении видам растений на территории Прикаспийской низменности, которая включает 90 видов [Нац. доклад., 2000].

Решающее значение на современное состояние экосистем Прикаспийского региона оказывают способы хозяйственного использования. Сельскохозяйственные угодья составляют 90,9% территории, из них наибольшая доля приходится на пастбища – 79,4%, на пашню – 6,6%, на сенокосы – 1,7%, на неудобья – 9,1% (пески – 5,3% и солончаки – 3,8%). Практически на всем протяжении побережья на пастбищах доминирует сильный и очень сильный сбой (45,2%). Наиболее тревожная ситуация складывается на самой молодой в геологическом отношении новокаспийской равнине. Более 60% площади северо-западного побережья занимают черноземельские пастбища, сложенные песчаными отложениями верхнехвалынского и новокаспийского возраста. Перевыпас, распашка, техногенная нагрузка привели практически к полной дестабилизации сформировавшейся здесь веками коренной растительности.

Так, например, на территории Северо-Западного Прикаспия площадь целинных земель сократилась с 79,4% до 9,5% за период с 1957 по 1995 гг. Соответственно возросла площадь участков с сильным сбоем естественного растительного покрова и земель, полностью непригодных для сельскохозяйственного использования. В настоящее время в регионе почти полностью исчезли фрагменты настоящей степи, ранее встречавшиеся по склонам балок, западинам с разнотравно-типчачково-ковыльными сообществами. На грани исчезновения находятся фрагменты сухой и ксерофитной опустыненной степи, джужгуновые и тамариковые заросли на песках молодой новокаспийской равнины, пойменная лесная и луговая растительность рек Волги, Кумы, Терека. Засушливость климата, возросшая солонцеватость и солончаковатость почв на побережьях ведут к сокращению площади лугово-болотной растительности.

К концу 80-х годов XX столетия нагрузка на пастбища в степной и сухостепной зоне превышала норму в 4,5 раза, в полукустарничковых пустынях – в 2,2 раза. Перевыпас привел, прежде всего, к изменению видового состава растительных сообществ, что совместно с процессом аридизации климата привело к активизации антропогенного опустынивания. В настоящее время этот процесс охватил более 60% площади пастбищ, более 40% находятся на стадии очень сильного опустынивания и только 15,8% имеют слабую степень опустынивания. Относительно благополучные территории с фоновым уровнем, где процесс деградации не имеет четко выраженных признаков, составляют всего около 2%.

Интенсивное пастбищное использование затрагивает также состав и структуру растительных сообществ. В зависимости

от стадии сбоя проективное покрытие и обилие многолетних кормовых растений резко уменьшается по сравнению с участками коренной растительности, слабо затронутых или не затронутых пастбищной нагрузкой. Также наблюдается упрощение горизонтальной и вертикальной структуры сообществ, исчезает ярусность и комплексность растительного покрова. В конечном итоге происходит снижение кормовой ценности, урожайности пастбищных экосистем, увеличивается обилие вредных и ядовитых для скота растений, высокопродуктивные пастбища сменяются малопродуктивными или выводятся из сельскохозяйственного оборота.

Таким образом, естественные кормовые угодья нуждаются в разработке специальных мер по улучшению и поддержанию их продуктивности на оптимальном уровне. При определении этих мероприятий необходимо учитывать природную и антропогенную составляющие.

5.2. Информационная база данных для контроля за состоянием среды

Информационная база данных (БД) предназначена для хранения и обработки информации о быстропротекающих процессах в природной среде Южного Приаралья, наблюдаемых на протяжении последних 50 лет, а именно: существенные изменения гидрологического режима Амударьи, вызванные интенсивным развитием орошения в верхнем и среднем течении реки, строительством Тахиаташского (1974) и Туямуюнского (1976) гидроузлов в ее низовьях, привели к значительным изменениям в растительном и почвенном покровах поймы и дельты Амударьи, а катастрофическое снижение уровня Аральского моря привело к необратимым изменениям в составе и структуре наземных экосистем на прилегающих пустынных территориях. БД содержит информацию о природной среде поймы и дельты Амударьи, Устюрта, Северо-Западных Кызылкумов, Северо-Восточных Каракумов с 1947 по 2000 гг. и позволяет проследить, как и по каким законам меняются сложные схемы взаимосвязей в наземных экосистемах Южного Приаралья. Информационная база данных для контроля за состоянием среды разработана на основе СУБД Access¹ и представляет собой базу данных реляционного типа.

¹ Система управления базами данных Access, входящая в пакет Microsoft Office 2000.

Таблица 5.2.1
Состав базы данных

Имя таблицы	Назначение таблицы	Источник информации
SL2-97-2000	Содержит информацию о всех участках, представленных в БД	Полевые данные сотрудников лаборатории, данные из литературных источников и фондовых материалов
BASANM-97-2000-sort-nt-NMNM	Содержит информацию, характеризующую состояние всех видов растений в сообществах, представленных в БД	Геоботанические описания сотрудников лаборатории, данные из литературных источников и фондовых материалов
SL1	Содержит справочную информацию о видах растений, произрастающих в бассейне Аральского моря	Черепанов, 1995
SL11	Содержит список названий семейств	Черепанов, 1995
SL12	Содержит список названий типов ареалов распространения видов растений	"Определители..." и "Флоры..."
SL3	Содержит список названий ассоциаций, встреченных в дельте Амударьи	Авторские названия
SL31	Содержит список названий морфологических единиц, составляющих локальный уровень рассматриваемой стоковой системы дельты Амударьи	Схема Ландшафтно-типологического районирования дельты Амударьи (разработана Новиковой Н.М.)
SL4	Содержит список названий формаций, встреченных в дельте Амударьи	Авторские названия
SL41	Содержит список названий мезоформ флювиального рельефа дельты Амударьи	Схема Ландшафтно-типологического районирования дельты Амударьи (разработана Новиковой Н.М.)
SL5	Содержит шкалу оценки обилия вида (для трав)	Друде с дополнениями Уранова, 1953; Гроссгейм, 1925
SL6	Содержит список названий жизненных форм растений	"Определители..." и "Флоры..."
SL7	Содержит список названий экоморф	Быков, 1978

Таблица 5.2.1 (окончание)

Имя таблицы	Назначение таблицы	Источник информации
SL8	Содержит список названий групп растений по водному питанию	Бейдеман, 1953
SL9	Содержит список бальных оценок жизнениности популяции	Браун-Бланке и Павияр с добавлениями
SL10	Содержит список названий и обозначений феносостояний	Используются общепринятые обозначения
Soil-BD	Содержит данные химических анализов проб из почвенных разрезов	Лабораторные анализы полевых данных сотрудников, данные из литературных источников и фондовых материалов
Gw-BD	Содержит данные химических анализов проб из поверхностных и/или грунтовых вод	Полевые данные сотрудников Лаборатории, данные из литературных источников и фондовых материалов
LIT	Содержит список использованной литературы	

Состав БД в соответствии с табл. 5.2.1 представлен 18 двумерными таблицами, структура которых отражена в табл. 5.2.2–5.2.19, соответственно. Содержание таблиц составляет географическая, ботаническая, почвенная, гидрологическая, гидрогеологическая и экологическая информация. Логические связи (одно-многочзначные²) между таблицами реализованы в соответствии с рис. 5.2.1 в виде Схемы данных. Это позволяет системе автоматически использовать связи, один раз определенные в Схеме данных, при создании Форм, Запросов, Отчетов на основе взаимосвязанных таблиц, а пользователь освобождается от необходимости указывать эти связи при конструировании этих объектов. В соответствии с рис. 5.2.1 таблицы представлены списками полей, а связи – линиями между полями разных таблиц³. Все линии одно-многочзначные и обозначены как 1 : ∞.

² Одно-многочзначные связи характеризуются тем, что каждому экземпляру одного объекта (А) может соответствовать несколько экземпляров другого объекта (В), а каждому экземпляру второго объекта (В) может соответствовать только один экземпляр первого объекта (А).

³ Таблицы SL5, Gw-BD, SL10 присутствуют в Схеме данных без указания их связи с другими таблицами.

Основной источник информации для БД – данные сотрудников и аспирантов Лаборатории наземных экосистем под влиянием водного фактора Института водных проблем РАН (Н.М. Новиковой, Ж.В. Кузьминой, С.Е. Трешкина, Н. Мамутова), полученные ими в ходе полевых исследований 1978–2000 гг. после обработки полевых материалов. В качестве дополнительных источников информации использованы данные из литературных и фондовых материалов 1947–1991 гг. (А.А. Аширова, 1971; А. Бахиев, 1985; А. Бахиев, К.Н. Бутов, М. Таджитдинов, 1977; Р.С. Верник, З.А. Майлун, И.Ф. Момотов, 1964; Б. Жолыбеков, 1991 и др.). Ввод данных осуществлялся с помощью следующих Форм, разработанных на основе объектно-ориентированного языка программирования Visual Basic:

– форма “SL2–97–2000”. Предназначена для ввода/редактирования данных, описывающих конкретный участок. Макет формы представлен в соответствии с рис. 5.2.2;

– форма “SL2–Формации”. Предназначена для ввода/редактирования данных о формации и ассоциации описания. Макет формы представлен в соответствии с рис. 5.2.3;

– многотабличная форма “SL2–bsnm–SL1–SL6”. Предназначена для ввода геоботанических данных, описывающих состояние видов растений в сообществе. Макет формы представлен в соответствии с рис. 5.2.4 и 5.2.5;

– формы “SL3”, “SL4”. Предназначены для ввода/редактирования справочных данных о формациях и ассоциациях. Макеты форм представлены в соответствии с рис. 5.2.6 и 5.2.7.

– форма “SL2–почва”. Предназначена для ввода/редактирования данных химических анализов проб из почвенных образцов. Макет формы представлен в соответствии с рис. 5.2.8 и 5.2.9.

Выходная информация представлена в виде Отчетов, поименованных как “Выходная форма-1” и “Выходная форма-2”. Отчеты предназначены для вывода на бумажные носители введенной в БД информации, а также для визуальной проверки данных, введенных из конкретного описания. Макеты отчетов представлены в соответствии с рис. 5.2.10 и 5.2.11, соответственно. Поиск и распечатка запрашиваемых описаний участков осуществляется для обоих отчетов с помощью группировок и сортировок в соответствующих запросах в режиме Конструктора. Сортировки выполняются для выбранного поля в порядке убывания или возрастания. Группировки могут быть как простыми (например, для выбора всех описаний, имеющих номер участка NUMYCH равный 2, группировка записывается в виде =2) так и сложными (например, для выбора всех описаний за 2000 г. необходимо в поле “Data” записать формулу >31.12.1999 and <01.01.2001).

Таблица 5.2.2

Описание свойств полей таблицы SL2-97-2000

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
Yarus	Ярусы	Автор		Текст	10	
Long-nm	Координаты долготы в град., мин, с	Точки на карте		Текст	50	
Lat-nm	Координаты долготы в град., мин, с	Точки на карте		Текст	50	
Long	Прямоугольные координаты долготы	Прибор GPS		Число	Двойное с плавающей точкой	5
Lat	Прямоугольные координаты долготы	Прибор GPS		Число	Двойное с плавающей точкой	5
NUMR	Номер региона	Файл SL41		Число	Байт	0
NUMK	Номер мезоформы	Файл SL41		Число	Байт	0
IND2	Номер фации	Файл SL31		Число	Байт	0
NUMYCH	Номер участка	Автор		Число	Целое	0
NUMSH	Номер шурфа	Автор		Число	Байт	0
Data	Дата взятия образцов	Автор		Дата/время	Длинный формат даты	
NUMSL2	Номер описания участка	Файл SL4	Да	Число	Двойное с плавающей точкой	0
NUMFORMSL2	Номер формации	Файл SL3		Число	Целое	0
NUMASS	Номер ассоциации	Автор		Число	Целое	0
AVTOP	Ф.И.О.	Автор		Текст	50	

NAMEUSN	Автор	255
PP	Автор	5
GM	Автор	100
P	Автор	120
COM1	Автор	8
OBK	Автор	8
ANT	Автор	120
GWATER	Автор	9
Комм	Автор	100
LIT	Файл LIT	3
PL	Автор	8
PL_ASS	Автор	10
SHOP	Автор	115
	Вычисленное	3
	Вычисленное	3
	Вычисленное	3
	Вычисленное	3
	Вычисленное	3
	Вычисленное	3

Описание адреса	Текст
Проективное покрытие травами	Текст
Геоморфология	Текст
Тип почвы	Текст
Сомкнутость крон древесного яруса	Текст
Обилие кустарникового яруса	Текст
Антропогенное воздействие на сообщество	Текст
Глубина залегания грунтовых вод	Текст
Комментарий	Текст
Номер ссылки на литературный источник	Текст
Размер площадки	Текст
Размер площадки, занимаемой ассоциацией	Текст
Описание поверхности почвы	Текст

Значения шкал Раменского для сообщества:	
U1	1-й параметр шкалы увлажнения
U2	2-й параметр шкалы увлажнения
B1	1-й параметр шкалы богатства почв
B2	2-й параметр шкалы богатства почв
N1	1-й параметр пастбищной депрессии
N2	2-й параметр пастбищной депрессии

Таблица 5.2.3

Описание свойств полей таблицы BASANM-97-2000-sort-nt-NMNM

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
Код	Счетчик		Да	Счетчик	Длинное целое	0
NSL1	Номер вида	Файл SL1		Число	Целое	0
NSL2	Номер описания участка	Файл SL2-98-2000		Число	Двойное с плавающей точкой	0
NYCH	Номер участка (дубль)	Автор		Число	Целое	0
NT	Номер жизненной формы вида	Автор		Число	Байт	0
NN1	Количество стволов	Автор		Текст	20	-
OB	Обилие вида	Автор		Текст	20	-
GR	Размещение вида в сообществе	Автор		Текст	5	-
NN2	Диаметр стволов	Автор		Текст	20	-
NN22	Диаметр кустов	Автор		Текст	20	-
PP	Проективное покрытие (трав); сомкнутость (деревья и кустарники)	Автор		Текст	10	-
NN3	Высота растения	Автор		Текст	20	-
NN5	Фенофаза	Файл SL10		Текст	20	-
NN6	Жизненность вида	Файл SL9		Текст	20	-
Podr	Высота подроста	Автор		Текст	20	-
ANT	Антропогенное воздействие на вид	Автор		Текст	100	-
CYX	Процент сухостоя	Автор		Текст	10	-
YEARS	Возраст дерева	Автор		Текст	10	-

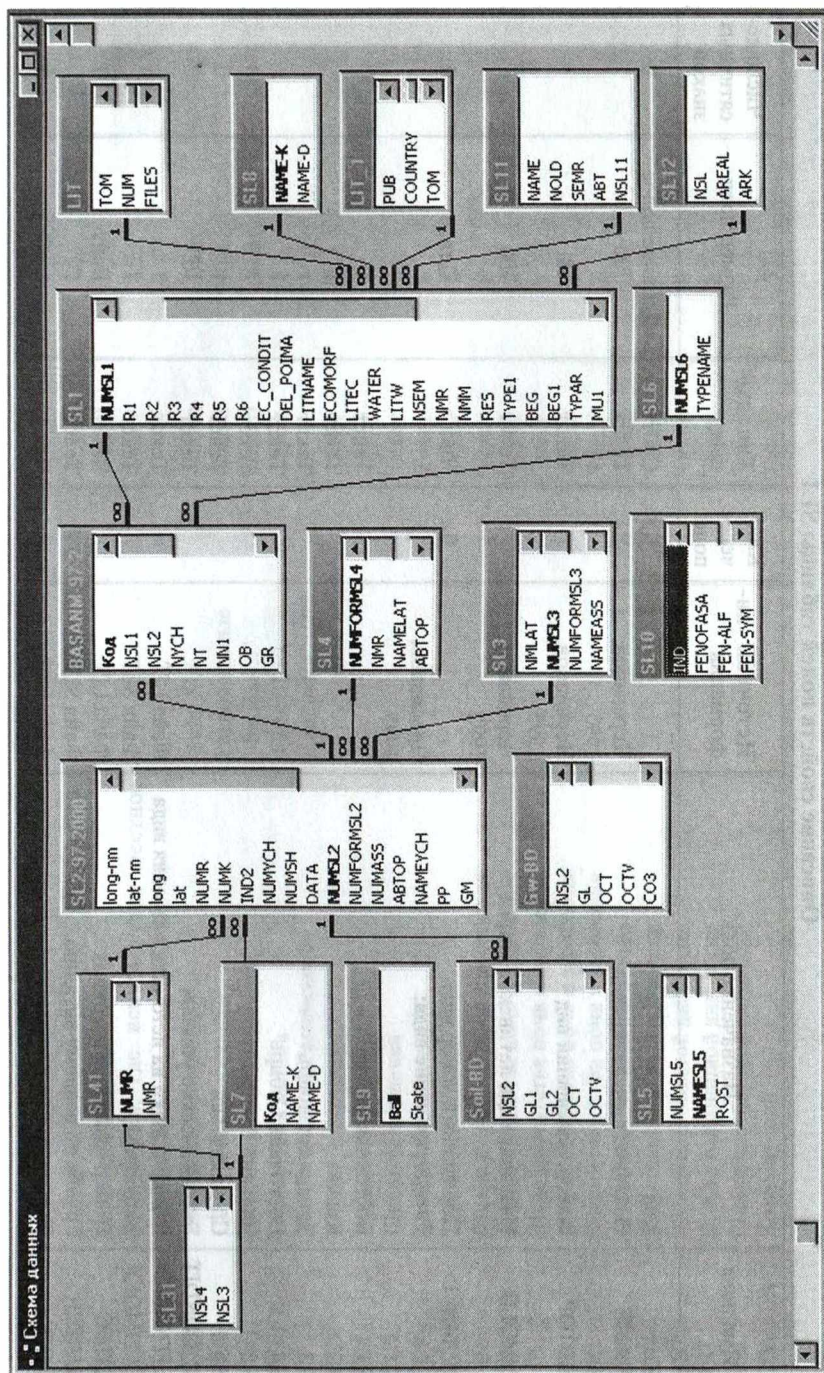


Рис. 5.2.1. Схема данных

Таблица 5.2.4

Описание свойств полей таблицы SL1

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
Код	Код		Да	Счетчик	Длинное целое	0
NAME	Название вида латинское	Черепанов, 1995	Да	Текст	100	
АВТОР	Автор, описавший вид	Черепанов, 1995		Текст	28	
NMOLD	Название вида латинское старое	Черепанов, 1995		Текст	100	
NUMSL1	Порядковый номер вида Распространение вида:	Черепанов, 1995	Да	Число	Целое	0
R1	Восточная Европа			Текст	1	
R2	Кавказ			Текст	1	
R3	Западная Сибирь			Текст	1	
R4	Восточная Сибирь			Текст	1	
R5	Дальний Восток			Текст	1	
R6	Средняя Азия			Текст	1	
ЕС_CONDIT	Экологические условия			Текст	10	
LITNAME	Номер ссылки на источник названия вида	Файл LIT		Текст	3	
ЕСOMORF	Экоморфа	Файл SL7		Текст	7	
LITEC	Номер ссылки на источник	Файл LIT		Число	Байт	0
WATER	Группа по водному питанию	Файл SL8		Текст	1	
LITW	Номер ссылки на источник	Файл LIT		Число	Байт	0

NSEM	Номер семейства	Файл SL11	Число	Целое	0
NMR	Название вида русское		Текст	40	
NMM	Название вида местное		Текст	40	
RES	Республика, где используется местное название вида		Текст	15	
TYPE1	Номер жизненной формы	Файл SL6	Число	Байт	0
BEG	Дата начала вегетации	Региональные	Число	Байт	0
BEG1	Дата окончания вегетации	"Флоры..."	Число	Байт	0
TYPAR	Номер типа ареала	Файл SL12	Текст	7	
	Значения шкал Раменского:	Цаценкин, 1967			
MU1	Шкала увлажнения		Текст	8	
CUI	Шкала увлажнения		Текст	8	
NU1	Шкала увлажнения		Текст	8	
PU1	Шкала увлажнения		Текст	8	
SUI	Шкала увлажнения		Текст	8	
MB1	Шкала богатства почв и засоления		Текст	8	
CB1	Шкала богатства почв и засоления		Текст	8	
NB1	Шкала богатства почв и засоления		Текст	8	
PB1	Шкала богатства почв и засоления		Текст	8	
SB1	Шкала богатства почв и засоления		Текст	8	
MN1	Шкала пастбищной дигрессии		Текст	8	
CN1	Шкала пастбищной дигрессии		Текст	8	
NN1	Шкала пастбищной дигрессии		Текст	8	
PN1	Шкала пастбищной дигрессии		Текст	8	
SN1	Шкала пастбищной дигрессии		Текст	8	
COMMENT	Комментарий		Текст	50	

Таблица 5.2.5

Описание свойств полей таблицы SL11

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NAME	Название семейства латинское	Черепанов, 1995	Да	Текст	25	
NOLD	Название семейства латинское старое	Черепанов, 1995		Текст	25	
SEMR	Название семейства русское			Текст	25	
ABT	Автор			Текст	15	
NSL11	Номер семейства			Число	Целое	0

Таблица 5.2.6

Описание свойств полей таблицы SL12

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NSL	Номер ареала		Да	Число	Целое	0
AREAL	Название ареала полное		Да	Текст	40	
ARK	Название ареала краткое		Да	Текст	5	

Описание свойств полей таблицы SL3

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NMLAT	Название ассоциации латинское	Автор	Да	Текст	140	
NUMSL3	Номер ассоциации	Файл SL4		Число	Целое	0
NUMFORMSL3	Номер формации	Автор		Число	Целое	0
NAMEASS	Название ассоциации русское			Текст	70	
ABT	Автор, описавший ассоциацию			Текст	15	

Описание свойств полей таблицы SL31

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NSL4	Номер региона			Число	Целое	0
NSL3	Номер мезоформы			Число	Целое	0
IND2	Номер фации		Да	Число	Целое	0
Name	Название фации русское	Схема Ландшафтно-типологического районирования		Текст	30	

Таблица 5.2.9

Описание свойств полей таблицы SL4

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NYUMFORMSL4	Номер формации	Автор	Да	Число	Целое	0
NMR	Название формации русское			Текст	60	
NAMELAT	Название формации латинское		Да	Текст	120	
AVTOP	Автор, впервые описавший формацию	Монографии		Текст	2	
NGF	Номер группы формаций			Число	Байт	0
NSL1	Номер вида, образующего формацию	Файл SL1		Число	Целое	0

Таблица 5.2.10

Описание свойств полей таблицы SL41

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NUMR	Номер региона			Число	Байт	0
NMR	Название региона русское	Схема Ландшафтно-типологического районирования	Да	Текст	55	
NMA	Название региона латинское			Текст	55	
NGR	Номер группы (региона)			Число	Байт	0
NB	Номер бассейна			Число	Байт	0

Таблица 5.2.11

Описание свойств полей таблицы SL5

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NUMSL5 NAME5	Порядковый номер обилия Название обилия латинское	Друде, 1953; Гроссгейм, 1925	Да Да	Число Текст	Байт 5	0
ROST S	Характер произрастания Среднее наименьшее расстояние между двумя особями			Текст Текст	20 20	
BAL	Балльная оценка			Текст	1	

Таблица 5.2.12

Описание свойств полей таблицы SL6

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NUMSL6 TYPE6NAME	Номер жизненной формы Название жизненных форм русские		Да	Число Текст	Байт 45	0

Таблица 5.2.13

Описание свойств полей таблицы SL7

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Уникальное поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
Код	Счетчик				Счетчик	Длинное целое	0
NAME-K	Название экморфы (краткое)	Быков, 1978	Да	Да	Текст	2	
NAME-D	Название экморфы (полное)	Быков, 1978			Текст	15	

Таблица 5.2.14

Описание свойств полей таблицы SL8

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NAME-K	Название группы по водному питанию (краткое)	Бейдеман, 1953	Да	Текст	1	
NAME-D	Название группы по водному питанию (полное)	Бейдеман, 1953		Текст	20	

Таблица 5.2.15

Описание свойств полей таблицы SL9

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
BALL STATE	Оценка жизнестойкости вида в баллах Комментарий к состоянию вида		Да	Число Текст	Байт 150	0

Таблица 5.2.16

Описание свойств полей таблицы SL10

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
IND FENOFASA FEN-ALF FEN-SYM	Порядковый номер Название фенофазы (полное) Название фенофазы (краткое) Символьное обозначение фенофазы		Да Да	Число Текст Текст Текст	Байт 150 15 1	0

Таблица 5.2.17

Описание свойств полей таблицы Soil-BD

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NSL2	Номер описания участка	Файл SL2-97-2000	Да	Число	Двойное с плавающей точкой	0
GL1	Начальная глубина разреза (см)	Автор		Текст	10	
GL2	Конечная глубина разреза	Автор		Текст	10	
OCT	Сухой остаток экспериментальный	Результаты лабораторных анализов		Текст	10	
OCTV	Сухой остаток вычисленный			Текст	10	
CO3	Содержание анионов CO ₃			Текст	10	
HCO3	Содержание анионов HCO ₃			Текст	10	
CL	Содержание анионов Cl			Текст	10	
SO4	Содержание анионов SO ₄			Текст	10	
SUMAN	Суммарное содержание анионов			Текст	10	
CA	Содержание катионов Ca			Текст	10	
MG	Содержание катионов Mg			Текст	10	
KNA	Суммарное содержание катионов K и Na			Текст	10	
SUMKAT	Суммарное содержание катионов			Текст	10	

Таблица 5.2.18

Описание свойств полей таблицы ЛІТ

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
АВТОР	Авторы			Текст	45	
NAME	Название книги			Текст	150	
YEAR	Год издания			Текст	4	
TOWN	Место издания			Текст	50	
PUB	Издательство			Текст	100	
COUNTRY	Страна			Текст	20	
TOM	Том			Текст	2	
NUM	Порядковый номер		Да	Число	Байт	0
FILES	Название файла, использующего ссылку			Текст	10	

Таблица 5.2.19

Описание свойств полей таблицы Gw-BD

Имя поля	Назначение поля	Источник информации	Ключевое поле	Тип данных	Размер поля	Число десятичных знаков
NSL2	№ описания участка	Файл SL2-97-2000	Да	Число	Двойное с плавающей точкой	0
GL	Глубина залегаания воды	Автор		Текст	10	
pH	Кислотность воды	Автор		Текст	10	
OCT	Плотный остаток экспериментальный	Результаты лабораторных анализов		Текст	10	
OCTV	Плотный остаток вычисленный			Текст	10	
CO2	Содержание анионов CO ₂			Текст	10	
CO3	Содержание анионов CO ₃			Текст	10	
HCO3	Содержание анионов HCO ₃			Текст	10	
CL	Содержание анионов Cl			Текст	10	
SO4	Содержание анионов SO ₄			Текст	10	
SUMAN	Суммарное содержание анионов			Текст	10	
CA	Содержание катионов Ca			Текст	10	
MG	Содержание катионов Mg			Текст	10	
KNA	Суммарное содержание катионов K и Na			Текст	10	
SUMKAT	Суммарное содержание катионов			Текст	10	
GGO	Жесткость общая			Текст	10	
GG1	Жесткость карбонатная			Текст	10	
GG2	Жесткость некарбонатная			Текст	10	

SL2-97-2000

№ участка (авт.): 101
 Автор: Новикова Н.М.
 Дата: 4 октября 1985 г.
 Номер формации: 76
 Номер ассоциации: 196
 Номер региона: 31
 № мезоформы: 70
 № фации: 54
 Фация: 31
 Антр. воздействие на сообщество
 Комментарий

Площадь описания
 Фрагмент ассоциации
 Проективное покр. тр.: 15
 Сомкн. крон дер.: 0.3
 Сомкн. кустарников: 0.4
 верховой пожар
 прирусловой вал, вершина

Описание адреса: Правый берег р. Куванышджерма.
 Почва: аллювиально-лугово-тугайная
 Описание поверхности почвы: Опад листьев с.г. Ветошь в небольшом кол-ве. Поверхность рыхлая, песчаная, разбита копытами животных.
 Глубина грун. вод
 Список ассоциаций: 76

Номер шурфа: 0
 Номер SL2: 61
 Долг. (град.): 723038,72
 Шир. (град.): 4720016,02
 Долг. (град.):
 Шир. (град.):
 Ярус:

Запись: 1 из 838

Рис. 5.2.2. Макет формы "SL2-97-2000"

SL2-97-2000

№ региона: 1
 № мезоформы: 4
 № фации: 462
 № уч. (автор): 965
 № описания (NUMSL2): 1171
 № формации: 38
 № ассоциации: 316

Прирусловой вал
 Бадай-Тугай

Название формации: *Populeta pruinosa*
 Название ассоциации: *Populus pruinosa-Glycyrriza glabra+Phragmites australis-Leymus multicaulis*

Список ассоциаций

38	250	<i>Populus pruinosa-Tamarix hispida-Zygophyllum oxianum</i>
38	207	<i>Populus pruinosa-Tamarix ramosissima</i>
38	586	<i>Populus pruinosa-Tamarix ramosissima</i>
38	330	<i>Populus pruinosa-Tamarix ramosissima+Halimodendron halodendron</i>
38	127	<i>Populus pruinosa-Tamarix ramosissima-Erianthus ravennae-Phragmites australis-C</i>
38	398	<i>Populus pruinosa-Tamarix ramosissima-Mixeherbosa</i>
163	436	<i>Puccinella gigantea</i>
93	179	<i>Salicornia europaea</i>

Запись: 1 из 1

Рис. 5.2.3. Макет формы "SL2-Формации"

SL2-bsnm-SL1-SL6

Всгim-SL1-SL6

№ участка (авторский) 110

Дата описания 9 октября 1985 г.

№ описания участка (NUMSL2) 71

Описание адреса Аспантайский тугай, в 4км к югу от пос. Аспантай

Запись: 10 из 838

Рис. 5.2.4. Макет формы "SL2-bsnm-SL1-SL6"

Bsnm-SL1-SL6

Номер вида из списка 138 № жизн. формы: 1 Название вида латинское: Populus ariana

№ жизн. формы (набл.) 1

Номер SL2 71

№ участка 110 Высота подроста (м)

Кол-во стволов

Диаметр стволов (см) 30 Процент сухостоя 90

Диаметр кустов (мм)

Высота растения (м) 8-10 Возраст (лет)

Проективное покрытие (%) Антропогенное воздействие на вид

Обилие по Друде: sol Размещение:

Фенофаза

Жизненность 1 Список видов

Список фенофаз

Список жизненных форм

Запись: 5084 из 6318

138 Populus ariana
 139 Populus diversifolia
 477 Populus nigra
 140 Populus pruinosa
 141 Populus sp.
 527 Portulaca oleracea
 686 Potamogeton crispus
 682 Potamogeton filiformis

Рис. 5.2.5. Макет формы "Bsnm-SL1-SL6"

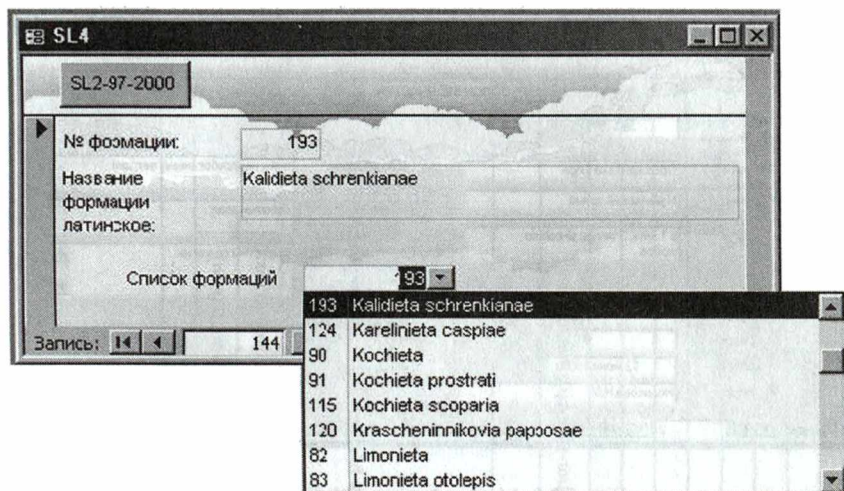


Рис. 5.2.6. Макет формы "SL4"

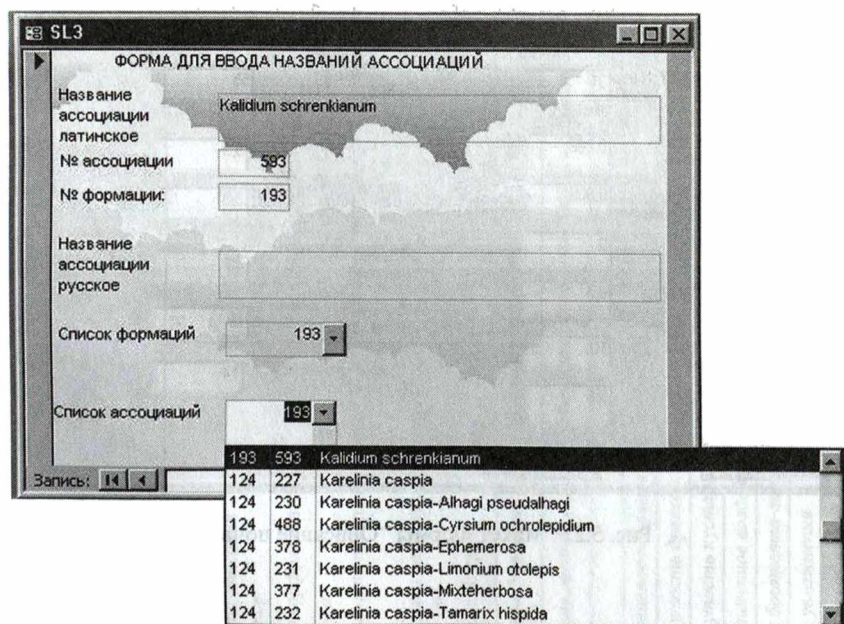


Рис. 5.2.7. Макет формы "SL3"

Описания участков

Описание почв

ОПИСАНИЕ УЧАСТКА

№ описания (NUMSL2): 383

Полное описание адреса: Обсоедое дно моря
Муфакский залив
в 1 км к. З от пос Учсай по шоссе

Геоморфология: пляж переработанный ветром

Тип почвы: солончаковая

Описание поверхности почв: бугристый солончак

№ участка: 4

№ шурфа: 0

Дата: 12 июня 1993 г.

Глубина грунтовых вод:

Автор: Новикова Н.М.

Комментарий: проект покр. дано для полукустарничков и трав

Запись: 2 из 834

Рис. 5.2.8. Макет формы "SL2-почва"

Описание почв

№ описания (NUMSL2): 383

Начальная глубина: 31

Конечная глубина: 55

Остаток сухой (эксперимент.): 0,886

Катион Ca (мг-экв): 5,3

Остаток сухой (вычисленный): 0,809

Катион Mg (мг-экв): 3,3

Анион CO3 (мг-экв): 0

Катионы K и Na (мг-экв): 5,4

Анион HCO3 (мг-экв): 0,4

Сумма анионов (мг-экв): 14

Анион Cl (мг-экв): 10

Сумма катионов (мг-экв): 14

Анион SO4 (мг-экв): 3,6

Запись: 1 из 624

Рис. 5.2.9. Макет формы "Описание почв"

Современная дельта Амударьи

с.ш. 723038.72

NUM.SL2 61

в.д. 4720016.02

Тугайные лесные массивы
Нурумтубек
Правый берег р. Куванышджарма

Номер участка 101
Номер шурфа 0
Дата описания 4 октября 1985 г.
Автор Новикова Н.М.

Геоморфология прирусловой вал, вершина
Почва аллювиально-лугово-тугайная

Описание поверхности почвы Опад листьев с.г. Ветوشь в небольшом кол-ве. Поверхность рыхлая, песчаная, разбита копытами животных.

Глубина залегания грунтовых вод (м)

Комментарий

Площадь участка (гект)	
Площадь ассоциации (гект)	

Название формации *Elaeagneta turcomanici*

Название ассоциации *Elaeagnus turcomanica-Tamarix ramosissima-Halimodendron halodendron-Zygophyllum oxianum*

Ярусы

Проективное покрытие трав в % 15

Сомкнутость древесного яруса 0.3

Сомкнутость кустарникового яруса 0.4

Антропогенное воздействие на сообщество верховой пожар

Шкала бозатства-засоления почв 22 - 63

Шкала увлажнения 15 - 21

Шкала пастбищной диарессии 3 - 4

Название вида	Кол-во стволов	Облик вида (трав.)	Размещение	Диаметр стволов кустов (мм)		Проектное покрытие в % (сом.дер.куст.)	Высота растения (м)	Фенофаза	Жизненность	Высота подроста (м)	Антр. воздействие	% сухо-стой	Возраст растения
				(см)	(мм)								
<i>Дерево</i>													
<i>Elaeagnus turcomanica</i>		sp2				0.3		1	3	1.5			
<i>Кустарники</i>													
<i>Halimodendron halodendron</i>		sp1				0.1	0.40	8	3				
<i>Tamarix hispida</i>		sp				0.1	0.60	1	3				
<i>Tamarix ramosissima</i>		sp2				0.2	0.60	1	3				
<i>Травы многолетние</i>													
<i>Alhagi pseudalhagi</i>		шп				1	0.40	1	3				
<i>Calamagrostis dubia</i>		sp				10	0.40						стравлено
<i>Zygophyllum oxianum</i>		sp				5	0.30	1	3				

Рис. 5.2.10. Выходная форма – 1

Номер SL2:

61

Дата:

04.10.85

Номер участка:

101

Формация: *Elaeagneta turcomanica*

Ассоциация: *Elaeagnus turcomanica*-*Tamarix ramosissima*-*Halimodendron halodendron*-*Zugorhyllum oxianum*

Виды	Кол-во стволов	Обилие по Друде	Размещение	Диаметр стволов (см)	Диаметр кустов (мм)	Проект. похр. тне (трав) (сом.дер.куст.)	Высота растенья (м)	Фено-фаза (баллы)	Жизненность	Высота подроста (м)	Антропогенное воздействие на вид	% сулустоя
<i>Деревья</i>												
<i>Elaeagnus turcomanica</i>						0.3		1	3	1.5		
<i>Кустарники</i>												
<i>Halimodendron halodendron</i>						0.1	0.40	8	3			
<i>Tamarix hispida</i>						0.1	0.60	1	3			
<i>Tamarix ramosissima</i>						0.2	0.60	1	3			
<i>Травы многолетние</i>												
<i>Alhagi pseudalhagi</i>						1	0.40	1	3			
<i>Calamagrostis dubia</i>						10	0.40					
<i>Zugorhyllum oxianum</i>						5	0.30	1	3			

Рис. 5.2.11. Выходная форма - 2

В настоящее время БД содержит:

- 949 описаний участков за период с 1947 по 2000 гг.;
- 7070 записей о состоянии видов растений на указанных выше участках;
- 624 записи, содержащие данные химических анализов проб из почвенных разрезов;
- 483 авторских названия растительных ассоциаций, встреченных в дельте Амударьи за период с 1947 по 2000 гг.;
- 668 названий видов растений, произрастающих в бассейне Аральского моря;
- 85 названий семейств;
- 114 названий растительных формаций, встреченных в дельте Амударьи за период с 1947 по 2000 гг.

К настоящему времени полностью разработаны состав, структура, схема связи и интерфейс гидрологического и гидрохимического блоков БД. В качестве исходной информации для этих блоков использованы данные из “Гидрологических ежегодников”, “Ежегодных данных о качестве поверхностных вод суши” по гидропостам среднего и нижнего течения Амударьи и других научных публикаций за период 1944–1998 гг. В дальнейшем предполагается создание климатического блока данных, пополнение существующей БД информацией, а также решение конкретных экологических задач, в том числе и на основе теории распознавания образов.

Информационная База Данных внедрена в эксплуатацию и используется для геоэкологического мониторинга окружающей среды Южного Приаралья в Государственном комитете природы Республики Каракалпакстан, а также в геоинформационной системе “Приаралье” (Институт географии РАН).

5.3. Картографическая модель и оценка динамики экосистем дельты Амударьи и обсохшего дна моря за 1991–2000 гг.

Картографическая модель динамики экосистем составляет важную часть дистанционного картографического мониторинга природной среды, направленного на выявление и оценку изменений, произошедших за определенный период. Эти исследования проводятся на ландшафтной основе и основной объем работ связан с созданием ландшафтных карт как базы для понимания динамики среды, составляющей в качестве биотопа важную часть экосистем. Оценка динамики экосистем производится на заключительном этапе, на основе анализа совокупности трансформирующих процессов. Работа выполнялась на примере территории Южного Приаралья, где в сложившейся неблагоприятной экологической обстанов-

ке вопросы рационального природопользования стоят наиболее остро [Рафиков, Тетюхин, 1981; Попов, 1990; Глазовский, 1990; Залетаев, Новикова, 1997, Куст, 1999, Steering..., 1999] и возникла необходимость в получении объективного картографического представления о современной пространственной структуре экосистем и ландшафтов и их динамике как в приморской, не освоенной под орошаемое земледелие части дельты Амударьи, так и обсохшего дна моря. При быстро изменяющихся условиях среды, какими характеризуется эта территория, наиболее рационально для разработки карт использовать разновременную космическую информацию. Учитывая это, для создания карты динамики ландшафтов указанной территории в масштабе 1:500 000 были использованы:

- цифровые многоспектральные снимки со спутника Ландсат на июль 2000 г;

- цветное синтезированное изображение, полученное при синтезе 2, 3 и 4 каналов этой съемки;

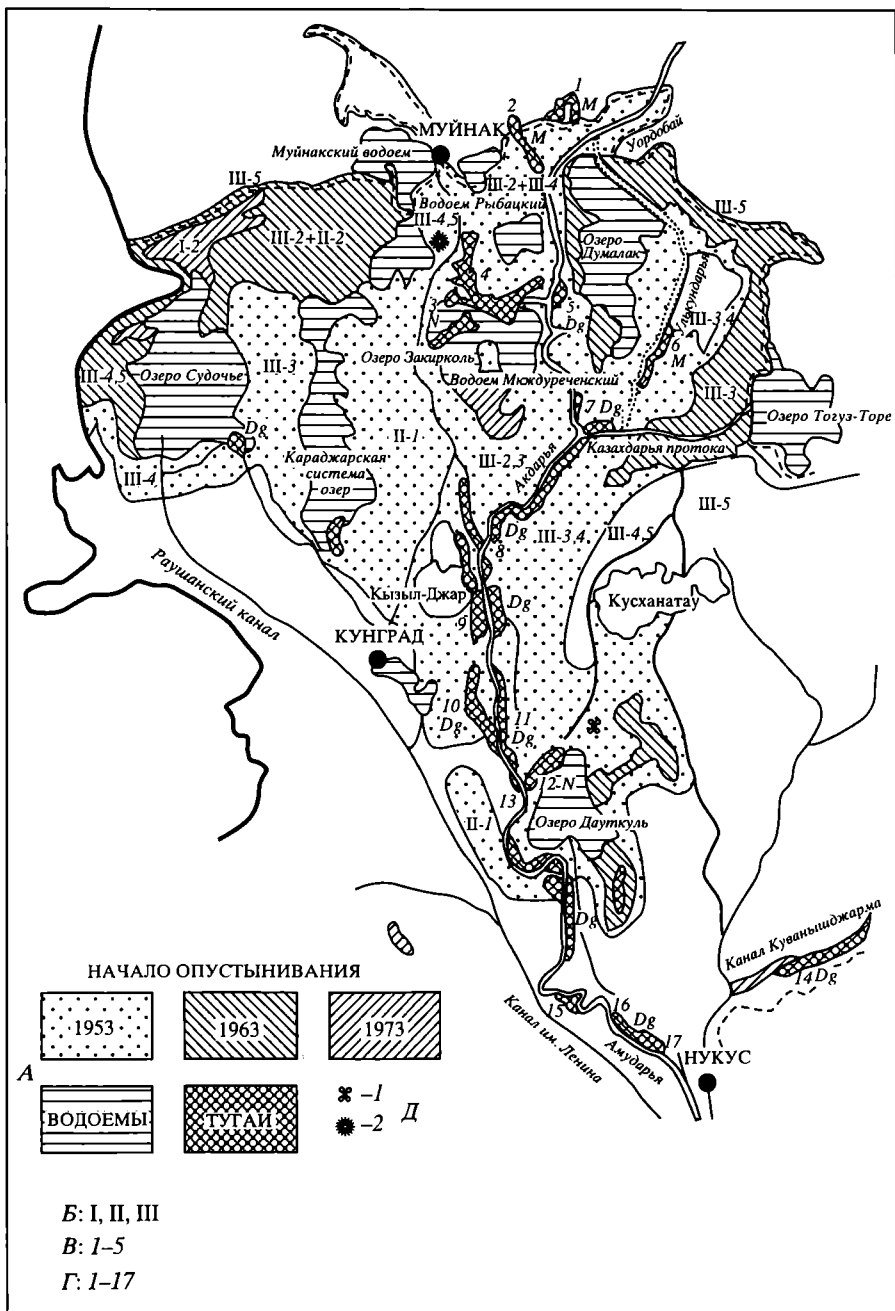
- синтезированные изображения, полученные по материалам съемки Ландсат ТМ на 1989, 1994, 1996, 1999 гг., с разрешением на местности до 30 м;

- снимок, полученный системой “Ресурс” в 1994 г. с разрешением до 5 м.

- ландшафтные карты, составленные Н.М. Новиковой на данную территорию по состоянию на 1980-е годы и на 2000 г., серия карт по опустыниванию, составленная коллективом авторов по методике Г.С. Куста [1999] на период 1980-х годов.

При работе над картой были использованы отпечатки, увеличенные до масштабов 1:500 000 и 1:200 000, по которым было проведено дешифрирование природных комплексов традиционным визуальным методом. Для достоверной интерпретации дистанционных материалов использовались как литературные и картографические источники, так и собственные полевые наблюдения и фондовые материалы. Значительную помощь для ретроспективного анализа дистанционных материалов представляет Эколого-географическая база данных, созданная в Лаборатории динамики наземных экосистем Института водных проблем РАН, включающая разновременную информацию данных полевых наблюдений за 1979–2001 гг. [Трофимова, 2003].

Увеличенные до масштаба 1:200 000 синтезированные изображения расширили возможности детального дешифрирования природной обстановки. Сочетания цвета, рисунка изображения и анализ взаиморасположения объектов позволили четко проследить при сравнении разновременных изображений все детали произошедших изменений и восстановить динамику экосистем за период 1991–2000 гг.



Особенностью современного развития ландшафтов в дельте Амударьи является то, что этап обсыхания территории, в основном, завершился. Все участки, на которых дополнительное увлажнение не поддерживается целенаправленно или стихийно, перешли в стадию автоморфного развития. Дальнейшая эволюция ландшафтов протекает по естественным законам в направлении формирования климаксовых и квазиклимаксовых вариантов. В связи с тем, что формирование ландшафтов в дельте развивается в пустынных зональных условиях, ведущим фактором динамики природных комплексов выступает дефицит влаги. Эволюция ландшафтов идет в направлении формирования пустынных комплексов, т.е. трансформация гидроморфных природно-территориальных комплексов имеет четко выраженный характер опустынивания [Конвенция..., 1996; Гунин, Востокова, 2000], в развитии которого можно выделить несколько экологических рубежей [Novikova, 1999]. Первый был пройден после прекращения паводков на территории дельты, в конце 1960-х годов. Этот этап развития условно называется "обсыхание". Он характеризуется резким возрастанием темпов деструкционных процессов, наиболее заметных по растительности – время прохождения смен сообществ ускорилося в сравнении с естественным в 2–10 раз. При этом смены идут не сукцессионным, а катастрофическим путем: формирование нового типа экосистемы начинается после деструкции биоценоза системы, существовавшей на этом месте ранее. Так, вслед за гибелью тростниковых сообществ лугово-болотных экосистем в дельтах Амударьи и Сырдарьи при резком обсыхании биотопов, наступает пустошная пауза, которая со временем сменяется формированием экосистем ксероморфного типа.

В результате, в период с конца 1960-х по середину 1980-х годов в дельте произошла гибель водно-болотных экосистем на фо-

←

Рис. 5.3.1. Стадии опустынивания в дельте Амударьи и состояние сохранившихся древеснокустарниковых тугаев на конец 90-х годов XX века

Условные обозначения: обозначения А: 1953, 1963, 1973 – годы, когда территория вступила в стадию опустынивания (произошло прекращение паводковых разливов); Б – (римские цифры) – современная стадия опустынивания: I – гидроморфная; II – полугидроморфная; III – автоморфная; В – (арабские цифры близ римских) – формы опустынивания: 1 – ксерофитизация; 2 – галофитизация; 3 – постгаломорфное отақыривание; 4 – такыризация; 5 – псаммофитизация; Г – (1–17) – тугайные лесные массивы на прирусловых валах: 1 – Уордобай, 2 – Архантай, Инженерузяк, 3 – Закирколь, 4 – Шеге, 5 – Ворошилов, 6 – Улькун, 7 – Казахдарья, 8 – Аспантай, 9 – Кызылджар, 10 – Сайят, 11 – Порлытау, 12 – Еркин, 13 – Найман, 14 – Нурумтубек, 15 – Хатеп, 16 – Шортамбай, 17 – Самамбай и современное состояние тугаев; N – нормальное, Dg – деградирует M – погибли. Д – центры, из которых произошло расселение пустынных видов в дельте вдоль дорог: 1 – терескена (*Krascheninnikovia ceratoides* – с юга на север), 2 – черного саксаула (*Haloxylon aphyllum* – с севера на юг).

не аридизации среды, иссушения, засоления и опесчанивания почв. О пространственном развитии этих процессов в дельте Амударьи дает представление рис. 5.3.1.

Площадь озер на дельтовых равнинах Аральского региона составляла в 1960 г. около 400 тыс. га. К 1970 г. она уменьшилась на 120 тыс. га. Кроме того, тростниковые заросли сильно деградировали. Во многих местах они достигали ранее высоты 4–5 м, теперь же – 1,5–2 м, редко – 3 м. Большие площади заняты его стелющейся и карликовой формой высотой 10–40 см. На животное население дополнительное негативное воздействие оказал сильно возросший фактор беспокойства вследствие исчезновения укрытий и большей доступности местообитаний человеку. По этой причине сохранившиеся экосистемы тугайного типа в современных дельтах оказались обедненными в отношении состава и численности животного населения.

Второй экологический рубеж связан с понижением уровня грунтовых вод. Для дельт Амударьи и Сырдарьи он, по нашему мнению, был достигнут в середине 80-х годов, при заглублении грунтовых вод ниже 5(7) м. С этого времени этап “обсыхания” дельт был завершен и начался длительный период формирования экосистем пустынного типа на месте погибших водно-болотных или деградировавших древесно-кустарниковых тугайных биокомплексов. Под угрозой исчезновения оказался комплекс типичных пойменных экосистем Средней Азии – тугайных лесов с их уникальным биотическим комплексом, наиболее полно представленным прежде в дельтах рек Аральского моря. Сообщества галофильных кустарников из карабарака каспийского (*Halostachys belangeriana*) в условиях рассоления солончаков также находятся на грани исчезновения. Пионерами-вселенцами пустынной флоры оказались терескен (*Krascheninnikovia ceratoides*) и черный саксаул (*Haloxylon aphyllum*) – в ландшафтах опустынивающихся прирусловых валов (рис. 5.3.1) и анабазис безлистный (*Anabasis aphyllum*) – на рассоляющихся солончаках в межрусловых понижениях.

Наблюдающиеся процессы трансформации природной среды дельт Амударьи и Сырдарьи и выделенные этапы соответствуют теоретическим представлениям о динамике природных комплексов аридных дельт в процессе эволюционного развития ландшафтов, сопровождающегося сокращением влагообеспеченности [Новикова, 1985, 2000; Novikova et al., 1998, 2001]. Исходно гидроморфные ландшафты дельт в своем развитии проходят три основные стадии (табл. 5.3.1). Эти стадии обусловлены не только сокращением, но и сменой источников увлажнения. Так, начальная гидроморфная стадия развития ландшафтов характеризуется близко залегающими к поверхности подземными водами, дополняющи-

ми общее поступление влаги с атмосферными осадками. Полугидроморфная стадия отличается помимо атмосферного увлажнения, дополнительным водным питанием за счет более глубоко залегающих подземных вод. На заключительной – автоморфной стадии ландшафты обеспечены только влагой атмосферных осадков. Поскольку грунтовые воды являются одним из важнейших факторов существования экосистем в аридных районах, определенным стадиям развития ландшафта соответствуют конкретные интервалы глубины залегания грунтовых вод:

– Гидроморфная стадия – уровень грунтовых вод располагается на глубине от 0 до 1,5 м, возможны периодические кратковременные снижения, когда достигаются максимальные глубины до 3 м.

– Полугидроморфная стадия – уровень грунтовых вод 3–5 м;

– Автоморфная стадия – уровень грунтовых вод более 5(7) м. На этой стадии формируются зональные и квазизональные (на субстратах, отличающихся от суглинистых – песках, глинах, засоленных и других) ландшафты и присущие им экосистемы.

В процессе опустынивания каждый вид дельтового ландшафта развивается своим путем, так как на каждой стадии в дополнение к основному фактору динамики – изменению увлажнения, в зависимости от слагающих ландшафт поверхностных отложений, проявляются те или иные экзогенные и почвенные процессы, формируется определенный видовой состав растительных сообществ (табл. 5.3.1).

В связи с тем, что взаимосвязи между растительностью и остальными компонентами экосистем в каждом конкретном ландшафте достаточно тесные, растительные сообщества и даже отдельные виды растений используются в качестве индикаторов стадий развития ландшафта в процессе опустынивания (табл. 5.3.2). Такими индикаторами начальных фаз автоморфного развития служило появление пустынных видов – терескена (*Krashennikovia ceratoides*) и итцегека (*Anabasis aphylla*), черного саксаула (*Haloxylon aphyllum*). В настоящее время они активно завоевывают позиции в приморской части дельты в ландшафтах прирусловых валов.

Физиономичность растительного покрова и образуемые им цветовые оттенки на синтезированных цветных изображениях, полученных по материалам многозональной (мультиспектральной) космической съемки, обеспечивают достаточно достоверное дешифрирование используемой дистанционной информации.

В связи с тем, что водный фактор является ведущим в динамике ландшафтов приморской части дельты Амударьи и обсохшего дна Аральского моря, предварительно были выполнены работы по изучению изменения влагообеспеченности территории за период с

Таблица 5.3.1

Стадии динамики экосистем, ведущие экзогенные процессы и компоненты

Компоненты, режимы среды	Стадии		
	Гидроморфная	Полугидроморфная	Автоморфная
Характер обводнения	паводковые воды, грунтовые воды, атмосферное увлажнение	Грунтовые воды, атмосферная влага	Атмосферная влага
Подземные воды	0-1,5 м.; пресные-слабо солоноватые	1,5-3(5) м.; солоноватые, соленые	>5 (10-20) м.; соленые
Почвообразовательный процесс	болотный, луговой с сезонным засолением	солончаковый, тақырный	Зональный пустынный
Запасы фитомассы, т/га	75,46-41,27	49,1-8,25	27,05-5,29
Продукция т/га/год	10,7-36,87	25,1-3,05	2,18-1,89
Формы опустынивания	Доминанты растительных сообществ, формирующихся на прирусловых валах		
Сокращение влаго-обеспеченности местообитаний	<i>Populus ariana</i> , <i>P. diversifolia</i> , <i>Elaeagnus turcomanica</i> , <i>Halimodendron halodendron</i> , <i>Glycyrrhiza glabra</i> , <i>Salama-grostis dubia</i> , <i>Tamarix spp.</i>		
Засоление	-	<i>Tamarix hispida</i> , <i>Karelinia caspia</i> , <i>Climacoptera aralensis</i> , <i>C. lanata</i>	-
Рассоление, отақыривание	-	<i>Anabasis arphylla</i> , <i>Haloxylon arphyllum</i>	-

<p>Опесчанивание: а) золотый привнос; б) разрушение верхних бронирующих суглинистых прослоев</p> <p>Оглинение (золотый привнос в межбугровые понижения)</p>	<p>—</p> <p>—</p>	<p>а) Фитогенные бугры псевдопеска (мелкозема с кристаллами солей) вокруг кустарников</p> <p>б) <i>Krascheninnikovia ewersmanniana</i>, <i>K. serotoides</i></p>	<p>а) <i>Haloxylon aphyllum</i>, <i>Salsola richteri</i>, <i>Calligonum sp.</i> (после солончаковой стадии); б) сообщества <i>Haloxylon persicum</i></p> <p>Эфемеров-полукустарничковые сообщества (<i>Artemisia spp.</i>)</p>
<p>Формы опустыливания</p> <p>Сокращение обводненности</p> <p>Засоление</p> <p>Рассоление, отақыривание</p> <p>Опесчанивание (надвигание песков)</p>	<p>Доминанты растительных сообществ, формирующихся в межрусловых понижениях</p> <p><i>Turpha angustifolia</i>, <i>Phragmites australis</i>, <i>Limonium gmelini</i>, <i>Tamarix spp.</i></p> <p>—</p> <p>—</p> <p>—</p>	<p>При резком сокращении обводнения — танатоценозы <i>Tamarix hispida</i>, <i>Halostachys belangeriana</i></p> <p><i>Haloxylon aphyllum</i>, <i>Salsola dendroides</i> — толый такыр</p> <p>фитогенные бугры псевдопеска (мелкозема с кристаллами солей)</p>	<p>—</p> <p>—</p> <p>—</p> <p><i>Alabasis salsa</i> + эфемеры, сообщества <i>Haloxylon persicum</i></p>

Таблица 5.3.2

Растительные формации – индикаторы процессов засоления и грунтовых вод и почв

Увлажнение*		Засоление почв*				
Основной источник водного питания	Увлажнение по шкале Л.Г. Раменского	Богатые-слабосоленые (14–16, 17–19)	Слабозасоленные (17–19)	Слабо-, среднезасоленные (17–19, 20–21)	Средне-, сильнозасоленные дельтовые отложения (20–21)	Злостные солончаки морские отложения (24–28)
Поверхностные воды, постоянное избыточное увлажнение	0–0,5	<i>Saliceta songaricae</i> <i>Saliceta excelsae</i> <i>Saliceta albae</i> <i>Saliceta aegyptiacaе</i> <i>Agrostideta stoloniferae</i> <i>Phalaroideta arundinaceae</i> <i>Caricetum acutae</i>	<i>Phragmiteta australia</i> <i>Eleocharieta palustriae</i>		<i>Salicornieta peregnans</i>	
Поверхностные воды, паводковое заливание, подземные воды	0,5–1,5 (2)	<i>Elyrigieta repentes</i> <i>Calamagrostideta epigeae</i> <i>Calamagrostideta phragmitetae</i> <i>Erianteta ravennae</i> <i>Imperateta cylindricaе</i>	<i>Calamagrostideta dubiae</i> <i>Populeta arianae</i> <i>Populeta pruinosae</i> <i>Populeta diversifoliae</i> <i>Bromopsideta inermis</i> <i>Bolboshoeneta maritimaе</i> <i>Cynodeta dactilii</i>	<i>Tamariceta ramosissimaе</i> <i>Tamariceta hispidae</i> <i>Tamariceta meyerii</i> <i>Tamariceta litwinowii</i> <i>Tamariceta floridae</i>	<i>Kalidieta caspici</i> <i>Kalidieta foliatae</i> <i>Halos tachydeta belangerianaе</i>	<i>Halocnemetabillaceae</i>

Таблица 5.3.2 (окончание)

Увлажнение*		Засоление почв*				
Основной источник водного питания	Увлажнение по шкале Л.Г. Раменского	Богатые-слабозасоленные (14-16, 17-19)	Слабозасоленные (17-19)	Слабо-, среднезасоленные (17-19, 20-21)	Средне-, сильнозасоленные дельтовые отложения (20-21)	Злостные солончаки морские отложения (24-28)
Нерегулярное паводковое заливание, грунтовые воды	1,5-3		<i>Elaeagneta angustifoliae</i> <i>Elaeagneta turcomanicae</i> <i>Elaeagneta oxycarpa</i> <i>Halimodendreta halodendrii</i> <i>Glycyrrhizeta glabrae</i> <i>Glycyrrhizeta aralensis</i>	<i>Karelinieta caspicae</i>	<i>Nitrarieta shoberiae</i> <i>Nitrarieta sibiricae</i>	
Грунтовые воды, атмосферные осадки	3-5		<i>Alhageta pseudalhagi</i> <i>Alhageta persarae</i>	<i>Limonieta suffroticosii</i> <i>Salsoleta dendroidis</i>		
Атмосферные осадки	>5 (10)		<i>Krascheninnikovia ewersmanniana</i>	<i>Climacoptera aralensis</i> ,	<i>Haloxyleta arphyllae</i>	<i>Anabasieta arphyllae</i>

* в скобках указаны позиции по шкалам богатства почв и засоления Л.Г. Раменского

1991 по 2000 гг., – намеченный срок для изучения и картографирования изменений пространственной структуры и внутренних процессов в ландшафтах. Для этого были проанализированы: колебания величины атмосферных осадков и температуры (как среднемесячные значения за год, так и в течение исследуемого периода), величины притока речной воды к дельте и конечным гидрологическим постам; изменение минерализации воды в реке и водоемах.

В результате анализа полученных графиков, характеризующих соотношение этих показателей во временном аспекте, были выделены “многоводные” и “маловодные” годы. Это позволило правильно подобрать исходную космическую информацию и данные разногодичных наземных исследований для последующего изучения изменения поверхностного обводнения территории по годам. Основную цель такого исследования составляло выявление участков, имеющих либо постоянное, либо периодическое (как в течение года, так и за весь изучаемый период) заливание. Дополнительно выявлялись участки территории, испытывающие постоянное или периодическое подтопление близко залегающими грунтовыми водами.

Помимо открытой водной поверхности и растительного покрова непосредственно в рисунке и цветовой гамме изображения находят отражение стадии развития таких экзогенных процессов, как эоловые и солончаковые. Это позволило определять их по прямым дешифровочным признакам. Такие процессы, как суффозия, аккумуляция аллювия, определялись лишь по косвенным признакам, по тем ландшафтам, в которых они могут проявиться. Подтверждение развития этих процессов потребовало специальных натурных обследований.

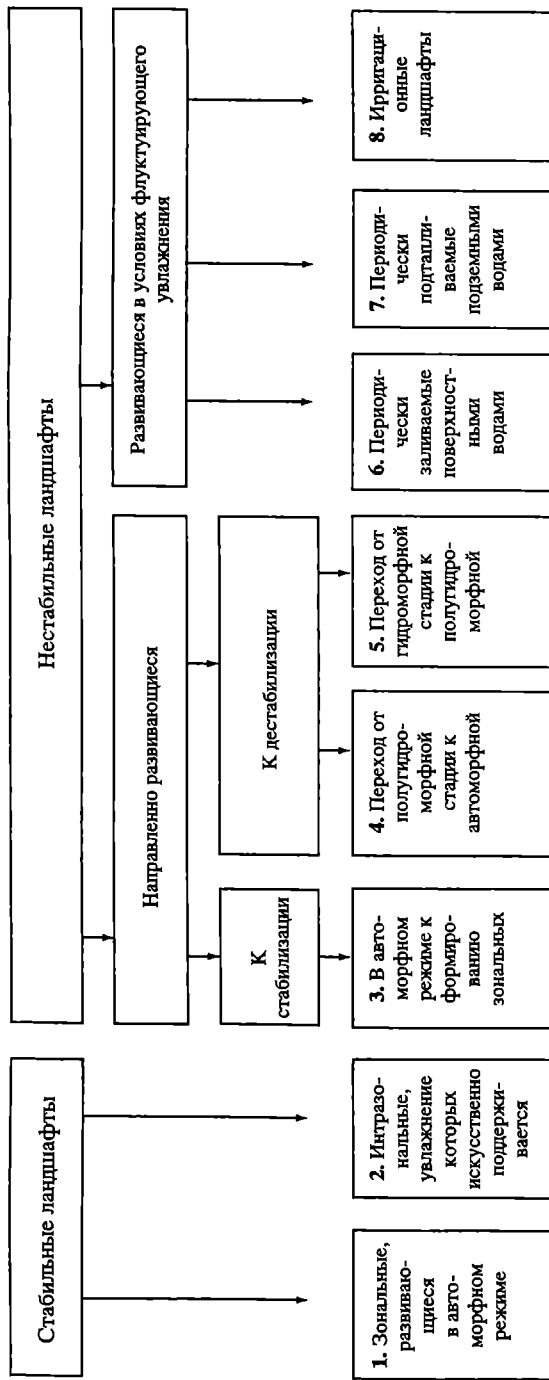
Объективную информацию о динамике ландшафтов на исследуемой территории дельты и обсохшей части морского дна за изучаемый период, подтверждающую полученные результаты по материалам космической съемки, дало изучение изменения основных климатических параметров (температуры и осадков), режима речного стока и глубины залегания и минерализации подземных вод по данным в сети гидрогеологических скважин. Именно эти данные позволили подтвердить позиции того или иного ландшафта в общей динамической системе территории, представленной в виде блоковой схемы (табл. 5.3.3).

Таким образом, методика изучения динамики ландшафтов и их картографирование основывалась на сравнении содержания ландшафтных контуров на схемах дешифрирования снимков разных лет.

Карта динамики ландшафтов приморской части Амударьи и обсохшего дна моря разрабатывалась для представления в

Таблица 5.3.3

Схема, отражающая направление и характер развития ландшафтов в приморской части дельты Амударьи и обсохшего дна Аральского моря в период с 1991 по 2000 гг.



двух видах: в электронном и на твердом (бумажном) носителе. Изменение динамических позиций ландшафтов за изученный период времени (с 1991 по 2000 гг.) рассматривалось как изменение в системе их естественного развития: аквальный ландшафт → субаэральное развитие: гидроморфная стадия → полугидроморфная стадия → автоморфная стадия → зональные ландшафты. В электронном варианте карты каждая характеристика динамики ландшафта получила отображение в виде самостоятельных слоев.

По характеру развития были выделены стабильно и нестабильно развивающиеся ландшафты. Последние подразделены в зависимости от тренда на: стремящиеся к стабильности (табл. 5.3.3.; 3), имеющие тенденцию к дестабилизации (табл. 5.3.3.; 4, 5), развивающиеся в режиме переменного увлажнения – флуктуирующие (табл. 5.3.3.; 6, 7, 8). Особо выделены ландшафты с очаговым увлажнением в результате разгрузки подземных вод; доминирующие экзогенные процессы как показатели форм проявления на данном этапе развития ландшафтов; экологически опасные участки, где стадия развития или концентрация экзогенных процессов представляют угрозу хозяйственной деятельности или здоровью населения.

В табл. 5.3.3 приведены принципиальные направления развития ландшафтов в приморской части дельты Амударьи и на обсохшем дне моря. К стабильным ландшафтам отнесены две группы. Одна образована зональными ландшафтами плато и останцовых возвышенностей; вторая – аквальными ландшафтами водоемов. Развитие ландшафтов первой группы протекает под влиянием зональных климатических условий; для второй – стабильность обеспечивается искусственным обводнением и даже в маловодные годы там сохраняется слой воды.

Нестабильные ландшафты подразделены на направленно развивающиеся и флуктуационные. Первые испытывают постоянное сокращение увлажнения в связи со снижением грунтовых вод, ксерофитизацию почв и растительности. Вторые обводняются в годы повышенной водности и испытывают недостаток влаги в годы малой водности.

Развитие нестабильных ландшафтов может идти либо в сторону стабилизации, либо, наоборот, – дестабилизации. В группу ландшафтов, развивающихся в направлении стабилизации, отнесены прирусловые валы крупных протоков (Кипчак, Еркиндарья). Они давно вступили в этап автоморфного развития: грунтовые воды залегают глубже 5(10) м, почвы слаборазвитые такыровидные. В настоящее время здесь начинается зарастание видами пустынной экологии, в связи с чем происходит возрастание проективного покрытия растительности и повышение ее продуктивности.

Группа дестабилизирующихся ландшафтов имеет распространение на обсохшем морском дне. Для них за последнее десятилетие было характерно направленное снижение уровня грунтовых вод, сильное иссушение поверхностных горизонтов, что обусловило развитие дефляции песчаных отложений и соленакопления. Эти процессы и приводят к дестабилизации природной среды.

Основной путь изучения динамики ландшафтов и их картографирования за десятилетний период с 1991 по 2000 гг. базировался на сравнении ландшафтных контуров на снимках разных лет.

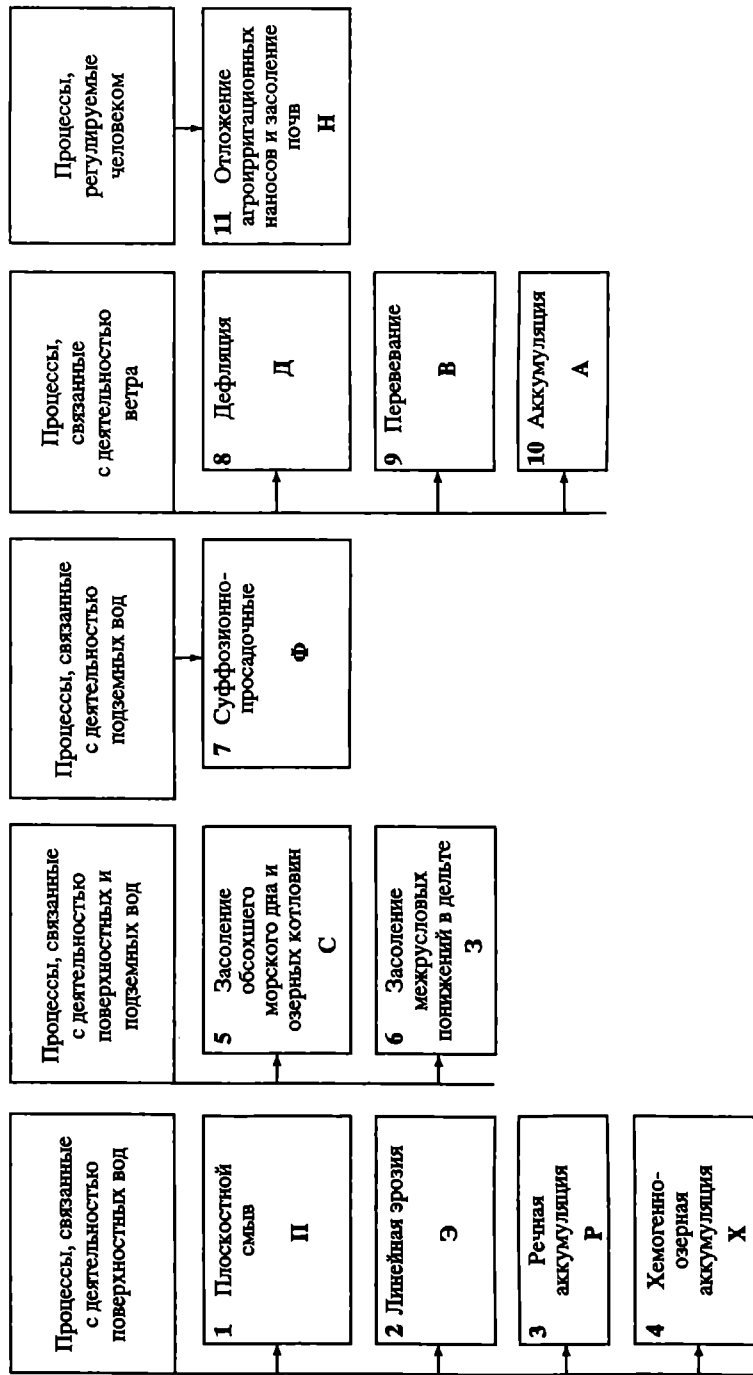
Экзогенные процессы, имеющие развитие на изучаемой территории, получили отображение в виде отдельного слоя как самостоятельная характеристика современных динамических процессов в ландшафтах. Структура процессов и индексы на итоговой карте динамики экосистем и ландшафтов, отображены в табл. 5.3.4.

Экологическая опасность территории оценивалась по направлению и степени развития таких деструктивных экзогенных процессов, как эоловый и солончаковый, базируясь на данных об их степени развития, указанных в табл. 5.3.4. Обсыхающее дно является поставщиком мелкозема и солей, выносимых ветром на прилегающие территории, в том числе и на территорию дельты. Наиболее опасными в отношении прогрессирующего засоления нами оценены территории с залеганием грунтовых вод и морской верховодки на глубине 0–3 м в связи с тем, что именно здесь происходит активное накопление солей на поверхности почвы, что в свою очередь препятствует их зарастанию растительностью и создает условия для последующего выноса во время пыльных бурь. По подсчетам [И.П. Герасимов и другие, 1983] на площади, обсохшей к 1990 г. накопление солей составит 2,4 млн тонн в год, а к 2000 г. – около 4,1 млн т в год. Территория морского дна, обнажившаяся в период 1990–2000 гг. по прогнозу ученых признавалась как наиболее опасная в плане формирования злостных агрессивных солончаков и слабой возможности их дальнейшей природной мелиорации. Эти прогнозы реализовались, и территория морского дна, располагающаяся между изолиниями, фиксирующими положение береговой линии 1990 и 2000 гг. отнесена нами к экологически наиболее опасным.

Наиболее экологически опасными признаны процессы формирования массивов подвижных песков и развития вторичного засоления. При заглублении грунтовых вод область капиллярного накопления солей перемещается в верхние горизонты почвы. По этой причине ландшафты, для которых характерно залегание грунтовых вод в изучаемый период времени на глубине от 3 до 5 м отмечены нами как потенциально опасные, поскольку мине-

Таблица 5.3.4

Схема, отражающая направление и характер развития экзотенных процессов в ландшафтах в приморской части дельты Амударья и обсохшего дна Аральского моря в период с 1991 по 2000 гг.



рализация подземных вод здесь составляет 47–90 г/л [Мавлянов и другие, 1998]. К этой категории отнесены территории морского дна, располагающиеся между береговой линией 60-х годов и линией берега 1990 г., на которых не прослеживается влияние поверхностных вод, поступающих из дельты.

Процессы засоления на неосвоенной территории дельты имеют ограниченное развитие на периодически обводняемых участках и по окраинам озер. В связи с тем, что этап обсыхания дельты прошел, грунтовые воды на большей части территории заглоубились ниже 5 м, эти процессы локального засоления не представляют серьезной экологической опасности.

Процессы засоления отмечаются в орошаемой зоне как на массивах, так и на интрамассивных зонах разгрузки подземных вод, где формируются злостные солончаки. Эти участки представляют серьезную экологическую опасность для орошаемой зоны и получили отражение на карте. Их дешифровочные признаки (отсутствие рисунка нарезки полей, более темный фототон, положение внутри оазиса, долинообразные очертания) позволяют непосредственно распознавать на материалах дистанционного зондирования.

Эоловые процессы также в настоящее время получили широкое развитие на территории морского дна в связи со слабой их закрепленностью растительностью. Они начинаются с появления ячеистого рельефа (язв выдувания) на участках, сложенных песчаными-супесчаными отложениями и тонкого плаща навейных песков на поверхности солончаков или глинистых и суглинистых поверхностей. При заглоублении грунтовых вод идут процессы перевевания. В настоящее время они охватили всю территорию обсохшего дна. Эти процессы особенно активизируются в теплое время года и хорошо распознаются на материалах дистанционного зондирования по гомогенному вуалевому изображению, имеющему различный фототон на синтезированных снимках. Активно действующим источником поступления песчаного материала явились реликтовые ландшафты береговых валов моря 1960-х годов. По снимкам прослеживаются области навевания песка и на территорию дельты и надвигание на морское дно. Эти ландшафты представляют экологическую опасность как источники материала для пыльных бурь и отмечены в электронном слое карты как развитие экологически опасных процессов.

На морском дне активизация эоловых процессов способствует аккумуляции песка и формированию подвижных массивов разрозненных барханов, барханных цепей и затем – относительно стабильных массивов большой мощности (до 5–10 м высотой). Эти массивы представляют особую опасность, так как

Таблица 5.3.5

**Оценка экологической опасности развития
деструктивных экзогенных процессов в ландшафтах**

Индекс на карте	Степень опасности	Примечание
0	Отсутствие опасности развития эрозионных процессов	В озерах – опасность накопления пестицидов из вод коллекторно-дренажного стока
1	Слабая опасность развития засоления и дефляции	В ландшафтах, периодически обводняемых поверхностными речными водами
2	Умеренная опасность накопления солей на поверхности почвы и перевевания песков по поверхности солончаков: суглинистые поверхности с развитием суффозии	В ландшафтах обсохшего морского дна, в дельтах прорыва и отакырывающихся солончаков
3	Сильная опасность эоловой аккумуляции песков и формирования подвижных массивов не закрепленных растительностью и их дефляции	Формирование очагов солепылевыноса

являются постоянным источником материала для перевевания и пыльных бурь, они препятствуют передвижению транспорта, трудно поддаются закреплению растительностью. Поэтому ландшафты, на которых представлены предшествующие стадии – разрозненных барханов, также представляющих экологическую опасность, отмечены в качестве опасных. Эти участки выявить по прямым дешифровочным признакам на использованных материалах было сложно и в качестве дополнительных использовались такие признаки, как состав поверхностных отложений, глубина залегания грунтовых вод, проективное покрытие растительности.

Анализ данных по динамике ландшафтов, площади и интенсивности развития экзогенных процессов, характера современной растительности, позволил дать оценку экологической опасности развития экзогенных процессов в виде шкалы с баллами от 0 до 3 (табл. 5.3.5).

При создании “бумажного” варианта карты (рис. 5.3.2) все три слоя совмещаются: контурная нагрузка и цвет отражают направление динамики, а дополнительное индексирование в виде заглавных букв русского алфавита отражает развитие экологически опасных процессов, арабская цифра при ней – степень опасности развития в настоящее время.

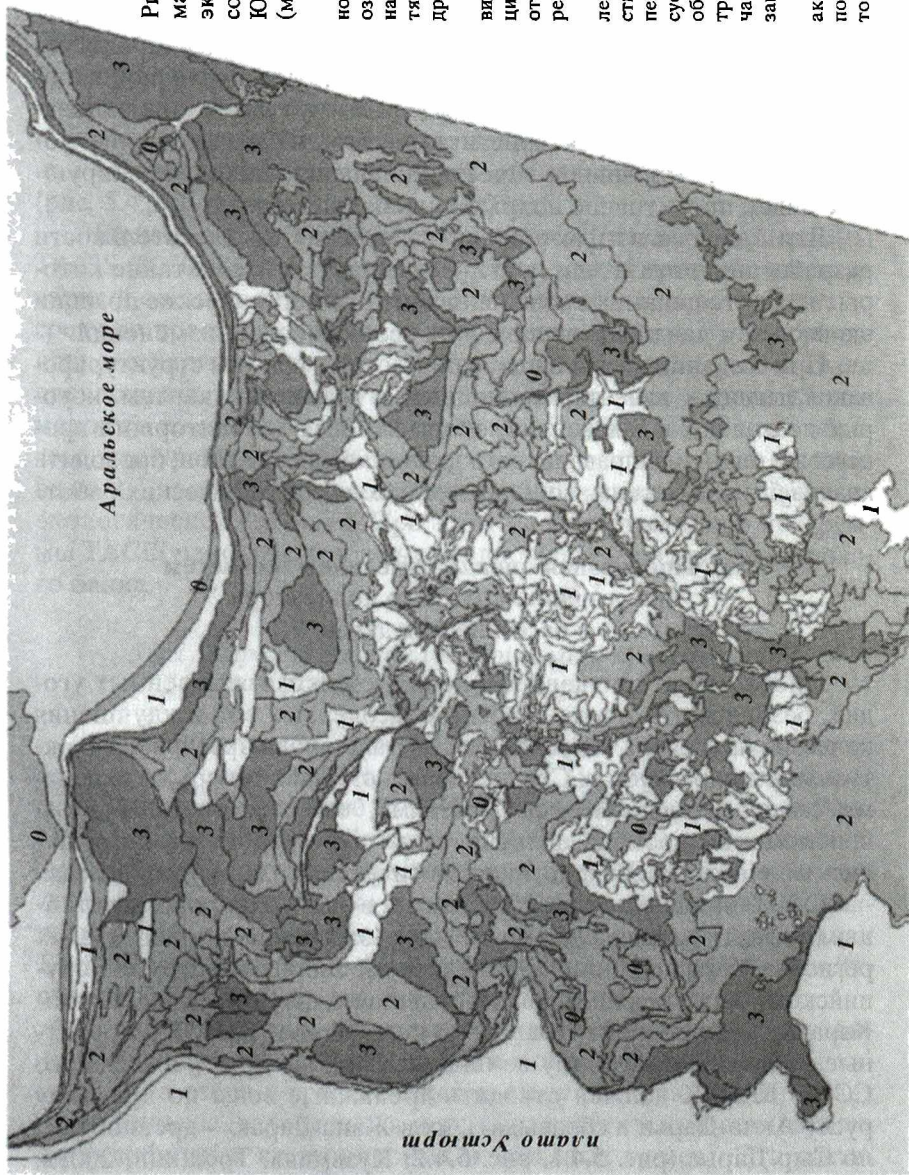
Рис. 5.3.2. Карта-схема развития опасных экологических процессов на территории Южного Приаралья (масштаб 1 : 500 000)

0-3 - Степень опасности: 0 - отсутствует; в озерах имеется опасность накопления пестицидов и тяжелых металлов из дренажных вод;

1 - невысокая; развитие засоления и дефляции в ландшафтах времени от времени обводняемых речными водами;

2 - средняя; накопление солей на поверхности почв и перевеивание песков на солончаках и суффозия в ландшафтах обсохшего дна моря, внутренних дельтах и солончаках на стадии такризации;

3 - высокая; эоловая аккумуляция массивов подвижных песков - источников пыльных бурь



Карта динамики экосистем приморской части дельты Амударьи и обсохшего дна моря за период с 1991 по 2000 гг. создана как инвентаризационно-оценочная, отражающая направленность и характер динамики ландшафтов и развитие экологически опасных процессов.

Для картографической оценки изменения экосистем в условиях дестабилизированной среды была разработана методика, использующая возможности ГИС отображения процессов и явлений в виде нескольких взаимосвязанных слоев, дополняющих содержание один другого. Наиболее важные слои отражают динамику ведущих экологических факторов: грунтовых вод, заливания территории и характеристики растительности, которые могут быть использованы в качестве индикационных (доминирующие виды, проективное покрытие в сообществах).

Для каждого из факторов и характеристик растительности разработаны показатели критических значений, сочетание которых на карте динамики позволяет оценить динамические позиции экосистем и ландшафтов в ряду их эволюционных изменений.

При создании карты были использованы приемы структурирования легенд к инвентаризационным и оценочным картам, которые позволяют в дальнейшем облегчить задачу мониторинга процессов и оценки направленности динамики ландшафтов, проводить анализ без выполнения дополнительных картографических работ.

5.4. Прогнозная оценка изменения экосистем при создании крупного коллектора в бассейне Амударьи

Проблемы вторичного засоления сельскохозяйственных угодий, безопасного отвода сбросных засоленных вод и улучшения качества питьевого водоснабжения стали вновь чрезвычайно актуальны для республик Средней Азии, ставших теперь отдельными самостоятельными государствами, так как экологические проблемы во времена политического переустройства не решались и критическая экологическая ситуация сильно усугубилась.

С 2000 г. в Республике Узбекистан в связи с широкомасштабным развитием почвенно-грунтового засоления в трех южных регионах Каракалпакии: Турткульском, Элликалинском и Бирунийском, было реанимировано решение о строительстве Южно-Каракалпакского магистрального коллектора (ЮКМК), проектные работы по которому начинались еще во времена бывшего СССР. ЮКМК должен отводить дренажные воды по древнему руслу Акча-Дарьи и сбрасывать их в Жана-Дарью – древнее русло Сыр-Дарьи (рис. 5.4.1, рис. 5.4.2; Кузьмина, Трешкин, 2003а;

2003б). Строительство ЮКМК планируется проводить с привлечением финансовых средств Мирового банка. Ожидается прекращение сброса дренажных вод трех основных сельскохозяйственных районов Каракалпакии в основное русло Аму-Дарьи и снижение средней минерализации речной воды на 0,2–0,3 г/л. При этом запланировано сокращение финансирования на эксплуатацию Кызылкумской и Бирунийской насосных станций, вплоть до их закрытия (рис. 5.4.1). Сейчас сброс коллекторной воды из Бирунийской насосной станции осуществляется через старую протоку Кок-Дарья. Эта протока огибает весь заповедник Бадай-Тугай и в настоящее время подпитывает грунтовые воды (ГВ) на половине площади заповедника. Закрытие Бирунийской насосной станции приведет к полному обсыханию русла Кок-Дарьи (рис. 5.4.3; Кузьмина, Трешкин, 2003б).

Членам экологической группы экологической программы ТАСИС (2000–2002 гг.) была поставлена задача провести исследования и оценить влияние будущего коллектора на окружающую среду по трассе прохождения сооружения. Наряду с оценкой основного варианта проектного строительства, экспертами были предложены и оценены также дополнительные варианты возможного изменения условий строительства ЮКМК. Таким образом, для участка ЮКМК, непосредственно влияющего на заповедник Бадай-Тугай, рассматривались пять вариантов развития экологической ситуации. При этом мнения участников программы ТАСИС часто расходились с предложением экспертов Мирового банка.

5.4.1. Характеристика территории прохождения трассы коллектора

Территория рассматриваемой трассы целиком располагается в пределах Республики Каракалпакстан. По физико-географическим условиям и влиянию ЮКМК обследуемые территории были разделены на четыре больших района: прибрежные равнины Аральского моря (включая обсохшее дно), Жана-Дарьинское и Акча-Дарьинское древние русла с дельтой, зона влияния сбрасываемых вод в окрестности озера Аязкала, а так же заповедник Бадай-Тугай с прилегающими тугайными и с/х территориями Лесхоза и Госземзапаса (рис. 5.4.1, рис. 5.4.2).

В районе влияния сбрасываемых вод по древнему руслу Акча-Дарьи (ветланды, см. рис. 5.4.2) и в окрестностях озера Аязкала (берега озера и прилегающая к озеру равнина) произрастает гидрофильная, галофильная и тугайная растительность (варианты галофитных кустарниковых и травяных тугаев). Эта расти-

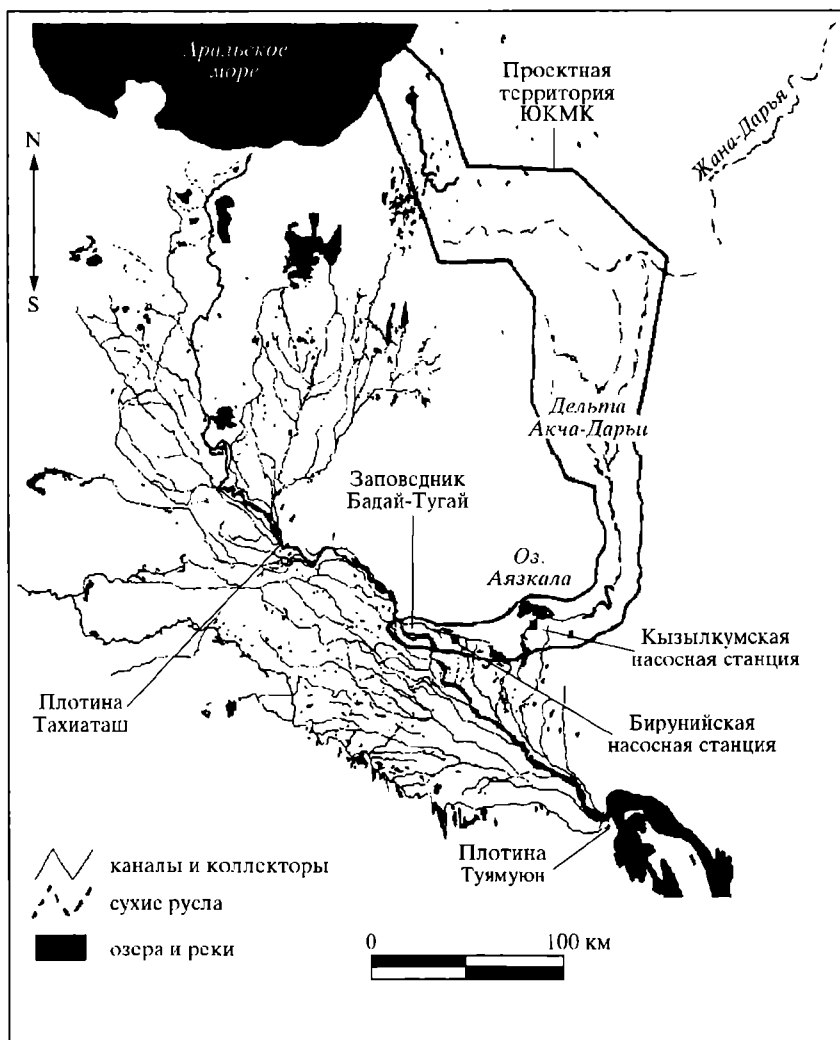
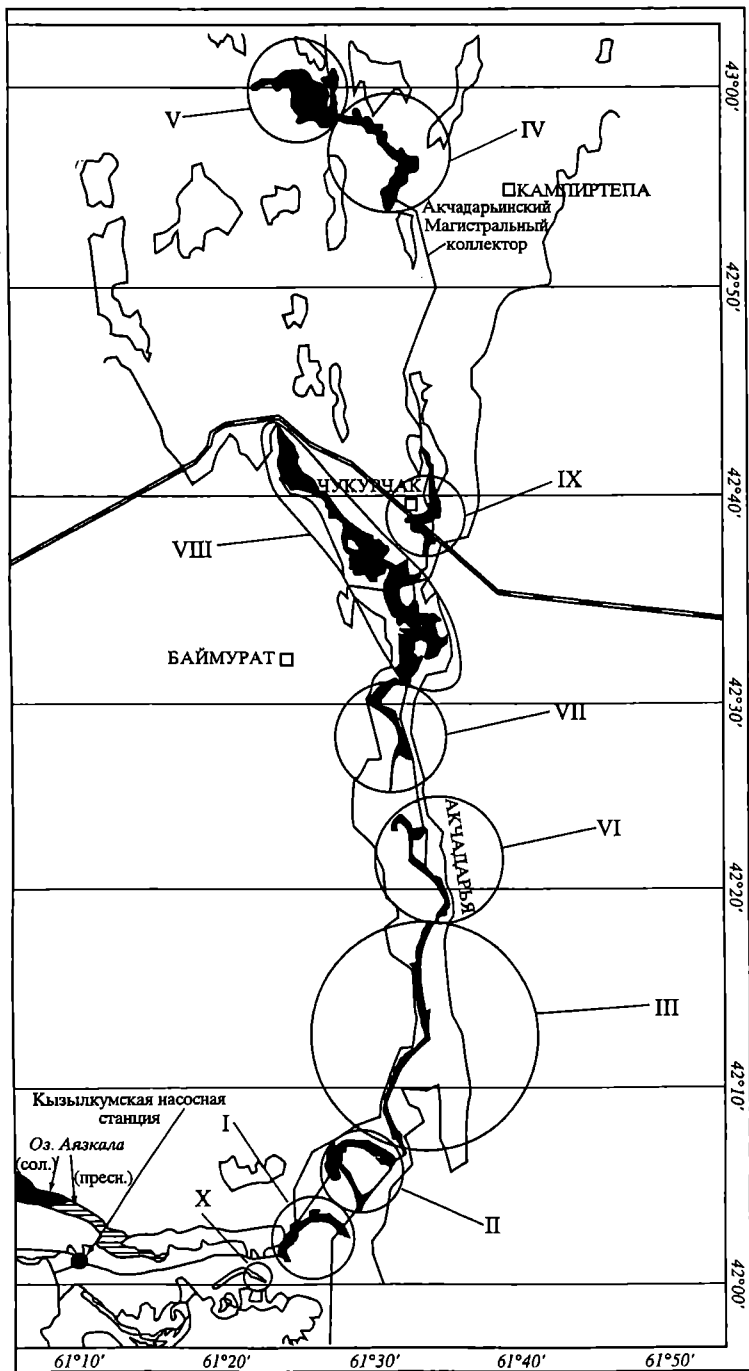


Рис. 5.4.1. Схема расположения территории предполагаемого прохождения магистрального коллектора (ЮКМК)

Рис. 5.4.2. Карта-схема расположения запланированных “ветландов” при строительстве ЮКМК

Условные обозначения: незаполненные квадраты с подписями – населенные пункты; черные выделы в кругах с римскими цифрами – номера запланированных “ветландов” по трассе канала



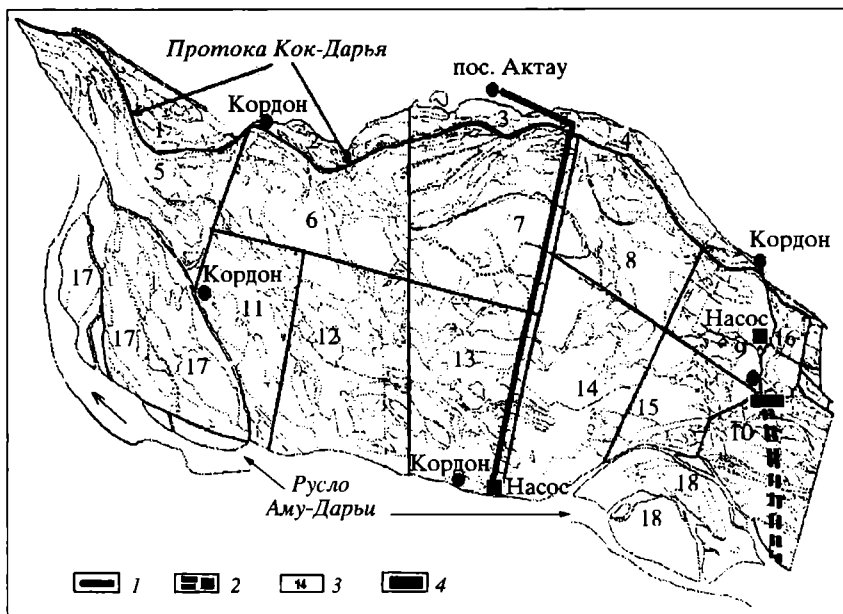


Рис. 5.4.3. Планируемые гидротехнические мероприятия для восстановления экосистем заповедника Бадайтугай

Условные обозначения: 1 – необходимая ЛЭП для электронасоса; 2 – перспективный канал для подачи пресной воды в заповедник; 3 – номера кварталов заповедника; 4 – существующая дамба

тельность не имеет значительного распространения по площади, находится в неустойчивом состоянии и представлена экотонными сообществами различной экологии.

- Гидрофильная растительность – маловидовые формации тростника (*Phragmiteta australiae*), рогоза (*Typheta angustifoliae*) и *Bolboschoeneta maritimaе*.

- Галофильная растительность (узкой полосой) – формации *Halostachydetta belangerianaе*, *Salsoleta dendroidis*, *Lyceta ruthenicaе*, *Climacoptereta aralensis*, *Suaedeta salsolae* и др.

- Тугайные экотонные галофитные комплексы – кустарниковые (*Tamariceta laxae*, *Tamariceta hispidaе*) и травяные (*Karelinieta caspicaе*, *Aeluropideta littoraliaе*) тугаи; малоразвиты и неустойчивы.

Доминирующая растительность в зоне древнего русла и древней дельты Акча-Дарьи представлена типичными пустынными сообществами автоморфного типа. Здесь выделяются два экологических типа растительности:

- песчаная псаммофильная – формации саксаула белого (*Haloxyleta persicaе*), песчаной акации (*Ammodendreta conollis*),

джузгуна (*Calligoneta caput-medusae*, *C. aphyllae*), *Salsoleta arbusculae* в травяном ярусе с осокой (*Carex physodes*) и *Stipagrostis karelinii*;

• растительность такырных почв древнедельтовой равнины – формации саксаула черного (*Haloxyleta aphyllae*), *Anabasieta salsae*, *Climacoptereta lanatae*.

Общий флористический список районов проведения работ по полевым материалам 2000–2002 гг. составил 125 видов высших растений.

Последняя из зон влияния ЮКМК, самая малая по площади, но чрезвычайно ценная для сохранения биоразнообразия не только Узбекистана и Центральной Азии, но и всей планеты – территория заповедника Бадай-Тугай. Этот заповедник был создан для сохранения исчезающих пойменных интразональных экосистем. Он находится в окружении агрессивных автоморфных территорий, занятых типичной пустынной, в том числе песчанной и галофитной растительностью, представленной различными формациями: *Ammodendreta conollis*, *Calligoneta caput-medusae*, *C. aphyllae*, *Haloxyleta persicae*, *H. aphyllae*, *Anabasieta salsae*, *Climacoptereta lanatae*, *Halostachydeta belangeriana*, *Salsoleta dendroidis*, *Lycium ruthenicum* и др.

Кроме того, необходимо помнить, что в последнее время большинство тугайных заповедников в Средней Азии и в бассейне Аму-Дарьи безвозвратно утрачены. Из-за боевых действий практически исчез самый представительный (47 409 га) некогда тугайный заповедник Тигровая балка в Таджикистане. Аму-Дарьинский (50 000 га) и Кызылкумский (3 895 га) заповедники на территории Туркменистана имеют небольшие площади собственно тугайных лесов, большая часть из которых представлены либо молодым древостоем либо кустарниковыми зарослями на месте лесных площадей. Из-за отсутствия ежегодных паводков почвенный покров на территории этих заповедников в верхнем метровом слое повсюду засолен от 1 до 23% по сухому остатку, а древесные массивы разного возраста повсеместно погибают [Кузьмина, Трешкин, 1999].

Таким образом, заповедник Бадай-Тугай (6000 га) представляет собой один из последних оазисов гидроморфных территорий с настоящей древесной и кустарниковой растительностью среди пустынных равнин, где еще обитают бухарский олень, кабан, хивинский фазан и другие редкие животные.

На территории заповедника Бадай-Тугай можно выделить четыре типа растительных сообществ, которые должны развиваться в гидроморфном и полугидроморфном режиме согласно их естественной экологии:

1. древесные тугаи – формации туранговых (*Populeta arianae*, *P. pruinosa*) и лоховых (*Elaeagneta turcomanica*) тугаев (последних сохранилось чрезвычайно мало);

2. кустарниковые тугаи – формации: *Tamariceta ramosissima*, *Tamariceta hispida*; последняя формация расширяет ареал распространения в заповеднике из-за засоления почв и грунтовых вод (ГВ);

3. травяные тугаи – формации: *Alhagieta pseudalhagii*, *Aeluropideta littorales*, *Glycyrrhizeta glabrae*, *Phragmiteta australiae* и *Trachomiteta scabrii*; травяные тугаи занимают минимальные площади и сокращаются вместе с древесными формациями;

4. солончаковая растительность: *Halostachydetta belangeriana*, *Salsola dendroides*, *Climacopteretia lanata*, *Suaedetia salsolae* и др.; из-за изменения условий в заповеднике расширяют площади распространения (Кузьмина, 1997; Treshkin, 2000; 2001).

На территории заповедника полностью опустыненные сообщества занимают 30% его площади; сообщества, находящиеся на различных стадиях опустынивания – 50%, а относительно хорошо сохранившиеся – только 20%.

Оценка экологической ситуации в выделенных районах трассы проводилась на основании изучения почв и грунтовых вод галло- и гидроиндикационных свойств растительности, а также социально-экономического состояния районов.

5.4.2. Современная экологическая ситуация в районе озера Аязкала и ее изменение при различных вариантах управления коллекторно-дренажным стоком

Берега западной – засоленной и непроточной части озера (см. рис. 5.4.2) покрыты в основном малопродуктивной и непоедаемой скотом солончаковой растительностью из *Suaeda salsa*, *Tamarix laxa* с довольно редким участием *Halostachys belangeriana*, *Tamarix hispida*, *Climacoptera lanata*. По берегам озера отмечается деградация (усыхание) типичной продуктивной псаммофитной растительности, которая была здесь до появления озера. Типичные пустынные илаково-кустарниково-белосаксауловые сообщества (*Haloxylon persicum* + *Ammodendron conolly* + *Calligonum* spp. + *Salsola arbuscula*-*Carex physodes*) по берегам озера исчезают из-за подтопления. Однако, при этом не происходит их замещение на продуктивные тугайные комплексы. Из-за высокой степени засоления воды в этой части озера повсеместно берега либо лишены растительности, либо покрыты маловидовыми сообществами солончаковой растительности.

Флористический состав территорий, прилегающих к озеру, включая типичную песчаную, солончаковую и тугайную растительность (тугайные элементы встречены по проймам канала на равнине перед озером) очень беден. Всего выявлено 35 видов высших растений.

Берега проточной восточной части озера – (см. рис. 5.4.2) – узкой полосой в 1–3 м покрыты тростниковыми (*Phragmites australis*) и рогозовыми (*Thypha angustifolia*) зарослями. Озеро является искусственным, а флористический состав и комплексы сообществ не представляет большого интереса для геоботаников и флористов. Изменения гидрологического режима озера может отразиться только на орнитологических комплексах и в социальной сфере.

Для оценки возможных воздействий ЮКМК на экосистемы были рассмотрены различные варианты управления коллекторно-дренажным стоком.

В основном варианте проекта запланировано полное закрытие Кызылкумской насосной станции и осушение озера. Обследование территории выявило, что в связи с этим прекратится деградация типичных песчаных пустынных экосистем из-за подтопления и засоления. Начнется восстановление деградированной песчаной пустынной растительности, являющейся хорошими пастбищами для мелкого рогатого скота. Кроме того, прекратится накопление солей в озере и появится значительная экономия финансовых средств при закрытии станции.

В то же время к негативным моментам этого сценария следует отнести изменение орнитологического комплекса и возможный солеперенос с обсохшей части озера, что потребует выделение дополнительных средств для рекультивации обсохшего дна. К социальным последствиям можно отнести потерю озера как источника рыболовства и закрытие рабочих мест при ликвидации станции.

Предотвратить солеперенос можно путем биологической рекультивации земель. В первую очередь это посадки на обсохшем дне солеустойчивых видов растений по особой методике. Подобные методики активно развиваются в университете Бен-Гурион (Израиль) и в Туркменистане. Метод выращивания саксаула на засоленных почвах при поливе морской водой успешно практиковался на Небитдагской пустынной станции (Юго-Западный Туркменистан). Приживаемость таких посадок довольно высока и это полностью может решить проблему солепереноса со дна озера Аязкала.

В настоящее время рыбная продуктивность озера в связи с наступившим маловодьем 1999–2001 гг. сильно подорвана, на ее

скорое восстановление трудно рассчитывать. План вылова на период 1998 г. составлял 10 т в месяц, в то время как на 2002 г. – он уже был сокращен более чем в три раза – до 3 т. Однако реальный вылов составил в 2002 г. менее 500 кг в месяц. Сегодня в пос. Аяз-Кала из 480 семей осталось лишь 40, из которых лишь 10–15 человек занимаются рыбной ловлей. После маловодных годов произошла сильная миграция населения из этого района.

Одним из альтернативных вариантов (непроектный) при строительстве ЮКМК является обеспечение проточности озера за счет строительства нового канала и новой меньшей по размеру насосной станции в юго-западной части озера. Положительных моментов этого сценария больше. Кроме того этот вариант наименее затронет местное население. Обеспечение проточности озера будет способствовать его рассолению и формированию в обеих частях озера по его берегам более разнообразного тугайного комплекса. Это увеличит продуктивность и площади тростника и гребенчиковых зарослей, что можно рассматривать положительно. Рассоление озера и его проточность будут способствовать увеличению рыбных запасов озера, сниженных в 20 раз по сравнению с 1998 г. Вновь построенная насосная станция будет значительно меньше по производительности. Производительность в 25% от прежней Кызылкумской насосной станции снизит затраты на ее содержание. Не произойдет потери рабочих мест для работников закрываемой станции и потери озера для рыбаков.

К отрицательным последствиям этого варианта следует отнести финансирование строительства нового канала и новой насосной станции, а также отчуждение новых земель и нарушение их почвенного и растительного покровов в связи с новым строительством в полосе, как минимум в 150–300 м по обе стороны канала.

Третий вариант предполагает частичное обсыхание озера при частичном восстановлении Кызылкумской насосной станции. При этом полностью обсыхает западная часть озера, а восточная – незасоленная часть – поддерживается на современном уровне. Позитивными моментами можно считать сохранение наиболее ценной части озера для рыболовства, растительности и орнитофауны. Однако, отрицательных последствий достаточно много. Помимо сложного, расчлененного рельефа местности и финансовых затрат на строительство дамбы-перемычки между частями озера и поддержание работы Кызылкумской насосной станции, можно ожидать также опасность подтопления грунтовыми водами западной части озера. Из-за этого накопление солей продолжится. УГВ будет располагаться неглубоко от поверхности. Продолжится деградация типичной песчаной растительности по берегам западной части озера. Солончаковая раститель-

ность берегов будет так же постепенно отмирать из-за повышения почвенного засоления. Невозможно будет развивать галофитную рекультивацию земель из-за высокого стояния УГВ, хотя при этом варианте солеперенос может не угрожать столь сильно. Кроме того, произойдет качественное изменение орнитокомплексов, подобное второму варианту.

На основании детально рассмотренных трех вариантов разработаны рекомендации и предложения для озера Аязкала и окрестностей в связи с предстоящим строительством коллектора. Проведенные исследования выявили, что искусственное озеро Аязкала ни флористически, ни фаунистически не имеет большого значения. При крайней бедности растительного покрова, налицо все признаки его деградации, как объекта рыболовства и местообитания птиц. Современную ситуацию на озере можно признать критической. Поэтому, лучшими вариантами изменения его обводненности можно считать первые два: либо полное осушение озера с воссозданием прежней песчаной пустынной растительности и рекультивацией засоленного дна с помощью галофитной растительности; либо – рассоление водоема с воссозданием элементов кустарниковых и травяных тугаев. Последний вариант повысит продуктивность озера, как объекта рыболовства и увеличит значение водоема для орнитофауны. Оставлять озеро в современном виде, что предлагается в третьем варианте (поддерживаемым Мировым банком), считаем нецелесообразным, поскольку будет продолжаться дальнейшая деградация водоема и прилежащих к нему территорий.

Для предотвращения засыпания коллекторов песками предлагается засаживать борта русел по трассе ЮКМК, а также прилегающие к коллекторам и каналам территории, дикими аборигенными видами растений широкими лентами вдоль берегов (300–500 м), поскольку культурные виды деревьев (*S. alba*, *Morus alba*, *Populus alba* и другие) чрезвычайно требовательны к постоянному обводнению и высокому качеству воды. Как правило, местные виды дикой флоры лучше переносят засоление, имеют сильно разветвленную по поверхности корневую систему, образуют придаточные корни и более устойчивы к высокой амплитуде колебания УГВ и условий увлажнения. Для каждого района должны быть выбраны виды растений, соответствующие данной территории по засолению почв и УГВ. Так, для орошаемой зоны с малым засолением почв, можно рекомендовать виды тугайной флоры: *Salix songarica*, *Tamarix ramosissima*, *T. meyeri*, *T. elongata*, *Populus ariana*. Для более засоленных земель подойдут *Elaeagnus angustifolia*, *Populus pruinosus*, *Tamarix hispida*, *T. florida* [Pankova, Kouzmina, Treshkin, 1994; 1996]. Пустынные песчаные террито-

рии можно засаживать вблизи русла коллектора *Tamarix laxa*, *T. hispida*, *Haloxylon aphyllum*, *Salsola richterii*, а на небольшом отдалении (по повышениям) можно использовать *Ammodendron conolly*, *Haloxylon persicum*, *Calligonum spp.* Сформированные насаждения на удалении до 500 м по обе стороны русел, смогут полностью предотвратить засыпание коллекторов. В то же время ленточные посадки – только вдоль самого берега, не спасут ситуацию. Кроме того, посадки широкими лентами аборигенной древесно-кустарниковой растительности смогут предотвратить фильтрационные потери воды из коллекторов.

5.4.3. Экологическая ситуация в районе древнего русла и дельты Акча-Дарьи и возможные изменения экосистем при различных вариантах управления коллекторно-дренажным стоком

Территория вдоль древнего русла Акча-Дарьи представлена псаммофильной кустарниковой растительностью на пустынных песчаных почвах бугристых и бугристо-рядовых песков и растительностью такырных почв в понижениях. Вдоль всего русла Акча-Дарьи (в днище и по берегам, см. рис. 5.4.1, рис. 5.4.2) расположены посадки саксаула хорошего бонитета высотой 1,5–4,5 м, в возрасте 6–20 лет. На такыровидных почвах и по окраинам солончаков произрастает черный саксаул (*Haloxylon aphyllum*), на песках – белый саксаул (*Haloxylon persicum*). Вдоль русла Акча-Дарьи коллекторная вода формирует разливы или ветланды из гидрофильной растительности (см. рис. 5.4.2). По периферии ветландов формируется узкая неустойчивая полоса галофильной – солончаковой растительности и/или (1,5–7 м) тугайных экотонных галофитных комплексов.

Отличительными чертами древней дельты Акча-Дарьи являются: наличие солончаковой растительности из сообществ сарсазана (*Halocnemum strobilaceum*) и карабарака (*Halostachys belangeriana*), характерных сегодня для солончаков обсохшей южной части Аральского моря; наличие больших такыровидных пространств, лишенных растительности; почти полное отсутствие тугайных комплексов, что связано с большим засолением почвогрунтов.

Основной рассмотренный вариант прохождения коллектора через Акча-Дарьинский коридор предусматривает средние расходы воды в 25 м³/с и форсированные расходы в 40 м³/с. У пос. Чукурчак предусматривается расход воды в 23 м³/с. От поворота ЮКМК на север, до пос. Чукурчак (см. рис. 5.4.2) рельеф

местности сильно расчленен. При организации ветландов III, VI, VII, VIII, IX (см. рис. 5.4.2) с такими расходами возникает большая опасность затопления межрядовых понижений песчаной пустыни, являющихся продуктивными песчаными пастбищами и образования озер из-за фильтрации коллекторной воды по понижениям. Это создаст дополнительные негативные последствия для поголовья овец и верблюдов, приведет к деградации продуктивной псаммофильной растительности – кормовой базы пастбищ. Понижения со стоячей водой будут являться рассадниками кровососущих насекомых, что отмечалось в этом районе после сброса воды в 1998 г. Обследование территории показало, что все ветланды (I, II, III) обладают довольно однотипной и малоразнообразной гидроморфной растительностью. Заросли тростника и рогоза могут представлять ценность в кормовом отношении только для крупного рогатого скота. Однако, в этом районе (пос. Чукурчак) стадо коров малочисленно (около 70 животных). Нет здесь и крупных населенных пунктов. Местное население (пос. Чукурчак и пос. Кампиртепа) занимается исключительно выращиванием мелкого рогатого скота (баранов, коз) и верблюдов (более 22000 голов). Эти животные не используют в пищу тростник и рогоз. Поселок возле оз. Аязкала так же малочислен – 40 семей. По этому трудно ожидать существенного увеличения поголовья коров после создания ветландов III, VI, VII, VIII (см. рис. 5.4.2). Из-за высокой засоленности коллекторных вод, вряд ли можно ожидать так же значительное развитие рыбоводства. В тоже время при строительстве ЮКМК местное население теряет не только пастбища, расположенные в русле и вблизи него, но так же и артезианские скважины, которые расположены прямо по трассе коллектора. Уже сегодня, после сброса воды в 1998 г., непосредственно по трассе коллектора вышли из строя 5 скважин (Каламколь, Баймурат, Тажикалган, Чукурчак и др.). После затопления коллекторными водами русла Акча-Дарьи, вода, в этих ранее пресных скважинах, стала непригодной для питья, так как повысилась минерализация до 2,1 г/л в 2001 г., кроме того вышли из строя 5 пастбищ, расположенных по трассе коллектора. Из-за подтопления деградировала (усохла) типичная продуктивная псаммофильная растительность из *Ammodendron conolly*, *Salsola arbuscula*, *Calligonum caput-medusae*, *Calligonum aphyllum*ые, *Haloxylon persicum*, что наблюдалось нами на участках вблизи трассы коллектора.

Все рассмотренные данные дали возможность разработать наиболее рациональные предложения для района древнего русла и дельты Акчадарьи в связи с созданием ЮКМК.

При запланированных расходах воды 25–40 м³/с возникает опасность затопления межрядовых понижений песчаной пустыни, деградации пастбищ, формирования стоячих водоемов и появления многочисленных кровососущих насекомых (слепни, комары). Поэтому для снижения социальной напряженности и предотвращения деградации пастбищ рекомендуется отказаться от создания ветландов III, VI, VII, VIII, IX (см. рис. 5.4.2).

Наименьший вред прилегающим к трассе экосистемам будет нанесен при создании углубленного русла коллектора.

В связи с тем, что ввод в строй ЮКМК увеличит минерализацию воды в скважинах и некоторые из них затопятся, необходимо запланировать мероприятия по предотвращению ухудшения качества питьевого водоснабжения территории из-за работы ЮКМК.

Для предотвращения засыпания ЮКМК целесообразно полностью сохранить естественную кустарниковую песчаную растительность и осуществить посадки саксаула на прилегающих территориях как минимум на удалении до 500 м по обе стороны от русла.

Места антропогенных нарушений после работы экскаватора нужно засаживать аборигенными видами растений (*Tamarix laxa*, *T. hispida*, *Haloxylon persicum*, *Haloxylon aphyllum*). Посадки широкими лентами (300–500 м) аборигенной древесно-кустарниковой растительности защитят коллектор от засыпания песком и предотвратят фильтрационные потери воды.

5.4.4. Современная экологическая ситуация в заповеднике “Бадай-Тугай” и возможные изменения экосистем при различных вариантах управления коллекторно-дренажным стоком

Заповедник “Бадай-Тугай” расположен на правом берегу Амударьи, в юго-западной части Каракалпакстана. Он был создан для сохранения типичных интразональных тугайных экосистем, которые в низовьях и дельте Амударьи к настоящему времени практически нигде уже не сохранились [Трешкин, Кузьмина, 1993]. Ранее тугаи были характерны для 70% территории низовьев Амударьи, но в результате зарегулирования стока Амударьи и при с/х освоении пойменных земель они почти полностью исчезли. Сегодня древесно-кустарниковые тугаи занимают в дельте Амударьи лишь 3% от потенциально возможной площади [Кузьмина, Трешкин, 2001].

После образования заповедника Бадай-Тугай в 1973 г., инвентаризацию флоры здесь провел Б. Шербает (1980). Им было вы-

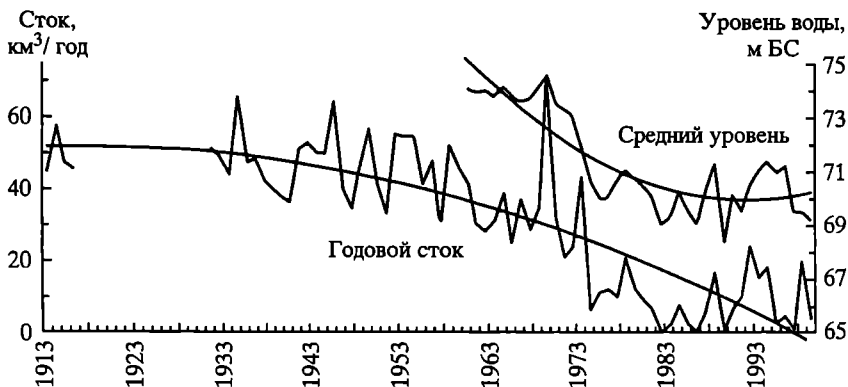


Рис. 5.4.4. Изменение годового стока и среднегодового уровня воды в реке Амударье близ г. Нукус после строительства Тахиаташской и Туямуюнской плотин, гидропост Чатлы-Саманбай (Кузьмина, Трешкин, 2003а).

явлено 167 видов высших растений, относящихся к 35 семействам и 120 родам. Однако, в этот список были включены так же виды типичных пустынных и солончаковых местообитаний, такие как *Haloxylon persicum*, *Halocnemum strobilaceum*, *Anabasis eriopoda*, *Salsola orientalis*, *Gamanthus gamocarpus*, *Ferula assa-foetida*, *Schumannia karelinii* и другие распространенные только в охранной (так называемой буферной, 1362 га на 1981 г.) зоне на территории пустыни, окружающей собственно заповедник. На пойменных (тугайных) местообитаниях (5929 га), из приведенного списка встречалось лишь 90 видов растений.

Уже при первом обследовании тугаев заповедника авторами в 1985 г., было отмечено значительное сокращение флористического списка, по сравнению с серединой 70-х годов, всего был выявлен 61 вид [Кузьмина, Трешкин, 2001]. Это было связано в первую очередь с начавшимся антропогенным процессом ксерогалофитизации земель заповедника. Время образования заповедника совпало со строительством Туямуюнского (1980) и Тахиаташского (1974) гидроузлов (см. рис. 5.4.1). Из-за этого уровень воды в реке за последние 25 лет снизился на 4,0–4,5 м (см. рис. 5.4.4), [Кузьмина, Трешкин, 1999; 2001].

Заповедник Бадай-Тугай расположен в 85 км южнее Тахиаташской плотины и в 130 км севернее Туямуюнской плотины. При этом основным губительным для экосистем фактором является плановый отбор воды на орошение из Амударьи в ее верхнем и среднем течении, а также функционирование Туямуюнского водохранилища, поскольку еще до его ввода в строй на этом участке реки суммарный водозабор составлял 500–800 м³/с, т.е.

более 30% месячного расхода реки. Все же нужно признать, что сегодня земли заповедника находятся в более благоприятных обводнительных условиях, чем тугаи в дельте Амударьи, испытывающие влияние двух плотин и возрастающий водозабор огромного с/х региона дельты.

За прошедшие 11 лет со времени первого обследования авторами флоры заповедника Бадай-Тугай не произошло значительного изменения флористического состава в тугаях заповедника. Небольшое изменение видового списка выявлено за счет внедрения сорных и рудеральных видов, главным образом ксеромезофитной природы. Из видов, не отмеченных нами в 1985 г., однако приводимых в списке флоры заповедника по данным середины 70-х годов [Шербаев, 1980], в 1996 г. вновь были встречены *Rumex halaczyi*, *Plantago major*, *Xanthium strumarium*. В то же время в 1996 г. зафиксированы не встречавшиеся ранее на территории заповедника виды растений: *Crepis praemorsa*, *Helichrisum arenarium*, *Buglossoides arvense*, *Triglochin palustre*, *Tribulus terrestris*, *Tripolium vulgare*, *Armoracia rusticana*, *Polygonum argyrocoleum*. По сравнению с серединой 70-х годов на участке заповедника полностью исчезли многие виды растений, в основном мезофитной природы, встречавшиеся в тугаях: *Salix wilhelmsiana*, *S. excelsa*, *Rumex marschallianus*, *Lotus frondosus*, *Melilotus albus*, *Convolvulus arvense*, *Plantago lanceolata*, *Rorippa palustris*, *Butomus umbellatus*, *Typha minima*, *Elytrigia repens*, *Anisantha tectorum*, *Cutandia memphitica*, *Polypogon monspeliensis*, *Calamagrostis pseudophragmites*, *Echinochloa oryzoides*, *Acrotylon repens*, *Taraxacum bicorne*, *T. comitans*, *Paramicrorrhynchus procumbens*, *Artemisia tournefortiana*, *Hypocoum parviflorum*, *Lepidium ruderales*, *Hyoscyamus pusillus* и др.

Пространственный анализ распределения растительных сообществ, а так же кластерный анализ показали, что, как и в предыдущие годы, в заповеднике сохраняется основная тенденция в распределении сообществ. В связи с отсутствием паводкового затопления на территории заповедника минимальные площади приходятся на ивовые и лоховые тугаи, крайне редко встречаются вейниковые сообщества (*Calamagrostis dubia*). При этом в заповеднике нет сформировавшихся ивовых тугаев, о которых в свое время писали Н.П. Граве (1936) и И.Я. Зактрегер (1927). Здесь лишь кое-где, по оголившемуся руслу и по намытым песчаным косам реки Амударьи, встречаются молодые пионерные стадии сообществ *Salix songarica*. Из-за отсутствия паводков, сильного меандрирования русла реки и интенсивного поедания подроста ивы бухарскими оленями, у ивовых тугаев в Бадай-Тугае практически нет шансов к восстановлению. По сути дела заповедник Бадай-Тугай в совре-

менном его виде уже далек от эталона тугайных экосистем, для сохранения которых он и был создан. Однако более хорошо сохранившихся тугаев в Южном Приаралье практически нет. Катастрофическое понижение среднегодового уровня воды в низовьях Амударьи за последние двадцать пять лет (см. рис. 5.4.4), а так же интенсивное постоянное засоление используемых и вводимых в строй новых с/х земель [Жолыбеков, 1991; Кузьмина, Трешкин, 1997] привело к повсеместному вырубанию оставшихся тугайных массивов, даже в пределах водоохранной зоны реки. Для огромного пустынного региона дельты Амударьи, а так же для всего нижнего течения реки, заповедник Бадай-Тугай остается последним целым лесным массивом, простирающимся на 17,5 км вдоль правого берега Амударьи полосой шириной в 1,5–2 км, в котором так же обитают многие, ставшие сегодня редкими для низовьев Амударьи, животные: бухарский олень (реакклиматизирован), лиса, шакал, барсук, заяц толай, фазан, домовый сыч, ушастая сова, рыжая цапля, белокрылый дятел, малый баклан, черный коршун, сапсан, балобан, обыкновенный канюк, хохлатый жаворонок и еще более 70 видов птиц, а также 10 видов земноводных и пресмыкающихся. По сообщениям работников заповедника, там встречали дрофу-красотку.

С момента образования заповедника в 1976 г. и до 1998 г. территория его практически не заливалась. Частичное затопление (1500 га) было отмечено только весной в многоводные 1998 и 2002 годы. Сегодня в заповеднике не поддерживаются необходимые экологические условия для устойчивого существования тугайных экосистем. Повсеместно, особенно в центральной части заповедника и вблизи коллектора – протоки Кок-Дарья (см. рис. 5.4.3), наблюдается прогрессирующее засоление почвенного покрова и заглупление уровня грунтовых вод (УГВ) ниже 5 м. Такая ситуация не соответствует естественным условиям существования тугайных экосистем. В связи с этим состояние древостоев и травяного покрова заповедника сильно ухудшилось. Появились сухостой (40–50%), суховершинность (55%), сердцевинная гниль (70%), отсутствует возобновление древесных видов и травяной ярус. Полностью нарушена кормовая база бухарского оленя и других животных. Таким образом, в настоящее время речь уже не идет о сохранении в заповеднике необходимых условий существования экосистем, поскольку они давно изменились и не соответствуют естественным. Проблема сохранения заповедного участка тугайного массива должна решаться только искусственным восстановлением экосистем с проведением необходимых гидротехнических мероприятий по воссозданию условий местообитаний, близких к

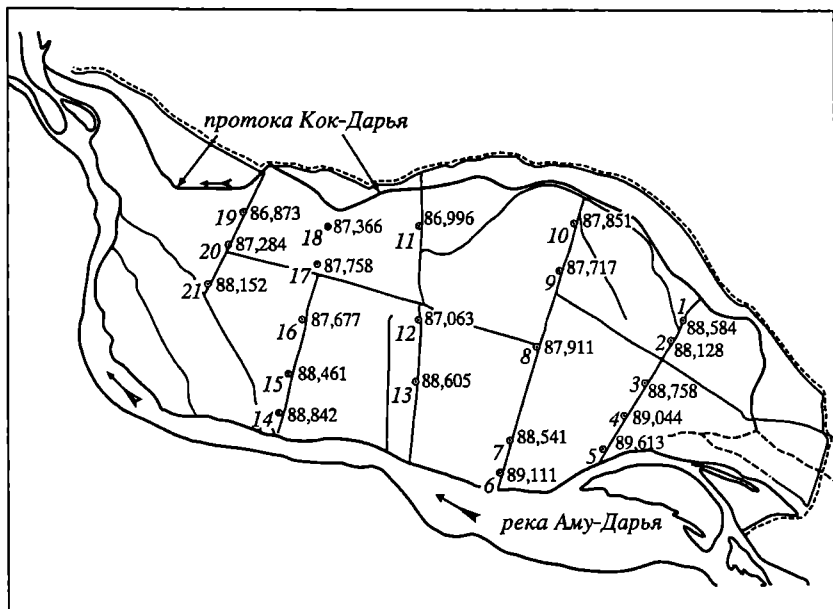


Рис. 5.4.5. Схема расположения скважин для наблюдения за уровнем грунтовых вод в заповеднике Бадай-Тугай, установленных в рамках проекта TACIS (Кузьмина, Трешкин, 2003а)

Условные обозначения: 20 – номер скважины, 87,063 – абсолютная высота над уровнем моря БС, м

естественным. Иначе через пару десятилетий тугайные экосистемы перестанут существовать, а вместе с ними – и сам заповедник.

Для получения полной и достоверной экологической информации на территории заповедника Бадай-Тугай были установлены (в рамках проекта TACIS) скважины для наблюдения за ГВ (рис. 5.4.5), проводилось также определение минерализации грунтовых, речных (в Аму-Дарье) и коллекторных вод (в Кок-Дарье).

Анализ данных мониторинга сезонного распределения УГВ в заповеднике Бадай-Тугай показал, что территорию заповедника по режиму грунтовых вод можно разделить на три зоны:

- зона влияния протоки Кок-Дарья с залеганием УГВ на средней глубине (1,7–5,5 м) в течении года и средней амплитудой колебания УГВ от 1 м до 2,5 м (рис. 5.4.6, в),

- центральная часть заповедника, вышедшая из поемного режима, с глубоким залеганием УГВ в течении всего года (3–5 м и глубже) и минимальной годовой амплитудой колебания УГВ (1,2–1,5 м; рис. 5.4.6, б) и наконец,

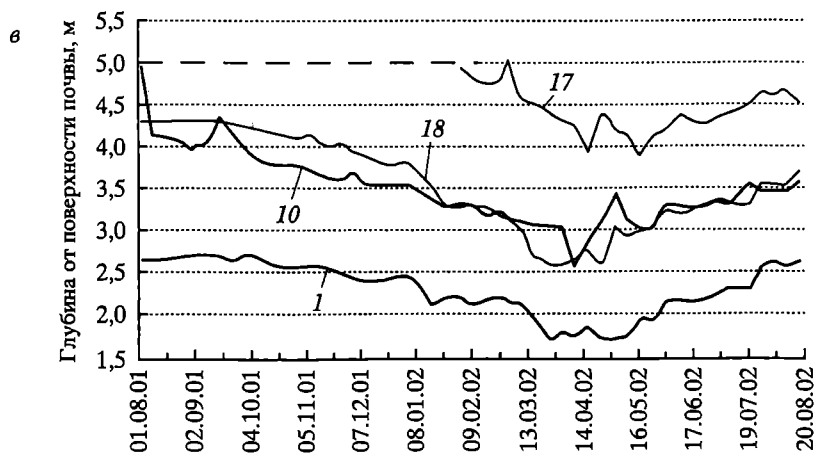
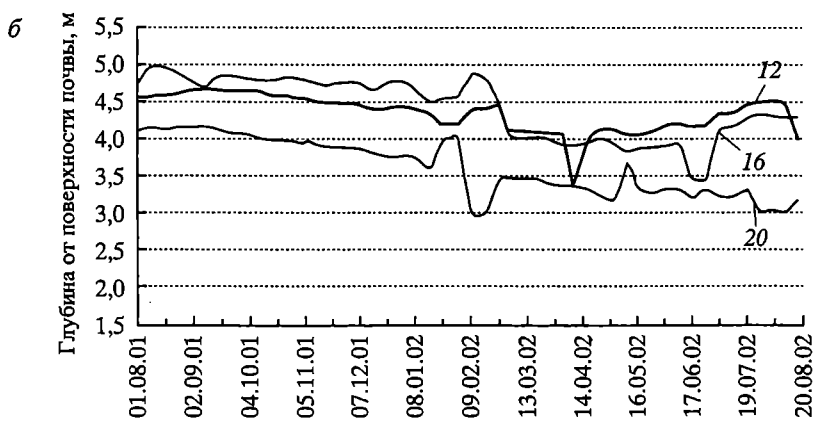
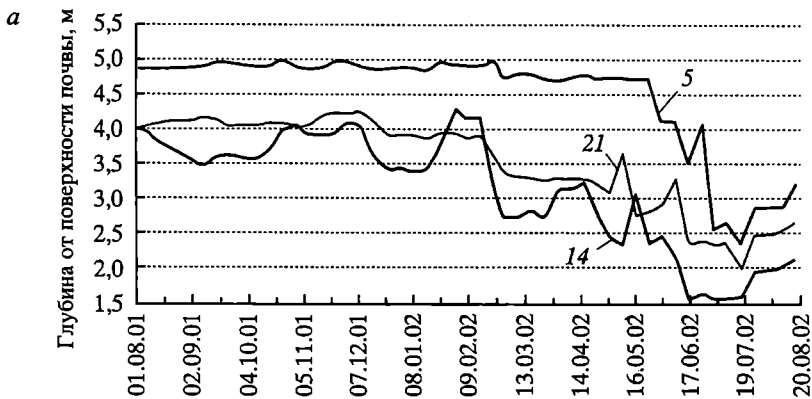
• зона влияния главного русла Аму-Дарьи с относительно близким залеганием УГВ (1,5–5 м) и максимальной годовой амплитудой колебания УГВ (2,3–2,8 м) в течении года (рис. 5.4.6, а).

Как видим по рисунку 5.4.6, скважины, расположенные вблизи русла Аму-Дарьи, имеют максимальную амплитуду сезонных колебаний УГВ и испытывают синхронные колебания в зависимости от динамики уровня воды в реке. В то же время УГВ большей части скважин, расположенных в центральной части заповедника (скважины 13, 8, 4, 3; рис. 5) находится весь год ниже 5–5,5 м. Остальные скважины (12, 16, 20) имеют минимальную амплитуду колебания по сезонам (до 1,5 м), испытывают влияние атмосферных осадков и не зависят от колебаний уровней воды в Кок-Дарье и Аму-Дарье. Сезонное распределение УГВ в скважинах, расположенных в зоне влияния Кок-Дарьи, зависит как от антропогенного влияния (весенние промывки полей), так и от выпадения атмосферных осадков, преимущественно, ранней весной.

Таким образом, динамика УГВ скважин заповедника показывает, что вся центральная часть заповедника развивается в настоящее время в автоморфных условиях. Это означает, что тугайные экосистемы на большей части территории заповедника существуют сегодня в нетипичных для них режимах среды, когда УГВ не отвечает оптимальным требованиям к поддержанию тугайных экосистем. В разные сезоны года минерализация воды в Кок-Дарье колеблется от 4,6 до 13 г/л. Увеличение объемов протекающей сильно минерализованной воды через Кок-Дарью, равно как и полное осушение ее русла, нанесут непоправимый ущерб заповеднику. В результате прохождения сильно минерализованных вод через Кок-Дарью лесные сообщества в центральной и северной частях заповедника постепенно высохнут. Это же произойдет и при полном обсыхании русла Кок-Дарьи, но более стремительно. Перспектива потери большей части тугайных экосистем разнится только во времени: либо 10–15 лет, либо 1–2 года. В связи с этим следует поддерживать любой из 3 вариантов проекта создания коллектора, при которых предполагается обводнение территории заповедника.

Выполненные исследования и рассмотрение имеющихся данных позволило оценить изменения экосистем заповедника при различных вариантах организации режима работы коллектора.

В основном варианте проекта строительства ЮКМК (1) запланировано полное закрытие Бирунийской насосной станции и отвод дренажных вод по проходу Акча-Дарьи. В результате этого бывшая протока Аму-Дарьи – Кок-Дарья, перестанет существовать и полностью обсохнет (см. рис. 5.4.3). В силу специфичности рельефа местности и распределения почвогрунтов в северной



части заповедника Бадай-Тугай, обсыхание протоки Кок-Дарья приведет к заглужению грунтовых вод и гибели лесных древостоев в кварталах 1, 5, 6, 7, 8, 9, 16 (см. рис. 5.4.3). Кроме того, будут деградировать также молодые кустарниковые заросли тамариксов в кварталах 1, 2, 3, 4. Как показал анализ результатов мониторинга УГВ в заповеднике Бадай-Тугай, влияние протоки Кок-Дарья на распределение УГВ по территории заповедника более существенно, чем влияние основного русла Аму-Дарьи. Так, влияние Кок-Дарьи на распределение УГВ в заповеднике прослеживается на расстоянии до 1000 м перпендикулярно руслу протоки, в то время, как влияние Аму-Дарьи ощущается только на расстоянии до 600 м параллельно основному руслу. Такая существенная разница, связана с высоким положением прируслового вала у берега Аму-Дарьи (см. рис. 5.4.5).

При отсутствии постоянного водотока в протоке Кок-Дарья, УГВ в заповеднике будут постепенно заглужаться. И начиная уже с 700 м от берега основного русла реки Аму-Дарьи УГВ опустятся ниже 5,0–5,5 м, что является ниже минимально допустимого УГВ для существования тугайных древесно-кустарниковых сообществ. На практике это будет означать, что полностью высохнет половина лесопокрытой площади высокого бонитета, а именно до 1000 га. Площади открытых солончаков, солончаковой и пустынной растительности (*Halostachys belangeriana*, *Tamarix hispida*, *Salsola dendroides*, *Climacoptera aralensis* и др.) увеличатся и станут доминировать. Заповедник потеряет свое значение, как охраняемый резерват. Один из последних в Центральной Азии, цельный массив древесных туранговых тугаев погибнет. Значительно ухудшится кормовая база для бухарского оленя и фазана. Олени лишатся типичных мест обитания. Придется сократить численность животных как минимум в два раза.

Поэтому осуществление основного из планируемых вариантов изменения обводненности заповедника Бадай-Тугай при строительстве ЮКМК абсолютно неприемлемо. Непоправимый ущерб, нанесенный охраняемым экосистемам, приведет к полной утрате заповедной территории Бадай-Тугая.

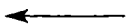


Рис. 5.4.6. Динамика сезонного хода уровня грунтовых вод в скважинах на территории заповедника Бадай-Тугай (по данным мониторинга за период с 01.08.2001 по 20.08.2002 гг.)

Условные обозначения: *a* – близ русла-Амударья – гидроморфные (скважины 14, 21) и полугидроморфные (5) почвы; *b* – центральная часть заповедника – автоморфные (12, 16) и полугидроморфные почвы (20); *в* – близ протоки Кок-Дарья – гидроморфные (1, 10, 18) и полугидроморфные (17) почвы. Пунктиром показан уровень грунтовых вод глубже 5 м. Номера скважин соответствуют таковым на рис. 5.4.5.

Среди других вариантов строительства ЮКМК (2) планируется открытие русла Аму-Дарьи в Кок-Дарью. Поскольку до 1925 г. Кок-Дарья существовала как естественная протока и вода самотеком поступала из основного русла Аму-Дарьи, существует возможность восстановления старого русла протоки Кок-Дарья.

Преимущества этого сценария очень существенны. Помимо сохранения 1000 га продуктивных древесных насаждений от усыхания из-за понижения ГВ, существенно понизится минерализация воды в протоке, в грунтовых водах и в почвах вблизи русла Кок-Дарьи (на 600–1000 м в обе стороны от русла). Минерализация ГВ в Аму-Дарье и Кок-Дарье станет одинаковой – 1,1–3,8 мг/л. Это будет примерно в 4–8 раз меньше, чем минерализация ГВ в настоящее время вблизи Кок-Дарьи, когда в разные сезоны она изменяется от 4,3 до 30,8 г/л. Тугай смогут оптимально поддерживать жизнеспособность. В этом случае заповедник полностью сохранит свой статус по охране флоры и фауны.

Однако существуют значительные препятствия и недостатки осуществления этого сценария.

Нельзя будет проводить периодические затопления территории заповедника с целью восстановления. Только в период катастрофических или высоких паводков, подобных 1998 и 2002 гг. заливаться на короткий период сможет лишь крайняя ЮЗ часть заповедника (не более 280 га). Территории без тугайной растительности и перестойные древостои не смогут восстанавливаться естественным путем. А искусственное восстановление туранговых древостоев чрезвычайно нерентабельно, так как приживаемость составляет 3–5% [Treshkin, Kuzmina, 1993].

- Высокий прирусловой вал, идущий от крутого правого берега Аму-Дарьи, может не позволить воде естественным путем протекать из основного русла Аму-Дарьи в протоку Кок-Дарья. Можно ожидать также заиливание нефункционирующей сегодня части русла Кок-Дарьи.

- Сценарий требует углубления старого русла Кок-Дарьи (возможно на 3–5 м) на протяжении 4 км, а так же реконструкцию существующей дамбы на территории заповедника (см. рис. 5.4.3).

При осуществлении этого сценария ущербов помимо тех, что уже произошли в связи со строительством ЮКМК не ожидается.

Альтернативный вариант ЮКМК (3), поддерживаемый группой экспертов Мирового банка, предполагает восстановление полностью или частично Бирунийской насосной станции. В этом случае планируется подавать в протоку Кок-Дарья коллекторной воды меньше по объему, но такого же плохого качества, как и в настоящее время. Сегодня по Кок-Дарье пропускаются средние

расходы до 15 м³/с, что является недостаточным по количеству. Качество воды чрезвычайно плохое (4,6–13 г/л). Предложенный вариант абсолютно неприемлем для заповедника, поскольку будет способствовать активизации уже начавшегося процесса усыхания лесного фонда из-за падения УГВ. По данным мониторинга, УГВ вблизи русла Кок-Дарьи с августа 2001 по январь 2002 гг. (засушливый период) в зависимости от сезона и удаления от берега Кок-Дарьи располагались на глубине от 3,6 м до 5 м и глубже (рис. 5.4.6, в, рис. 5.4.5 – скважины 10–11, 17–19). В многоводный же период (с февраля 2002 по август 2002 г.) УГВ этих скважин так же располагались относительно глубоко от 2,9 м до 4,5 м (3,2 м в среднем). Подобные значения лежат выше предельно допустимых значений для оптимального произрастания древесно-кустарниковых тугаев (см. рис. 5.4.6 в).

• Кроме того, этот вариант будет способствовать уже начавшемуся в заповеднике сильному засолению почв вблизи русла Кок-Дарьи. В ближайшем будущем это приведет к разрастанию площадей солончаков и сокращению лесопокрытой площади заповедника на 50%. Сегодня, непокрытые лесом, земли заповедника под солончаковой растительностью (*Ass. Halostachys belangeriana* + *Tamarix hispida*, кварталы 7 и 8 заповедника, см. рис. 3) имеют средневзвешенное количество солей в первом метре почвы¹ – сильной и очень сильной степени засоления (1,6–4,5%), во втором метре – сильной степени (1,5%), и в третьем метре – средней степени засоления (0,5%). При этом в поверхностном горизонте 0–10 см засоление достигает от 9,25% до 23,36%. Почвы под туранговыми древостоями (*Ass. Populus ariana* + *Tamarix ramosissima*) вблизи протоки Кок-Дарья в первой метровой толще так же были засолены до сильной (солончаковой) степени засоления – 1,09–1,32%, что соответствует от 0,82 до 4,4% засоления по отдельным почвенным горизонтам [Кузьмина, Трешкин, 2001]. Таким образом, ранее незасоленные и слабозасоленные тугайные аллювиальные почвы под древесными тугаями вблизи протоки Кок-Дарья в заповеднике Бадай-Тугай превратились сегодня в чистые солончаки и сильно засоленные солончаки. Засоление ГВ в различные сезоны года 2001–2002 гг. колебалось здесь (вблизи Кок-Дарьи) от 4,3 г/л до 30,8 г/л (данные мониторинга проекта).

Таким образом, вариант, предлагаемый Мировым банком, абсолютно неприемлем, поскольку он будет способствовать уничтожению заповедных лесных экосистем. При этом полное закрытие протоки Кок-Дарьи (обсыхание русла) приведет к мол-

¹ Здесь и далее сноска “1” показывает средневзвешенные значения засоления почв по сухому остатку в пределах каждого метра и для каждого шурфа.

ниеносному усыханию около 1000 га лесных площадей, образованию автоморфных солончаков с возможностью солепереноса на оставшиеся лесные площади около берега Аму-Дарьи.

Вариант ЮКМК (4), предложенный дирекцией заповедника Бадай-Тугай включает в себя наряду с полным открытием русла Аму-Дарьи в Кок-Дарью (сценарий 2), установку дополнительно двух насосов в кварталах 9 (на протоке Кок-Дарья) и 13 (в русле Аму-Дарьи, близ Родинаул; см. рис. 5.4.3). При этом через Кок-Дарью будет поступать чистая амударьинская вода с минерализацией 0,8–1,2 г/л.

Преимущества этого сценария полностью включают в себя как уже рассмотренные ранее (вариант 2), так и новые дополнительные.

- С установкой насосов можно будет осуществлять заливание территории для восстановления леса. Естественные сухие протоки в центральной и прирусловой частях заповедника будут выполнять роль необходимой разветвленной речной сети. После расселения земель начнется формирование естественного возобновления тугайных лесов.

- Кроме того, УГВ в центральной лесной части заповедника (1500 га: кварталы 13, 14, 15, 9, 7) будут поддерживаться на оптимальной глубине, в среднем 2,5–3 м. В то время как сегодня, центральная часть заповедника полностью находится в автоморфном режиме существования (постоянно глубже 5 м). Это абсолютно недопустимо для существования тугаев.

Недостатки и трудности варианта.

- Свободное течение амударьинской воды по протоке Кок-Дарья возможно при углублении старого русла протоки Кок-Дарья (возможно на 3–5 м) на протяжении 4 км, а так же при реконструкции существующей дамбы в заповеднике (см. рис. 5.4.3).

- Для установки второго насоса в квартале 13 (в русле Аму-Дарьи, близ Родинаул) необходимо провести ЛЭП длиной 8 км от аула Актау до берега Аму-Дарьи для подачи электричества к насосу (см. рис. 5.4.3).

Этот вариант изменения обводненности заповедника можно считать оптимальным, поскольку улучшается экологическая ситуация на всей лесопокрытой площади заповедника.

Помимо рассмотренных локальных вариантов сохранения Бадай-Тугая, Г.С. Цуриковым – техническим директором группы реализации проекта (ГРП) при Министерстве сельского и водного хозяйства Республики Узбекистан и д. Чаарт В. Схиллхорн-Ван Вейн – экологическим экспертом Мирового банка был предложен проект ЮКМК (5) комплексного преобразования заповедника. Он заключается в полном сохранении Бирунийской насос-

ной станции с подачей пресной амударьинской воды из каналов через существующие коллекторы, соединенные с ними, в протоку Кок-Дарья, для последующей ее перекачки через заповедник.

Этот проект предполагает как гидротехнические, так и административные преобразования, прежде всего:

- сохранение Бирунийской насосной станции с расходами подачи воды по Кок-Дарье до 15 м³/с (и максимальными до 30 м³/с) на ближайшие 20 лет;

- качественное улучшение состава воды, перекачиваемой через Бирунийскую насосную станцию с 4,6—13 г/л (сегодня) до 1—2 г/л (в перспективе);

- подача пресной воды из канала Найман-Яр через коллектор К-11 и из канала Буденного через коллектор К-12 в Кок-Дарью в вегетационный период; возможность промывок засоленных территорий заповедника в осенний период; периодические поверхностные затопления в летний период, спустя 5 лет после промывок почв;

- передача Бирунийской насосной станции в ведение заповедника Бадай-Тугай, как необходимого объекта жизнеобеспечения заповедника;

- передача земель гослесфонда (тугай Талдык 1500 га) и госземзапаса (1800 га), прилегающих к коллекторам К-11 и К-12, а так же земель прилегающих к Бирунийской насосной станции в ведение заповедника Бадай-Тугай. Указанные территории являются высокопродуктивными тугайными угодьями и местобитаниями ценных и редких видов животных (бухарский олень, фазан);

- передача заповедника Бадай-Тугай из подчинения Минсельводхоза в подчинение Госкомприроде и придача ему статуса Биосферного заповедника для улучшения природоохранной деятельности, сохранения исчезающих экосистем, организации научной станции по разведению бухарского оленя, проведению планомерных научных исследований и мониторинга окружающей среды, развитию научного туризма.

Реализация этого многоэтапного проекта позволит не только сохранить заповедник, но и существенно улучшить состояние экотопов.

- Сценарий не требует дополнительного строительства насосных станций или новых каналов ни на территории заповедника, ни на прилежащих землях. Используются уже имеющиеся каналы и коллектора.

- Качественное улучшение подаваемой в Кок-Дарью воды будет способствовать снижению засоления в почвах и ГВ вблизи русла Кок-Дарьи. Древесные тугайные экосистемы смогут функционировать в устойчивом режиме и улучшить жизненное состояние. Возрастет кормовая база для бухарского оленя и фазана.

Сегодня из-за высокой степени засоления почв и УГВ в кварталах 9, 10, 16 туранговые древостои суховершинят на 95%, а травяной покров полностью отсутствует.

- Реализация проекта даст возможность поддержания гидроморфного режима на всей территории заповедника и УГВ для тугайного леса на оптимальной глубине – 2,0–3,0 м в вегетационный период; возможность формирования естественного возобновления тугаев.

- Кроме того, возможно будет рассоление более 2000 га солончаков на территории заповедника и восстановление на его месте утраченных тугайных лесов. Непродуктивные маловидовые безжизненные земли солончаков заменятся высокопродуктивными, ценными и исчезающими тугайными экосистемами с полным фаунистическим комплексом.

К трудностям в реализации проекта, препятствующим его воплощению в первую очередь относятся:

- необходимость поддержания Бирунийской насосной станции в рабочем режиме, что являлось неприемлемым при обсуждении первоначального проекта строительства ЮКМК;

- необходимость строительства двух небольших перемычек на Кок-Дарье для поднятия воды в русле;

- затягивание процесса принятия решения из-за бюрократических процедур.

Затягивание принятия решения может поставить под угрозу выживание всех компонентов экосистем: туранговых древостоев, бухарского оленя, фазана и других видов флоры и фауны.

Этот вариант преобразования заповедника Бадай-Тугай позволяет всесторонне решить как природоохранные, так и социальные проблемы заповедника при минимальных финансовых затратах и максимальной отдаче.

Принятие и осуществление оптимальных проектов обеспечит дальнейшее существование заповедника, так как предусматривает сохранение допустимых значений минерализации, глубин залегания грунтовых вод и засоления почв.

Многолетние полевые и стационарные исследования позволили оценить предельно допустимые УГВ, степень их минерализации, не препятствующие возобновлению различных тугайных сообществ и рекомендовать следующие значения для различных сообществ и возрастных стадий тугайных экосистем.

УГВ 0,5–1,5 м необходим для существования ивовых (*Salix songarica*), вейниковых (*Calamagrostis dubia*), тростниковых (*Phragmites australis*) и рогозовых (*Tupha angustifolia*, *T. minima*, *T. laxmannii*) сообществ. Для сообществ *Salix songarica* и *Calamagrostis dubia* засоление почв и минерализация ГВ должны

быть минимальными в первых трех метрах глубины – до 0,1–0,3‰¹ в почвах и 0,8–1,2 г/л в грунтовой воде.

УГВ 2–2,5 м требуется для туранги (*Populus ariana*), петты (*Populus pruinosa*), лоха (*Elaeagnus turcomanica*), кустарников (*Tamarix ramosissima*, *Halimodendron halodendron*), и трав (*Trachmithum scabrum*, *Glyzyrrhiza glabra*). С учетом неблагоприятной ситуации в массиве Бадай-Тугай можно рекомендовать для этой территории УГВ с колебаниями от 2,5 до 3,5 м (в зависимости от водности реки, сезона года и рельефа местности) для всех древесно-кустарниковых сообществ заповедника. Это максимально допустимые значения для сохранения здесь тугайных экосистем. Засоление почв под этой группой тугайных сообществ может быть довольно высоким только в первой метровой толще – 0,8–1,5‰¹. С глубиной засоление должно падать: во втором метре до 0,1–0,7‰ и в третьем метре – до 0,05–0,6‰. При засолении почв на глубину более 3 м и выше 0,9–1‰¹, древесно-кустарниковые тугаи не могут существовать и усыхают. Однако они могут выдерживать поверхностное засоление даже до 6–16% в локальных горизонтах (20–40 см) до незначительной глубины (до 1 м).

УГВ 3,5–4,5 м могут переносить:

- солончаковые сообщества, в которых доминируют: *Tamarix hispida*, *Lycium ruthenicum*, *Salsola dendroides*, *Halostachys belangeriana*, *Limonium otolepis*, *Suaeda salsa*, *Climacoptera lanata*; могут выдерживать засоление почв в первых двух метрах почвенной толщи 1,6–4,5‰¹ и отдельных поверхностных горизонтов (10–20 см) до 9–23%, в третьей метровой толще засоление должно немного падать – до 0,5–0,7‰¹; переносят засоление ГВ от 4 г/л до 20 г/л.

- травяные тугаи – сообщества на месте сведенной лесной растительности из: *Alhagi pseudalhagi*, *Karelinia caspia*, *Aeluropus litoralis* – выносят меньшее засоление, чем кустарниковые – до 1–2‰¹ в первых двух метрах и – чуть меньше в третьем метре; переносят минерализацию ГВ 1–3 г/л.

Для семенного возобновления туранговых и гребенщиковых сообществ должно происходить поверхностное затопление территории на 10–15 дней в период плодоношения с последующим поддержанием УГВ в 0,3–0,5 м в течении месяца. При этом засоление почв для их семенного возобновления не должно превышать 0,05–0,07‰¹ для первых двух метров глубины. Для лоховых и гребенщиковых сообществ степень засоления почв может быть повышена до 0,1–0,15‰¹ для первых двух метров глубины. Оптимальная степень засоления ГВ для формирования жизнеспособного тугайного древесно-кустарникового подростка должна находиться в пределах 0,7–0,9 г/л [Kus'mina, Treshkin, 1997; Кузьмина, Трешкин, 2001; Novikova et al., 1998].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Водные экологические проблемы, проявившиеся как следствие изменения режима вод суши, – явление, выходящее за рамки интересов только гидрологии. Они ощутимо и негативно сказываются на состоянии природной среды и условиях жизни и деятельности людей. Дестабилизация природной среды нарушает сложившиеся связи и ставит задачу прослеживания возникающих новых связей, вплоть до косвенных и отдаленных с целью предвидения максимального усиления положительных и смягчения негативных последствий.

В монографическом исследовании прослежены основные закономерности воздействия изменения режима вод суши на наземные экосистемы междуречных, пойменных и дельтовых ландшафтов на европейской территории России, в центральной Европе и на побережьях Каспийского моря и новой суши – обсохшем дне Аральского моря. Изменения экосистем оценены с эколого-биологических, эколого-динамических и эколого-экономических позиций.

Изменение режима выпадения осадков, наблюдавшееся на территории европейской части России в последние три десятилетия стало причиной развития локальных неогидроморфных природных комплексов на плакорных территориях степной зоны. Они не имеют природных аналогов среди зональных комплексов и развиваются под влиянием статистически не значимых изменений осадков. Формирующиеся в них почвы приобретают черты луговости, часто претерпевают вторичное засоление, вследствие чего снижается их продукционная способность и культурные растения либо не развиваются, либо их биологическая продуктивность очень низка. Происходящие изменения природных комплексов необратимы в случае сильного переувлажнения и засоления почв. Формирующаяся в очагах переувлажнения растительность

представлена рудеральными и заносными карантинными видами и таит опасность как рефугиум биологического загрязнения прилегающих агроценозов.

На основании рассмотрения на существующих климатических моделях возможных изменений гидротермического режима лесостепной и степной зон сделан вывод о том, что ожидаемые климатические изменения в случае удвоения CO_2 не будут негативно влиять на сельскохозяйственное производство в этих основных зернопроизводящих районах России.

Воды речного стока и их режим в настоящее время наиболее сильно и повсеместно изменены человеком в сравнении с другими водами суши. Наблюдающееся в настоящее время на территории европейской части России увеличение годовых сумм осадков в основном в зимний период усиливает имеющиеся тенденции антропогенного регулирования стока к выравниванию внутригодовых расходов за счет снижения объемов весеннего половодья и увеличения меженного стока летом. Экологическим следствием этого, оцениваемым как резко негативное явление, является подъем грунтовых вод, что становится причиной заболачивания почв и деградации растительности на всех высотных уровнях пойм и ведет к резкому сокращению биоразнообразия. Это явление, получившее в настоящее время широкое развитие, оценено нами как крайне опасное, превысившее устойчивость пойменных экосистем практически на всей территории европейской части России.

Для оценки экологически значимых связей режима речного стока и биоразнообразия в поймах рек была рассмотрена малая река с незарегулированным стоком. Исследования показали, что основным механизмом воздействия на флористический состав сообществ является создание экотопических ограничений для произрастания тех или иных растений и обусловленное этим перераспределение конкурентных отношений в растительном сообществе. Экотопические ограничения часто влияют не на все особи вида сразу, а только на отдельные группы (прежде всего – на всходы и молодые растения), тем самым делая эти группы ключевыми для самоподдержания популяций и для участия вида в многолетней сукцессионной динамике растительности. Основными факторами, создающими этот механизм, являются длительность и частота заливания в паводок. Разногодичное изменение этих характеристик в режиме речного стока создает условия биотопического разнообразия, поддерживающего биологическое разнообразие.

Для оценки воздействия на экосистемы регулирования речного стока низконапорными гидротехническими сооружениями

разработана методика, включающая решение последовательного ряда задач: 1) установления экологического фона региона на основании изучения закономерностей изменения режима вод речного стока и осадков за весь период инструментальных наблюдений в годовом и сезонном аспектах; 2) выявления экологодинамической структуры экосистем и их связей с ландшафтными условиями; 3) установления на основании пар участков “ключ–опыт” значимых изменений в экосистемах; 4) выявления индикаторов (видов и структуры сообществ) изменения водного режима пойменных ландшафтов; 5) оценки возможности экстраполяции выявленных индикационных связей. Исследование, выполненное с использованием этой методики, позволило оценить высокую опасность наблюдающегося развития процессов перестройки экотонных пойменных систем в масштабе крупного региона – центральной и восточной части Европы вследствие изменения их водного режима при регулировании речного стока низконапорными плотинами.

Установлены связи различной степени тесноты и направления (противофазная, синфазная с запаздыванием) колебания уровня Рыбинского водохранилища с численностью мелких млекопитающих, распространенных в экотонной зоне его побережья, дано их объяснение.

Параллельное рассмотрение связей в системе “обеспеченность длительности и частоты паводкового заливания – высотные уровни” и в системе “высотные отметки – приуроченные к ним растительные сообщества” позволило получить конкретные характеристики режима обводнения растительных сообществ поймы. Этот методический прием позволил оценить изменение водного режима биотопов вследствие создания Волгоградского гидроузла и при естественных изменениях речного стока в разные по водности годы на территории северного отрезка Волго-Ахтубинской поймы (в пределах Волгоградской области). Установлено возрастание ксерофитных местообитаний при зарегулированном режиме в сравнении с естественным. При оценке современных растительных сообществ по экологических шкалам факторов Л.Г. Раменского оказалось, что они наиболее чувствительны к факторам “увлажнение” и “пастбищная нагрузка”, по которым они разделяются соответственно на 7 и 6 классов.

Рассмотрение воздействия осушительной мелиорации на экосистемы речных пойм в подзоне южной тайги показало, что ландшафты с преобразованным водным режимом более пятидесяти лет назад, в настоящее время находятся на стадии стабилизации. Актуальное разнообразие экосистем и видов прямо зависит от сложившегося вида природопользования.

Создание крупных горных водохранилищ при несоблюдении природоохранных мероприятий ведет к резкому снижению биоразнообразия и биопродуктивности природных комплексов не только на прилегающих узких полосах побережий, но и во всем речном бассейне, что подтверждено наблюдениями на существующих ГЭС. Длительный опыт и обширный объем данных, накопленных при экспериментальных наблюдениях при строительстве и начале функционирования Зейского и Бурейского гидроузлов позволили установить основные закономерности пространственно-временных изменений животного населения в зонах влияния горных водохранилищ. На их основе была сделана прогнозная оценка основных тенденций динамики зоокомплексов в зоне влияния Бурейского гидроузла. Это позволило осуществить оценку эколого-экономического ущерба животному миру Амурской области от создания Бурейской ГЭС. Это одна из первых попыток оценить в денежном выражении прямой и косвенный ущерб от воздействия крупного водохранилища по всей зоне его влияния, а не только в зоне затопления, как обычно это принято делать. При этом были использованы лишь официально утвержденные и апробированные методики. Оценивалось воздействие на следующие группы животных: беспозвоночные, амфибии, рептилии, птицы, промысловые виды млекопитающих. Ущерб рассчитан для 10-летнего периода существования Бурейского водохранилища. В результате определены необходимые нормы компенсационных выплат и мероприятий по снижению негативного влияния гидростроительства на редкие и фоновые виды диких животных. Даны рекомендации по укреплению системы особо охраняемых природных территорий (ООПТ) в качестве компенсационных мероприятий. В частности, приведены аргументы в пользу необходимости создания на побережье Бурейского водохранилища крупного природного парка для сохранения устойчивости биоразнообразия в условиях создания каскада ГЭС. Подсчеты показали, что ущерб, наносимый созданием Бурейского гидроузла биосфере, оцененный в денежном выражении, соизмерим с затратами на строительство самой ГЭС.

Побережья внутренних водоемов озер-морей Каспийского и Аральского претерпели в последние десятилетия существенные изменения и создали критическую экологическую ситуацию для проживания человека. Наблюдения, проводившиеся в течение ряда лет и обобщение данных позволили установить закономерности переформирования экотонных структур как под влиянием трансгрессии, так и регрессии моря как следствия природных и антропогенно обусловленных катаклизмов.

Трансформация природной среды Приаралья происходит уже в течение почти 40 лет. Создание системы, накапливающей стандартную эколого-географическую информацию об изменениях разных компонентов в виде базы данных, имеет научный интерес. Использование базы данных в течение 10 лет показало, что она способна к развитию и пополнению.

Эколого-динамическая оценка изменения экосистем в дельте Аму-Дарьи позволила установить, что в настоящее время деградационные процессы тугайных лесов на территории дельты практически прекращены и с все нарастающей скоростью развиваются проградационные процессы формирования экосистем пустынного типа. Используя возможности ГИС, созданной для территории Южного Приаралья, разработана методика и осуществлена задача картографической ретроспективной оценки изменения экосистем дельты и обсохшей части морского дна за 10-летний период времени (с 1990 по 1999 гг.). Учитывая, что на данной территории физико-химические процессы преобладают над биологическими, разработана методика создания оценочной карты опасности развития экзогенных процессов. Разработанные методики картографического представления данных, полученных как наземными методами, так и с материалов дистанционного зондирования, предназначены для использования в целях регулярного оперативного мониторинга состояния окружающей среды региона.

Выполнена прогнозная оценка изменения экосистем вследствие осуществления различных сценариев организации проекта прокладки магистрального коллектора на территории юго-восточного Приаралья. Она построена на основании собственных данных многолетних полевых и стационарных наблюдений, позволивших установить предельно допустимые значения глубины залегания и минерализации грунтовых вод с учетом возрастного состояния и динамических позиций пойменных экосистем.

Выявленные закономерности проявления причинно-следственных связей между конкретными видами водохозяйственной деятельности, изменением режима вод суши и их последствиями для экосистемного покрова и возможностями природопользования вносят существенный вклад в теоретические позиции геоэкологии, в установления выявления экологически значимых связей в системе хозяйство–население–природа и в развитие теории экологически дестабилизированной среды.

Разработанные и усовершенствованные методы и методики ретроспективной, актуальной и прогнозной оценки изменения экосистем по биологическим, эколого-динамическим, экономи-

ческим показателям перспективны для их широкого применения и позволяют приблизить научные изыскания к нуждам практики.

Учитывая, что в настоящее время приоритетом природопользования стало не только обустройство территории под хозяйственные нужды, но и одновременное сохранение биоразнообразия как основы устойчивости экосистем, дальнейшее планирование регулирования режима речного стока обязательно должно быть нормировано и согласовано для всей региональной речной сети в границах речных бассейнов и комплексным, чтобы возможные при этом негативные процессы и потери биоразнообразия не имели широкомасштабного и необратимого характера.

Продолжение исследований в данном направлении весьма перспективно, так как открывает возможность разработки долгосрочного прогнозирования изменений природной среды, теоретического обоснования пределов допустимого регулирования режима и отъема речного стока и нормирования его изменений.

ЛИТЕРАТУРА

- Абатуров А.М.* Дубненско-Яхромская низина // Вопросы географии. М.: Мысль, 1961. № 51. С. 132–147.
- Авакян А.Б.* Водохранилища и окружающая среда // Водные проблемы на рубеже веков / РАН. М.: Наука, 1999. С. 217–226.
- Авакян А.Б.* Многоликие водохранилища – феномен XX в. / Актуальные проблемы водохранилищ: Тез. докл. Ярославль: ИБВВ РАН, 2002. С. 1–6.
- Авакян А.Б., Подольский С.А.* Влияние водохранилищ на животный мир // Водохранилища / Под ред. А.М. Черняева. Екатеринбург: Аква-пресс, 2001. Т. 10. С. 699.
- Авакян А.Б., Подольский С.А.* К вопросу о влиянии водохранилищ на животных // Вод. ресурсы. 2002. Т. 29, № 2. С. 141–151.
- Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шаранов В.А.* Водохранилища. М.: Мысль, 1987. 325 с.
- Агроклиматический справочник по Брянской области. Л.: Гидрометеиздат, 1960. 111 с.
- Агроклиматический справочник по Марийской АССР. Йошкар-Ола, 1961. 124 с.
- Алексеев Л.Н.* К методике использования гидрологических материалов для характеристики условий развития пойменной растительности // Вестн. ЛГУ. Геология. География. 1973. № 18. С. 111–122.
- Алпатьев А.М.* Развитие, преобразование и охрана природной среды. Л.: Наука, 1983. 240 с.
- Алькамо Дж., Дронин Н., Эндеев М.* и др. Новый взгляд на воздействия изменений климата на сельское хозяйство и водные ресурсы России / Тез. докл. Всемир. конф. по изменению климата / Ин-т глобального климата и экологии Росгидромета и РАН; Москва, Россия, сентябрь, 2003. Под ред. Ю.А. Израэля. М., 2003. С. 80–81.
- Антонов А.И., Париллов М.П.* Орнитофауна // Эколого-экономическая оценка последствий сооружения Бурейского водохранилища. Оценка состояния животного мира и прогноз его изменения в зоне предполагаемого воздействия водохранилища Бурейской ГЭС: Отчет / Под ред. С.Ю. Игнатенко. Хабаровск: Архара, 2003. С. 25–54.
- Антонов А.И., Париллов М.П., Андронов В.А.* Изменения в орнитофауне Архаринской низменности в конце XX в. / Современные проблемы орнитологии Сибири и Центральной Азии. Материалы II Междунар. орнитол. конф. Улан-Удэ, 2003. С. 53–55.

Антонов А.И., Парилов М.П., Колбин В.А. и др. Оценка воздействия на птиц // Бурейская ГЭС – зона высокого напряжения. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2004. С. 47–54.

Антропогенные воздействия на водные ресурсы России и сопредельных государств в конце XX столетия / Отв. ред. Н.И. Коронкевич, И.С. Зайцева. М.: Наука, 2003. 367 с.

Афанасьева Т.В., Величенко В.И., Терешина Т.В., Шеремет Б.В. Почвы СССР: Справочник-определитель. М.: Мысль, 1979. 381 с.

Ахтырцев Б.П., Азерихин П.Г., Казер Г.М. Осолоделые почвы Окско-Донской равнины и их эволюция. Воронеж: Изд-во Воронеж. ун-та, 1975. 82 с.

Аширова А.А. Растительность долины и дельты Амударьи и ее хозяйственное значение. Ашхабад: Ылым, 1971. 192 с.

Бармин А.Н., Голуб В.Б., Дормидонтова Г.Н., Лысенко Т.М. Оценка динамики травяной растительности Волго-Ахтубинской поймы во второй половине 20 столетия // Аридные экосистемы. 2004. Т. 10, № 21. С. 50–56.

Бахиев А.Б., Бутов К.Н., Таджитдинов М.Т. Динамика растительных сообществ юга Приаралья в связи с изменением гидрорежима Аральского бассейна. Ташкент: Фан, 1977. 84 с.

Бахиев А.Б. Экология и смена растительных сообществ низовьев Амударьи. Ташкент: Фан, 1985. 192 с.

Бурейская ГЭС: зона высокого напряжения / Отв. ред. С.А. Подольский. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2005. 80 с.

Берг Л.С. Географические зоны Советского Союза. М.: Географгиз, 1947. Т. 1. 397 с.

Берг Л.С. Географические зоны Советского Союза. М.: Географгиз, 1952. Т. 2. 510 с.

Бисеров М.Ф. О видах – представителях китайского орнитокомплекса в верхнем течении р. Бурей // Тр. Гос. природ. заповедника “Буреинский”. Хабаровск, 1999. Вып. 1. С. 55–58.

Ботаническая география Казахстана и Средней Азии (в пределах пустынной зоны) / Отв. ред. Е.И. Рачковская, Е.А. Волкова, В.Н. Храмцов. СПб.: БИН РАН, 2003. 424 с.

Будаговский А.И. Испарение почвенной влаги. М.: Наука, 1964. 244 с.

Будаговский А.И. Ресурсы почвенных вод и водообеспеченность растительного покрова // Вод. ресурсы. 1985. № 4. С. 3–13.

Будаговский А.И., Бусарова О.Е. Основы метода оценки изменений ресурсов почвенных вод и речного стока по различным сценариям изменения климата // Там же. 1991. № 2. С. 5–16.

Будыко М.И. Современное изменение климата. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. 47 с.

Бусарова О.Е., Гусев Е.М. Использование результатов моделирования изменения климата для оценки изменений суммарного испарения на территории Европы // Метеорология и гидрология. 1995. № 10. С. 29–34.

Бяллович Ю.П. Шкала устойчивости деревьев и кустарников к затоплению // Ботан. журн. 1957. Т. 42, № 5. С. 734–740.

Васильев Н.Г., Матюшкин Е.Н., Куцов Ю.В. Хинганский заповедник // Заповедники Дальнего Востока. М.: Мысль, 1985. С. 113–129.

Вендров С.Л., Дьяконов К.Н. Водохранилища и окружающая природная среда. М.: Наука, 1976. 136 с.

Вернадский В.И. История природных вод. М.: Наука, 2003. 750 с.

Верник Р.С., Майлун Э.А., Момотов И.Ф. Растительность низовьев Амударьи и пути ее рационального использования. Ташкент: Изд-во АН УзССР, 1964. 212 с.

Вершков Л.В. и др. Временная методика определения предотвращенного экологического ущерба. М., 1999. 65 с. Рукопись.

Винтер С.В. Прогноз влияния строительства Бурейской ГЭС на фауну редких птиц низовий реки Буреи и разработка мероприятий по охране. Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1979. 68 с.

Водный кодекс РФ от 16.11.1995. № 167-ФЗ (с изменениями от 30.12.2001). М., 2001.

Восточноевропейские широколиственные леса / Отв. ред. О.В. Смирнова. М.: Наука, 1994. 364 с.

Высоцкий Г.Н. Избранные труды. М.: Сельхозгиз, 1960. 435 с.

Герасимов И.П., Кузнецов Н.Т., Кесь А.С., Городецкая М.Е. Проблема Аральского моря и антропогенного опустынивания Приаралья // Пробл. освоения пустынь. 1983. № 6. С. 22–33.

Глазовский Н.Ф. Аральский кризис: Причины возникновения и пути выхода. М.: Наука, 1990. 136 с.

Голуб В.Б., Пилипенко В.Н. К особенностям географического размещения видов поемных местоположений долины Нижней Волги // Ботан. журн. 1985. Т. 70. № 11.

Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Киев, 1936–1956. Т. 2, вып. 2–4; 1957–1980. Ч. 1. Т. 2, вып. 4–5; Л.: Гидрометеиздат; 1981–1988. Т. 1, вып. 2, Обнинск: ВНИИГМИ – МЦД, 1989–1990. Т. 2, вып. 2.

Готванский В.И. Возможные экологические последствия создания Гилюйской ГЭС для Зейского заповедника. Благовещенск: АмурКНИИ ДВО АН СССР, 1990. С. 2–14.

Гунин П.Д., Востокова Е.А. Ландшафтная экология. М.: Биоинформсервис, 2000. 220 с.

Дарман Ю.А. Млекопитающие: современное состояние животного мира / Состояние природной среды зоны возможного влияния каскада гидроузлов на р. Бурее и прогноз ее изменений. Разд. 5: Наземная экосистема. Благовещенск: НЦ ДВО РАН, 1994. С. 99–121.

Дарман Ю.А., Колобаев Н.Н. Влияние Зейского водохранилища на копытных животных / Явления и процессы в природном комплексе Зейского заповедника. М.: Прессфок, 1993. С. 63–85.

Дарман Ю.А., Тарасов И.А., Смирнский С.М. Современное состояние животного мира // Состояние природной среды зоны возможного влияния каскада гидроузлов на р. Бурее и прогноз ее изменений. Благовещенск: НЦ ДВО РАН, 1994. Разд. 5. Наземная экосистема. С. 76–89.

Дживаков Г.С. Восстановление колебаний уровней оз. Ханка // Материалы научн. конф. по пробл. гидрологии рек зоны БАМ и Дальнего Востока. Л.: Гидрометеиздат, 1986. С. 178–184.

Диагнозы и ключи возрастных состояний лесных растений. Деревья и кустарники М.: Моск. гос. пед. ин-т им. В.И. Ленина, 1989. 104 с.

Добровольский Г.В., Шеремет Б.В., Афанасьева Т.В., Палечек Л.А. Почвы: Энциклопедия природы России. М.: Изд-во АБФ, 1998, 368 с.

Добровольский С.Г. Климатические изменения в системе “гидросфера–атмосфера”. М.: ГЕОС, 2002. 232 с.

Дрейер Н.Н. Новая карта испарения с территории СССР // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1966, № 5. С. 68–73.

Дымин В.А. Экология грызунов – вредителей сельского хозяйства в условиях Зейско-Бурейской равнины (Верхнее Приамурье): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 1965. 20 с.

Дьяконов К.Н. Взаимодействие водохранилищ с ландшафтами прилегающих территорий и проблемы эколого-географической экспертизы / Основы эколого-географической экспертизы. М.: Изд-во МГУ, 1992. С. 178–193.

Емельянов А.Г. Геоэкологические основы природоиспользования // Современные гидрологические изменения и их геоэкологические последствия: Материалы совещ. Тверь: Твер. ГУ, 2002. С. 18–21.

Ефимова Н.А., Строкина Л.А. Эмпирические оценки изменений климата на континентах северного полушария в конце XX в. // Изменения климата и их последствия: Материалы спец. сессии Ученого совета Центра междунар. сотрудничества по пробл. окружающей среды, посвящ. 80-летию акад. М.И. Будыко (19–20 мая 1999 г.) / Отв. ред. Г.В. Менжулин. СПб.: Наука, 2002. С. 93–104.

Жолыбеков Б. Изменение почвенного покрова приморской дельты Амударьи при аридизации. Нукус: Билим, 1991. 132 с.

Зайдельман Ф.Р. Мелиорация заболоченных почв Нечерноземной зоны РСФСР. М.: Колос, 1981.

Зайдельман Ф.Р. Рекомендации по диагностике степени заболоченности минеральных почв нечерноземной зоны РСФСР и оценке целесообразности их осушения. М.: Изд-во МГУ, 1987. 96 с.

Зайдельман Ф.Р. Естественное и антропогенное переувлажнение почв. СПб.: Гидрометеоздат, 1992. 287 с.

Зайдельман Ф.Р., Тюльпанов В.И., Ангелов Е.Н., Давыдов А.И. Почвы мочарных ландшафтов – формирование, агроэкология и мелиорация. М.: Изд-во МГУ, 1998. Б. с.

Зайков Б.Д. Средний сток и его распределение в году на территории СССР // Тр. НИУ ГМС. Сер. IV. 1946. Вып. 24. С. 1–148.

Залетаев В.С. Экологически дестабилизированная среда: Экосистемы аридных зон в изменяющемся гидрологическом режиме. М.: Наука, 1989. 148 с.

Залетаев В.С. Структурная организация экотон в контексте управления / Экотоны в биосфере / Отв. ред. В.С. Залетаев. М.: РАСХН, 1997. С. 11–29.

Залетаев В.С., Дикарева Т.В., Подольский С.А. Мегаэкосистема речного бассейна и исследование внутрибассейновых процессов // Экватэк-98: Третий Междунар. конгр. “Вода: экология и технология”. М.: СИБИКО Интернешнл, 1998. С. 49–50.

Залетаев В.С., Новикова Н.М. Фитоэкологическое картографирование динамики процессов опустынивания аридных территорий (на примере Южного Приаралья) // Геоботаническое картографирование, 1996. СПб.: Наука, 1997. С. 43–52.

Залетаев В.С., Стефанков В.И. Аридизация и остепнение речных пойм в субгумидном и семиаридном поясах Евразии // Степные экосистемы и устойчивое развитие. Кызыл: Слово, 1997. С. 181–184.

Золотокрылин А.Н. Климатическое опустынивание. М.: Наука, 2003. 246 с.

Зонн С.В., Долгов С.В., Иванова Н.Б. Воздействие современного сельского хозяйства на водные ресурсы в зоне аэрации // Изв. РАН. Сер. геогр. 2001. № 5. С. 71–81.

Игнатенко Е.В. Оценка ущерба наземным беспозвоночным // Бурейская ГЭС – зона высокого напряжения. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2004. С. 54–57.

Игнатенко С.Ю., Антонов А.И., Андропова Р.С. и др. Эколого-экономическая оценка последствий сооружения Бурейского водохранилища // Оценка

состояния животного мира и прогноз его изменения в зоне предполагаемого воздействия водохранилища Бурейской ГЭС: Отчет Под ред. С.Ю Игнатенко. Хабаровск: Архара, 2003. С. 25–54.

Игнатенко С.Ю., Игнатенко Е.Ю., Андропова Р.С. и др. Оценка состояния животного мира и прогноз его изменения в зоне предполагаемого воздействия водохранилища Бурейской ГЭС // Эколого-экономическая оценка последствий сооружения Бурейского водохранилища. Хабаровск: Архара, 2003.

Игнатенко С.Ю., Кастрикин В.А. Млекопитающие // Проблемы охраны и изучения диких животных в зоне влияния Бурейского гидроузла. М.: РАСХН, 2004. С. 97–102.

Изменения климата и их последствия: Материалы специальной сессии Ученого совета Центра международного сотрудничества по проблемам окружающей среды, посвященной 80-летию академика М.И. Будыко (19–20 мая 1999 г.) / Отв. ред. Г.В. Менжулин. СПб.: Наука, 2002. 269 с.

Ильяхенко В.Ю. Влияние Зейского водохранилища на наземных позвоночных животных горно-таежных экосистем (на примере восточной части хр. Тукурингра): Дис. ... к.б.н. М., 1984. 202 с.

Исаков Ю.А., Казанская Н.С., Панфилов Д.В. Классификация, география и антропогенная трансформация экосистем. М.: Наука, 1980. 226 с.

Кавунец Д.Н. Гидростатическое нивелирование на строительной площадке. М.: Геодиздат, 1961. 118 с.

Калецкая М.Л. Роль Рыбинского водохранилища в жизни млекопитающих Дарвинского заповедника // Тр. Дарвинского гос. заповедника. 1957. Вып. 4. С. 7–36.

Кириличева К.В. Развитие представлений о водообеспеченности как показателе урожайности яровой пшеницы // Тр. Гидрометеорол. н.-и. центра СССР. 1967. Вып. 9. С. 23–35.

Клибашев К.П., Горошков И.Ф. Гидрологические расчеты / Под ред. А.И. Чеботарева. 2-е изд. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 460 с.

Клиге Р.К., Данилов И.Д., Конышев В.Н. История гидросферы. М.: Научный мир, 1998. 368 с.

Ковалевский В.С. Влияние изменений гидрогеологических условий на окружающую среду. М.: Наука, 1994. 138 с.

Ковалевский В.С. Комбинированное использование ресурсов поверхностных и подземных вод. М.: Научный мир, 2001. 332 с.

Колбин В.А. Результаты орнитологического обследования реки Бурей и прилегающих территорий в июле 2000 г. Красновишерск, 2001. 7 с. Рукопись.

Колобаев Н.Н. Динамика популяции дальневосточной лягушки *Rana chensiensis* David, 1875 в зоне влияния нижнего бьефа Зейской ГЭС / Явления и процессы в природном комплексе Зейского заповедника. М.: Прессфок, 1993. С. 25–56.

Колобаев Н.Н. Влияние водохранилища на фауну амфибий и рептилий / Влияние Зейского водохранилища на наземных позвоночных. Благовещенск, 2000. С. 45–93.

Колобаев Н.Н., Подольский С.А., Дарман Ю.А. Влияние Зейского водохранилища на наземных позвоночных (амфибии, рептилии, млекопитающие). Благовещенск: Зей, 2000. 216 с.

Колобаев Н.Н., Трилиускас Л.А. Новые данные по герпетофауне бассейна реки Бурей. Февральск; Чегдомын, 2001. 25 с. Рукопись.

Комплексное обследование мелиорированных земель совхозов “Северный”, “Красные всходы” Талдомского района Московской области и разработ-

ка предложений по улучшению их водного режима. М.: Моск. гидромелиоратив. ин-т, 1987. 89 с.

Конвенция ООН по борьбе с опустыниванием. Женева, 1996. 78 с.

Кондратьев К.Я. Глобальный климат и его изменения. СПб.: Наука, 1987. 231 с.

Кононова Н.К., Харламова И.В. Многолетние колебания циркуляции атмосферы и климата в северном полушарии в XX столетии // Материалы метеорол. исслед. 1982. № 6. С. 6–15.

Коронкевич Н.И. Водный баланс Русской равнины и его антропогенные изменения. М.: Наука, 1990. 205 с.

Коронкевич Н.И. О гидрологической роли водохранилищ в годы различной водности // Современные гидрологические изменения и их геоэкологические последствия. Материалы совещ. Тверь: Твер. ГУ, 2002. С. 38–41.

Коронкевич Н.И., Зайцева И.С., Долгов С.В., Ясинский С.В. Современные антропогенные воздействия на водные ресурсы // Изв. РАН. Сер. геогр. 1998. № 5. С. 55–68.

Красная книга Московской области. М.: Аргус, 1998. 560 с.

Красная Книга СССР. М.: Лесн. пром-сть, 1984. 480 с.

Кузин П.С. Испарение с суши на территории СССР // Тр. ГГИ. 1950. Вып. 26(80). С. 118–128.

Кузьмина Ж.В. Классификация растительности дельты Аму-Дарьи // Ботан. журн. 1997. Т. 82, № 1, С. 86–101.

Кузьмина Ж.В. Оценка влияния изменений водного режима на динамику наземных экосистем в долинах европейских рек // Материалы Московского центра Русского Географического общества: Биогеография. М.: РАСХН, 2003. Вып. 11. С. 99–109.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. Особенности развития и сохранения тугайных лесов в связи с цикличностью катастрофических паводков // Сохранение и защита горных лесов. Ош, 1999. С. 181–188.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. Влияние малых гидротехнических сооружений на динамику экосистем // Тр. II Междунар. научн.-практ. конф. "Экология речных бассейнов, 2002". Владимир, 2002. С. 254–256.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. Современное состояние флоры и растительности заповедника Бадай-Тугай в связи с изменением гидрологического режима // Ботан. журн. 2001. Т. 86. № 1. С. 73–84.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. Оценка влияния Южно-Каракалпакского магистрального коллектора на заповедник Бадай-Тугай // Арид. экосистемы. 2003а. Т. 9, № 19. С. 93–105.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. Экологические последствия строительства Южно-Каракалпакского магистрального коллектора // Пробл. освоения пустынь. 2003б. № 1. С. 5–11.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е., Аветян С.А. Воздействие зарегулирования рек на пойменные экосистемы // Материалы Пятого Междунар. конгр. "Вода: экология и технология – Экватек 2002". М.: СИБИКО Интернешнл, 2002. С. 97–98.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е., Хенрихфрайзе А. Микроочаговые процессы в связи с локальным изменением обводненности территорий // Микроочаговые процессы – индикаторы дестабилизированной среды / Отв. ред. Н.М. Новикова М.: РАСХН, 2000. С. 26–34.

Кузякин В. А., Челинцев Н.Г., Ломанов И.К. Методические указания по организации, проведению и обработке данных зимнего маршрутного учета охотничьих животных в РСФСР. М.: ЦНИЛ Главохоты РСФСР, 1990. 51 с.

Кукушкин М.А. Изменчивость климата и ее роль в динамике репродуктивных показателей соболя // Хронологические изменения численности охотничьих животных в РСФСР. М.: ЦНИЛ Главохота РСФСР, 1988. С. 126–136.

Кулаков В.В. Соотношение между тепловыми и водными ресурсами Европейской территории СССР в связи с перераспределением речного стока // Формирование ресурсов вод суши. М.: Наука, 1972. С. 103–116.

Кулешова Л.В. Формирование берегового экотона в связи с колебаниями уровня Каспийского моря // Экотоны в биосфере / Отв. ред. В.С. Залетаев. М.: РАСХН, 1997. С. 312–320.

Куст Г.С. Опустынивание: Принципы экологической оценки и картографирования. М.: Изд-во МГУ, 1999. 362 с.

Кутузов А.В. К вопросу о численности мелких млекопитающих на побережье Рыбинского водохранилища / Материалы Московского центра Русского Географического общества: Биогеография. М.: РАСХН, 2000. Вып. 9. С. 18–23.

Львович М.И. Мировые водные ресурсы и их будущее. М.: Мысль, 1974. 448 с.

Мивлянов Т.Э., Пинхасов Б.И., Отеев Р., Курбаниязов А.К. Очаги солепелевыноса на обсохшем дне Аральского моря // Пробл. освоения пустынь. 1998. № 3/4. С. 119–125.

Малик Л.К. Географические прогнозы последствий гидроэнергетического строительства в Сибири и на Дальнем Востоке. М.: ИГ АН СССР, 1990. 317 с.

Мальшиев Л.И. Флористическое районирование на основе количественных признаков // Ботан. журнал. 1973. Т. 58, № 1. С. 1581–1588.

Марков Е.С. Мелиорация пойм нечерноземной зоны. М.: Колос, 1973. 320 с.

Матвеев Н.П. Изучение природных геосистем в районе северного водозабора Московской области в бассейне р. Дубны с целью выявления воздействия на них изменений уровня грунтовых вод. М.: Геоцентр-Москва, 1993. 235 с.

Матюшкин Е.Н., Подольский С.А., Ткаченко К.Н. Рысь Евразии: Эколого-географическая характеристика по регионам: Юг Дальнего Востока // Рысь. Региональные особенности экологии, использования и охраны / Отв. ред. Е.Н. Матюшкин, М.А. Вайсфельд. М.: Наука, 2003. С. 423–472.

Мельничук В.А. О закономерностях формирования фауны водохранилищ на равнинных реках / Материалы Всесоюз. орнитол. конф. М.: Изд-во МГУ, 1974. Ч. 9. С. 341–342.

Мещанинова Н.Б. Агрометеорологическое обоснование орошения зерновых культур. Л.: Гидрометеоиздат, 1971. 128 с.

Микроочаговые процессы как индикаторы экологически дестабилизированной среды / Отв. ред. Н.М. Новикова. М.: РАСХН, 2000. 193 с.

Миркин Б.М. Закономерности развития растительности речных пойм. М.: Наука, 1974. 172 с.

Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. М.: Наука, 1989. 221 с.

Мировой водный баланс и водные ресурсы Земли. Л.: Гидрометеоиздат, 1974. 638 с.

Назаренко О.Г. Современные процессы развития локальных гидроморфных комплексов в степных агроландшафтах: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.; 2002. 46 с.

Назаренко О.Г., Хитров Н.Б., Гриценко П.П., Ионова В.Г. Цикличность годовой суммы атмосферных осадков как одна из природных предпосылок расширения локального переувлажнения черноземов // Аридн. экосистемы. 2002. Т. 8. № 16. С. 93–105.

Назаренко О.Г., Хитров Н.Б., Новикова Н.М., Удалов А.В. Флористическое разнообразие и продуктивность ценозов в условиях развития локального переувлажнения черноземов // Микроочаговые процессы – индикаторы дестабилизированной среды / Отв. ред. Н.М. Новикова. М.: РАСХН, 2000. С. 105–112.

Наумов Р.Л. Методика абсолютного учета птиц в гнездовой период на маршрутах // Зоол. журн. 1965. Т. 44. Вып. 1. С. 81–94.

Научное обоснование проекта социально-экономического мониторинга и базы данных зоны влияния Бурейского гидроузла: Отчет / Ин-т вод. и экол. пробл. ДВО РАН. Хабаровск, 2002. 58 с.

Невидомов А.М. Состояние лесных фитоценозов Волго-Ахтубинской поймы в связи с интенсивными процессами засоления почв // Ботан. журн. 1993. Т. 78. № 12. С. 99–110.

Невидомов А.М. Эколого-фитоценотические закономерности распределения ассоциаций тополевых лесов пойм юго-востока Европейской России // Ботан. журн. 1994. Т. 79, № 12. С. 47–57.

Невидомов А.М., Логинова Т.Д. Ксерофитизация растительного покрова северной части Волго-Ахтубинской поймы в связи с зарегулированностью речного стока // Ботан. журн. 1993. Т. 78, № 1. С. 57–66.

Невидомов А.М., Невидомова-Малаха Е.В. Эколого-фитоценотические закономерности распределения группы формаций *Saliceta* в поймах рек юго-востока Европейской России // Там же. 1995. Т. 80, № 12. С. 34–45.

Николаенко Н.А. Оценка тесноты экологических связей растений в очагах переувлажнения черноземов (Ростовская область) // Современная динамика компонентов экосистем пустынно-степных районов России / Отв. ред. А.А. Чибилев. М.: РАСХН, 2001. С. 122–128.

Новиков Г.А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных животных. М.: Сов. наука, 1953. 503 с.

Новикова Н.М. Динамика растительности дельтовых равнин аридных районов вследствие антропогенного преобразования речного стока // Биогеографические аспекты опустынивания. М.: МФГО, 1985. С. 36–40.

Новикова Н.М. Влияние развивающегося водного хозяйства на ботаническое разнообразие аридных районов Средней Азии и юга России / Водные проблемы на пороге нового тысячелетия. М.: Наука, 1999. С. 335–345.

Новикова Н.М. К типологии гидрогенных микроочаговых процессов // Микроочаговые процессы – индикаторы экологически дестабилизированной среды. М.: РАСХН, 2000. С. 10–18.

Новикова Н.М., Кузьмина Е.Г., Лазарева В.Г. Оценка состояния сообществ дуба черешчатого (*Quercus robur*) на южной границе ареала в Волго-Ахтубинской пойме / Степи северной Евразии: Эталонные степные ландшафты: Материалы III Междунар. симпоз. / Отв. ред. А.А. Чибилев. Оренбург: Газпромнефть, 2003. С. 379–382.

Новикова Н.М., Пузаченко Ю.Г., Кулешова Л.В. и др. Раздел 2.3. Сообщества побережий // Состояние и сохранение биологического и ландшафтного разнообразия Прикаспийского региона: Национальный доклад Российской Федерации. М., 2000. С. 84–94.

Обозов Н.А., Горихова А.К. Малые реки бассейна // Здравствуй, Десна! Брянск, 1979. С. 124–134.

Огнев А. Перспективы строительства ГЭС в бассейне Амура / РАО ЕЭС. Зей–Бурей–Амур. Храм природы. Информ. бюлл. Амур СОЭС. 2003. Май. С. 25–29.

Ольдекоп Э.М. Об испарении с поверхности речных бассейнов // Сборник трудов, исполненных студентами при Метеорологической обсерватории Юрьевского университета. Юрьев. 1911. Т. 4.

Оношко Б.Д. Растительный покров болот долины р. Яхромы // Тр. Яхр. болот. опыт. поля. 1924. Вып. 2. С. 5–9.

Онуфреня М.В., Горянцева О.В. Динамика климата и биоты Южной Мещеры за последние 60 лет (Окский заповедник) // Влияние изменения климата на экосистемы. М.: Рус. ун-т, 2001. С. 32–38.

Оценка и сохранение биоразнообразия лесного покрова в заповедниках Европейской России // Центр по пробл. экологии и продуктивности лесов РАН. М.: Научный мир, 2000. 196 с.

Панкова Е.И., Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. Состояние тугайной растительности в оазисах Южной Монголии и перспективы их восстановления // Арид. экосистемы. 1996. Т. 2, № 2/3. С. 131–144.

Перовский М.Д. Роль различных факторов в потерях популяций диких копытных животных в РСФСР // Хронологические изменения численности охотничьих животных в РСФСР. М.: ЦНИЛ Главохоты РСФСР, 1988. С. 101–125.

План и продольный профиль реки Большая Кокшага. М.: Новая деревня, 1928. 69 с.

Подольский С.А. К методике учета крупных копытных в Зейском заповеднике // Явления и процессы в природном комплексе Зейского заповедника. М.: Пресфок, 1993. С. 64–86.

Подольский С.А. Значение экотонов для млекопитающих в зоне влияния Зейского водохранилища // Экотоны в биосфере / Отв. ред. В.С. Залетаев. М.: РАСХН, 1997. С. 138–145.

Подольский С.А. Изучение и охрана млекопитающих в зонах влияния горных водохранилищ Приамурья / Териофауна России и сопредельных территорий. Материалы VII съезда Териол. о-ва. М., 2003а. С. 266–267.

Подольский С.А. Методические основы мониторинга и охраны животного населения в зоне влияния проектируемого Бурейского водохранилища // Тр. Гос. природ. заповедника “Буреинский”. 2003б. Вып. 2. С. 125–131.

Подольский С.А. Особенности воздействия Зейского водохранилища на население млекопитающих восточной части хребта Тукурингра (грызуны, зайцеобразные, копытные, хищные): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 1998. 36 с.

Подольский С.А. Принципы создания особо охраняемых природных территорий в зонах влияния водохранилищ с использованием естественных механизмов устойчивости экосистем / Современная динамика компонентов экосистем пустынно-степных районов России / Отв. ред. А.А. Чибилев. М.: РАСХН, 2001. С. 173–183.

Подольский С.А., Дарман Ю.А., Колобаев Н.Н. Динамика популяций копытных // Влияние Зейского водохранилища на наземных позвоночных. Благовещенск, 2000. С. 124–152.

Подольский С.А., Игнатенко С.Ю., Колобаев Н.Н. и др. Экологическая ситуация в зоне влияния Бурейского водохранилища и предложения по оптимизации природопользования: Докл. зап. М.; Архара: ИВП РАН. Хинганский заповедник, 2000. 25 с.

Подольский С.А., Колобаев Н.Н. Динамика территориальных группировок млекопитающих // Влияние Зейского водохранилища на наземных позвоночных. Благовещенск, 2000. С. 174–182.

Полупан Н.И., Нестеренко А.Ф., Яровенко Е.В. О мочарах и мочаристых почвах // Почвоведение. 1983. № 12. С. 5–16.

Попов В.А. Проблема Арала и ландшафты дельты Амударьи. Ташкент: Фан, 1990. 112 с.

Проект внутривидового устройства Архаринского госпромхоза Амурской области. Т. 1. Территория, природа и промысловые ресурсы госпромхоза. Новосибирск, 1979. 313 с. Рукопись.

Проблемы охоты и изучения диких животных в зоне влияния Бурейского гидроузла / С.А. Подольский, С.Ю. Игнатенко, Ю.А. Дарман и др.; Под ред. С.А. Подольского. М.: РАСХН, 2004. 132 с.

Проект социально-экологического мониторинга и базы данных зоны влияния Бурейского гидроузла. СПб.: Ленгидропроект РАО ЕЭС России, 2002. 232 с.

Процеров А.В. Агрометеорологические условия роста яровой пшеницы и технических культур в Сталинградской, Ростовской и Астраханской областях и расчет норм орошения их // Тр. ЦИП. 1955. Вып. 41(68). С. 21–30.

Рабочий проект реконструкции осушительной сети на землях совхоза "Северный" Талдомского района Московской области. М.: Мосгипроводхоз, 1987. 158 с.

Равкин Ю.С., Доброхотов Б.П. К методике учета птиц лесных ландшафтов во внегнездовое время // Организация и методы учета птиц и вредных грызунов. М.: Изд-во АН СССР, 1963. С. 130–136.

Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое изучение земель. М.: Сельхозгиз, 1938. 620 с.

Раменский Л.Г., Цаценкин И.А., Чижикова О.Н., Антипина Н.А. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М.: Сельхозгиз, 1956. 456 с.

Раткович Д.Я. Актуальные проблемы водообеспечения. М.: Наука, 2003. 352 с.

Рафиков А.А., Тетюхин Г.Ф. Снижение уровня Аральского моря и изменение природных условий низовьев Амударьи. Ташкент: Фан, 1981. 200 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР / Гос. Ком. по гидрометеорологии и контролю природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1971. Т. 12, вып. 1. 411 с.

Родман Л.С., Горяинова И.Н. Итоги изучения динамики растительности лугов Волго-Ахтубинской поймы // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1978. Т. 83. Вып. 5. С. 65–77.

Русанов Я.С. Основы охотоведения. М.: Изд-во МГУ, 1986. 160 с.

Савченко И.Ф., Дарман Ю.А., Смиренский С. М., Тарасов И.Г. Состояние природной среды зоны возможного влияния каскада гидроузлов на р. Буреи и прогноз ее изменений / Разд. 5. Наземная экосистема: (Промежуточный отчет). Благовещенск, 1994. 18 с.

Сапаев В.М., Воронов Б.А. Состояние и прогноз изменения среды обитания редких птиц в связи с созданием Бурейского гидроузла (нижний бьеф): Заключительный отчет по договору о творческом содружестве между ХабКНИИ и Ленгидропроект на 1977–1978 гг. Хабаровск, 1979. 117 с.

Свадковский Э.Г. Регулирование реки Дубны. М., 1936. 75 с.

Свиточ А.А., Кулешова Л.В. Геоэкологическая ситуация на российском побережье Каспийского моря // Геоэкология. 1996. № 5.

Селянинов Г.Т. Принципы агроклиматического районирования СССР // Вопросы агроклиматического районирования СССР. М.: МСХ СССР, 1958. С. 7–14.

Сорокина Л.И. Учет копытных // Охота и охотничье хозяйство. М., 1977. № 2. С. 38–39.

Список редких птиц нечерноземного центра РСФСР / Редкие виды птиц центра Нечерноземья. М.: Путино, 1990. С. 176–177.

Стенанян Л.С. Состав и распределение птиц фауны СССР: Неворобьиные (*Non-Passeriformes*). М.: Наука, 1975. 370 с.

- Сувак П.А. Освоение солонцов и избыточно увлажненных (мочаристых) почв Молдавии. Кишинев: Картя молдовеняскэ, 1975. 57 с.
- Сувак П.А. Мелиорация мочаристых и солонцовых почв Молдавии. Кишинев: Картя молдовеняскэ, 1977. 105 с.
- Сувак П.А. Технология мелиорации избыточно увлажненных почв. Кишинев: Тимпул, 1980. 49 с.
- Тарасов И.Г. Амфибии и рептилии: Современное состояние животного мира // Состояние природной среды зоны возможного влияния каскада гидроузлов на р. Буреи и прогноз ее изменений. Благовещенск, 1994. Разд. 5: Наземная экосистема: (Промежуточный отчет).
- Тишков А.А. Глобальные изменения климата и деградация степных экосистем Европейской России // Арид. экосистемы. 1966. Т. 2, № 2–3. С. 32–42.
- Тростников М.В. Влажные и засушливые летние сезоны в Приамурье и солнечная активность // Климат и воды. Хабаровск: Кн. изд-во, 1976. С. 3–22.
- Тюрк Л. Баланс почвенной влаги. Л.: Гидрометеиздат, 1958. 228 с.
- Физикогеографический атлас Мира. М.: ГУТК, 1964. 298 с.
- Фисюнов А.В. Сорные растения. М.: Колос, 1984. 320 с.
- Флеров А.Ф. О русских болотах // Изв. Научн. экспер. ин-та торфа. 1922. № 2. С. 3–15.
- Флинт В.Е., Мищенко А.Л. Анализ местообитаний редких и исчезающих видов птиц в центре европейской части СССР // Редкие виды птиц центра Черноземья. М.: Пушино, 1990. С. 5–10.
- Формозов А.И. Снежный покров в жизни млекопитающих и птиц. М.: Изд-во МГУ, 1990. 287 с.
- Хитров Н.Б. Развитие переувлажнения черноземов в исходно автоморфных агроландшафтах // Докл. РАСХН. 2002. № 2. С. 31–34.
- Хитров Н.Б., Герасименко Н.М., Журавлева Т.Н., Зайцева Е.Ю. и др. Распределение солей в почвах степных агроландшафтов с очагами современного переувлажнения // Почвоведение: аспекты, пробл., решения: Науч. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева РАСХН. М., 2003. С. 133–151.
- Хитров Н.Б., Назаренко О.Г. Формирование структуры почвенного покрова при локальном переувлажнении на склоне в степном агроландшафте // Почвоведение. 2000. № 9. С. 1054–1063.
- Хромов С.П., Мамонтова Л.И. Метеорологический словарь. Л.: Гидрометеиздат, 1974. 568 с.
- Цаценкин И.А. Растительность и естественные кормовые ресурсы Волго-Ахтубинской поймы и дельты р. Волги // Природа и сельское хозяйство Волго-Ахтубинской поймы и дельты р. Волги. М.: Изд-во МГУ, 1962. С. 118–192.
- Ценопопуляции растений: (Очерки популяционной биологии). М.: Наука, 1988. 182 с.
- Чернов Ю.И. Природное зонирование и животный мир суши. М.: Наука, 1975.
- Чернявский Ф.Б. Лемминговые циклы // Природа. 2002. № 10. С. 34–41.
- Шанцер Е.В. Аллювий равнинных рек умеренного пояса и его значение для познания закономерностей строения и формирования аллювиальных свит. М., 1951. 276 с. (Тр. Гос. ин-та геол. наук; Вып. 135).
- Шаповалова И.Б., Завьялов Е.В. Влияние Волгоградского водохранилища на распространение и особенности экологии некоторых видов цапель // Материалы Московского центра Русского географического общества: Биогеография. М., 2003. Вып. 11. С. 80–83.
- Швец В.Г. Методика оценки ущерба охотничье-промысловым животным при различных видах нарушений среды обитания. Хабаровск, 2001. 54 с. Рукопись.

Шикломанов И.А., Георгиевский В.Ю. Влияние антропогенных изменений климата на гидрологический режим и водные ресурсы // Изменения климата и их последствия: Материалы спец. сесс. Ученого совета Центра междунар. сотрудничества по пробл. окружающей среды, посвящ. 80-летию акад. М.И. Будыко (19–20 мая 1999 г.) / Отв. ред. Г.В. Менжулин. СПб.: Наука, 2002. С. 152–164.

Шикломанов И.А., Георгиевский В.Ю. Сток рек России при глобальном потеплении климата // Тез. докл. Всерос. конгр. работников водного хозяйства, 9–10 дек. 2003 г., Москва. М.: МПР, 2003. С. 18–19.

Шляхтин Г.В., Беляченко А.В. Структура и динамика пойменных экотонов верхней зоны Волгоградского водохранилища // Экотоны в биосфере / Отв. ред. В.С. Залетаев. М.: РАСХН, 1997. С. 196–213.

Шульга А.Д., Максимов А.Н. О неэффективности традиционных лесовосстановительных мер в поймах юго-востока ЕТС // Волгоград. Бюлл. Всесоюз. НИИАгролесомелиорации. 1988. Вып. 1(53). С. 59–62.

Шульга В.Д. Анализ новых лесорастительных условий пойм юго-востока ЕТС: Пути и средства сохранения и улучшение состояния пойменных лесов аридной зоны // Там же. 1986. Вып. 2(48). С. 4–10.

Шульга В.Д., Азовцев В.В., Максимов А.Н. Причины усыхания пойменных лесов юго-востока ЕТС // Там же. 1983. Вып. 1(40). С. 4–8

Шумова Н.А. Относительная площадь листьев в расчетах испарения посевов яровой пшеницы // Вод. ресурсы. 1994. Т. 21, № 6. С. 697–703.

Шумова Н.А. Исследование естественной водообеспеченности посевов в лесостепной и степной зонах // Метеорология и гидрология. 2001. № 11. С. 79–89.

Шумова Н.А. Об испарении с сельскохозяйственных полей и речных бассейнов в лесостепной и степной зонах // Экология речных бассейнов: Тр. II Междунар. науч.-практ. конф. Под общ. ред. Т.А. Трифоновой; Владимир. гос. ун-т. Владимир, 2002. С. 109–112.

Шумова Н.А. Оценка точности модели для расчета динамики запасов воды в почве // Метеорология и гидрология. 2003. № 10. С. 97–106.

Экосистемы речных пойм: Пробл. рационального использования и охраны / Отв. ред. В.С. Залетаев. М.: РАСХН, 1997. 596 с.

Экотоны в биосфере / Отв. ред. В.С. Залетаев. М.: РАСХН, 1997. 329 с.

Юдин В.Г. Численность и биотопическое распределение крупных млекопитающих в зимний период // Млекопитающие Зейского заповедника. Владивосток: ДВНЦ РАН СССР, 1984. С. 118–135.

Яровенко Е.В. Мочаристые почвы черноземной зоны Левобережной Украины, их генезис, агрономические свойства, классификация и пути повышения плодородия: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Харьков, 1989. 18 с.

Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. Bird census techniques. L.: Academ. press, 1992. 180 p.

Carter T.R., Parry M.L., Nishioka S., Harasawa H. Preliminary guidelines for assessing impacts of climate change. Oxford: Environmental Change Unit; Tsukuba: Center for Global Environmental Research, 1992. 28 p.

Climate change. The IPCC scientific assessment. Cambridge: Cambridge Univ. press. 1990. 365 p.

Creeping Environmental problems and sustainable development in the Aral Sea basin. Cambridge: Cambridge Univ. press, 1999. 291 p.

Deutsches Gewaesserkundliches Jahrbuch: Abflussjahren, 1951–1993. Muenchen: Danubegebiet, 1953–1996.

Deutsches Gewaesserkundliches Jahrbuch: Elbegebiet. T. 1. Abflussjahren, 1990–1997. Halle (Saale), 1990–1997.

Gewaesserkundliches Jahrbuch der Deutschen Demokratischen Republik: Wassermenge. Abflussjahren, 1941–1959. Elbegebiet. B.: Akad.-Verl., 1951–1963; Abflussjahren, 1990–1989. B.: Inst. fuer Wasserwirtschaft, 1964–1992.

Gewaesserkundliches Jahrbuch fuer das Memel-, Pregel, Weichsel, Oder, Elbegebiet und das Kuestengebiet der Ostsee: Abflussjahr, 1940., B., 1949.

Hansen J., Russell G., Rind D. et al. Efficient three-dimensional global models for climate studies: Models I and II // *Month. Weather Rev.* 1983. Vol. 111. P. 609–662.

Henrichfreise A. Staustufenbau an der Danube zwischen Straubing und Vilshofen: wirtschaftliche Notwendigkeit und oekologische Folgen des RMD Projekts, Tagungsband der Internationalen Danubekongresse. Deggendorf: Ebner Druck, 1995. S. 42–47.

Henrichfreise A. Uferwaelder und Wasserhaushalt der Mittelelbe in Gefahr // *Natur und Landschaft.* 1996. Jg. 71. H. 6. S. 246–248.

Hochwasserschutzmassnahmen am Oberrhein im Raum Breisach zur Pruefung der Umweltvertraeglichkeit / Red. A. Henrichfreise. Bonn; Bad Godesberg, 1988. 148 S.

IPCC technical guidelines for assessing climate change impacts and adaptations, Intergovernmental panel on climate change / World Meteorological Organization. 1994. 59 p.

<http://www.issp.serpukhov.su/lab/lem/index.html>

Jahrbuch fuer die Gewaesserkundes des Deutschen Reichs: Abflussjahren, 1937–1939. B., 1940–1943.

Jahrbuch fuer die Gewaesserkundes Norddeutschlands: Abflussjahren, 1901–1936. B.: Ernst Siegfried Mittler und Sohn Buchdruckerei, 1904–1938.

Jongman R.H. G., Ter Braak C.J.F., Van Tongeren O.F.R. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc; Wageningen, 1987. 299 p.

Kuz'mina Zh. V., Treshkin S.E. Soil salinization and dynamics of tugai vegetation in the Southeastern Caspian Sea region and in the Aral Sea coastal region // *Eurasian Soil Sci.*, 1997. Vol. 30, N 6. P. 642–649. Transl. from: *Pochvovedenie.* 1997. N 6. P. 726–734.

Manabe S., Wetherald R.T. Large-scale changes in soil wetness induced by an increase in carbon dioxide // *Atmospheric Sci.* 1987. Vol. 44. P. 1211–1235.

Novak V. Impact of climate change upon the annual water balance over Slovakia // *J. Hydrol. and Hydromech.* 1995. Vol. 43. N 1/2. P. 102–115.

Novikova N.M. Ecosystems and creeping environmental changes in the Priaralye // *Creeping environmental problems and sustainable development in the Aral Sea basin* / Ed. by M. Glantz. Cambridge: Cambridge Univ. press, 1999. P. 100–127.

Novikova N.M. Ecological basis for botanical diversity conservation within the Amudarya and Syrdarya River deltas / *Sustainable land use in deserts* / Ed. by S.-W. Breckle, M. Veste, W. Wucherer. Heidelberg; Stuttgart; N.Y.: Springer, 2000. P. 84–94.

Novikova N.M., Kust G.S., Kuzmina J.V. et al. Contemporary plant and soil cover changes in the Amudarya and Syrdarya deltas // *Ecological research and monitoring of the Aral Sea deltas: UNESCO. Aral Sea project, 1992–1996. Final scientific reports.* P.: UNESCO, 1998. P. 55–80.

Novikova N.M., Kuzmina J.V., Dikareva T.V., Trofimova G.Yu. Preservation of the tugai bio-complex diversity within the Amudarya and Syrdarya River deltas in conditions of aridization // *Ecological research and monitoring of the Aral Sea deltas: UNESCO. Aral Sea project, 1997–2000. Final scientific reports.* P.: UNESCO, 2001. P. 155–188.

Pankova E.I., Kuz'mina Zh. J.W., Treshkin S.E. The influence of flooding area on soil-vegetation cover of the South Gobi oasis // *Water resources.* 1994. Vol. 21, N 3. P. 358–364.

Postel S. Water for agriculture // State of the World. N.Y.; L.: World Watch Inst., 1990. P. 39–57.

Saiko T. Environmental crises: Geographical case studies in post-socialist Eurasia. Edinburgh: Pearson Education, 2001. 320 p.

Tegart W.J.McG., Sheldon G.W. Climate change 1992: The supplementary report to The IPCC impacts assessment. Canberra: Austral. Gov. Publ. Service, 1992. 112 p.

Treshkin S.E. The Tugai forests of floodplain of the Amudarya River: Ecology, dynamics and their conservation / Sustainable land use in deserts. Ed. by S.-W. Breckle, M. Veste, W. Wucherer. Heidelberg; Stuttgart; N.Y.: Springer, 2000. P. 95–102.

Treshkin S.E. Transformation of tugai ecosystems in the floodplain of the lower reaches and delta of the Amudar'ya and their protection // Ecological research and monitoring of the Aral Sea deltas. Barcelona: Printing Sagraphic. B. 2. P. 189–201.

Treshkin S.E., Kuzmina Zh.V. The present situation of flood forest ecosystems of the Amudarya and Sumbar Rivers in connection with anthropogenic influence // Probl. Desert Development. 1993. N 2. P. 14–19.

US Country studies program. Guidance for vulnerability and adaptation assessments. Wash. (D.C.): US Country Studies Management Team (PO-63), 1994. 518 p.

Wilson C.A., Mitchell J.F.B. A doubled CO₂ climate sensitivity experiment with a global climate model including a simple ocean. GR, 92: D11–11/20 13, 315–13, 343.

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие. <i>Хубларян М.Г.</i>	5
Введение. <i>Новикова Н.М.</i>	9
1. Изменение вод суши и методика изучения и оценки трансформаций экосистем под влиянием водного фактора	14
1.1. Природные и антропогенные изменения вод суши и современные водные экологические проблемы. <i>Новикова Н.М.</i>	14
1.2. Методология и методы изучения и оценки трансформаций экосистем в условиях изменения водного режима территорий. <i>Новикова Н.М., Браславская Т.Ю., Кузьмина Ж.В., Подольский С.А.</i>	27
2. Флуктуации климата и их воздействие на агроландшафты и агроценозы лесостепной и степной зон	41
2.1. Эколого-биологическая оценка явления локального переувлажнения почв на водосборных территориях степной зоны. <i>Волкова Н.А., Новикова Н.М., Назаренко О.Г., Хитров Н.Б.</i>	41
2.1.1. Условия формирования современного локального переувлажнения	41
2.1.2. Разнообразие гидроморфных экосистем	46
2.1.3. Ботаническое разнообразие экосистем современного гидроморфизма	54
2.1.4. Экологические связи растений с засолением, степенью эродированности и оглеения почв	57
2.1.5. Связь распространения видов и сообществ с характеристиками влажности почв	62
2.1.6. Продуктивность растительных сообществ в очагах переувлажнения и агроценозах	67
2.2. Прогноз воздействия возможных изменений климата на гидрологические условия и урожай сельскохозяйственных культур лесостепной и степной зон. <i>Шумова Н.А.</i>	71
3. Последствия изменения режима речного стока для экосистем и экотонных структур на равнинных реках	108
3.1. Влияние режима речного стока на формирование и динамику пойменных лесных сообществ на реках с незарегулированным стоком. <i>Браславская Т.Ю.</i>	109

3.2. Последствия изменения режима речного стока для пойменных экосистем при создании малых (низконапорных) гидротехнических сооружений на равнинных реках. <i>Кузьмина Ж.В.</i>	134
3.3. Эколого-биологическая оценка влияния колебания уровня водохранилища на млекопитающих экотонной системы побережья. <i>Кутузов А.В.</i>	163
3.4. Последствия изменения длительности и обеспеченности паводкового заливания Волго-Ахтубинской поймы после создания Волгоградского водохранилища для растительности. <i>Балюк Т.В.</i>	176
3.5. Оценка воздействия гидромелиорации на экосистемы речных пойм гумидной зоны. <i>Гринченко О.С.</i>	194
3.5.1. История освоения и современное состояние водно-болотных угодий Дубненско-Яхромской низины	195
3.5.2. Малые реки Дубненско-Яхромской низины	198
3.5.3. Болотообразование	200
3.5.4. Сохранение биоразнообразия	202
3.5.5. Орнитокомплексы пойменных ландшафтов Дубненско-Яхромской низины в условиях гидромелиорации	204
3.5.6. Проблемы деградации переосушенных территорий	209
4. Экологические последствия создания Бурейского гидроузла. Эколого-экономическая оценка влияния на животное население. <i>Подольский С.А., Игнатенко С.Ю., Антонов А.И., Игнатенко Е.В., Кастрикин В.А., Париллов М.П.</i>	214
4.1. Проблемы изучения и оценки влияния гидростроительства на экосистемы Приамурья	214
4.2. Особенности пространственной структуры зоны влияния Бурейского гидроузла	219
4.3. Основные отмеченные и прогнозируемые реакции диких животных на создание Бурейского гидроузла	224
4.4. Оценка эколого-экономического ущерба от создания Бурейского гидроузла	241
4.5. Меры по снижению негативного влияния Бурейского гидроузла на животный мир	244
4.5.1. Охранные мероприятия	245
4.5.2. Биотехнические мероприятия	248
4.5.3. Укрепление системы ООПТ	251
5. Изменение уровня внутренних водоемов и динамика экотонных систем побережий и дельт Каспийского и Аральского морей	258
5.1. Динамика экотонных систем побережья в связи с подъемом уровня Каспийского моря. <i>Саура Л.В.</i>	258
5.1.1. Характеристика динамических процессов на побережье	260
5.1.2. Изучение и оценка флористического разнообразия, охрана редких, исчезающих видов и природных комплексов	266
5.2. Информационная база данных для контроля за состоянием среды. <i>Трофимова Г.Ю.</i>	272
5.3. Картографическая модель и оценка динамики экосистем дельты Амударьи и обсохшего дна моря 1991–2000 гг. <i>Новикова Н.М., Альдякова О.А.</i>	298
5.4. Прогнозная оценка изменения экосистем при создании крупного коллектора в бассейне Амударьи. <i>Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е.</i>	316

5.4.1. Характеристика территории прохождения трассы коллектора	317
5.4.2. Современная экологическая ситуация в районе озера Аязкала и ее изменения при различных вариантах управления коллекторно-дренажным стоком	322
5.4.3. Экологическая ситуация в районе древнего русла и дельты Акча-Дарьи и возможные изменения экосистем при различных вариантах управления коллекторно-дренажным стоком	326
5.4.4. Современная экологическая ситуация в заповеднике “Бадай-Тугай” и возможные изменения экосистем при различных вариантах управления коллекторно-дренажным стоком	328
Заключение. Новикова Н.М.	342
Литература	348

CONTENTS

Preface. <i>Khublaryan M.G.</i>	5
Introduction. <i>Novikova N.M.</i>	9
1. Changes of superficial waters and methods of study and evaluation of ecosystem transformation under water influence	14
1.1. Natural and human-caused changes of superficial waters and modern ecological water problems. <i>Novikova N.M.</i>	14
1.3. Methodology and methods of study and assessment of ecosystems dynamic under water regime changes. <i>Novikova N.M., Braskavskaya T.Ju., Kouzmina G.V., Podolskii S.A.</i>	27
2. Climate fluctuation and changes of agrocenosis in forest steppe and steppe zone	41
2.1. Secondary local waterlogging of soils of water-shed area in steppe zone and ecological-biological approach to the problem. <i>Volkova N.A., Novikova N.M., Nazarenko O.G., Khitrov N.B.</i>	41
2.1.1. Conditions of development of secondary waterlogging	41
2.1.2. Diversity of hydrogenic ecosystems of water-shed areas	46
2.1.3. Botanic diversity of ecosystems formed under conditions of modern hydromorphism	54
2.1.4. Ecological interactions between vegetation and soil characteristics (salinity, erosion and gleying rate)	57
2.1.5. Interaction between vegetation and soil moisture	62
2.1.6. Production of plant communities in ecotopes of modern waterlogging	67
2.2. Prognoses of influence of possible climate changes on hydrological conditions and agricultural production in the forest-steppe and steppe zones. <i>Shumova N.A.</i>	71
3. Consequences of river runoff regime change to ecotone systems of plain river valleys	108
3.1. Influence of river runoff regime on floodplain forest ecosystems of plain river valleys with natural flow. <i>Braslavskaya T.Ju.</i>	109
3.2. Consequences of river runoff regime change to floodplain ecosystems caused by small dam constructions (low-pressure dam) on plain rivers. <i>Kouzmina Y.V.</i>	134

3.3. Ecological-biological approach to study of reservoir level fluctuation influence on mammals of bank ecotone systems. <i>Kutuzov A.V.</i>	163
3.4. Effects of fluctuations of flood duration and frequency to vegetation at the Volga-Akhtuba floodplain after construction of Volgogradskoe storage reservoir. <i>Baluk T.V.</i>	176
3.5. Estimation of hydrotechnical land-improvement effects on ecosystems of humid zone. <i>Grinchenko O.S.</i>	194
3.5.1. History of exploitation and modern state of marsh-lands in the lowland of Dubna and Yakhroma rivers	195
3.5.2. Small rivers at the lowland of Dubna and Yakhroma rivers	198
3.5.3. Bog formation	200
3.5.4. Concervation of biodiversity	202
3.5.5. Effects of hydrotechnical land-improvement on ornithological complexes of floodplain at the lowland of Dubna and Yakhroma rivers	204
3.5.6. Degradation of territories being overdrained	209
4. Bureya hydrostation ecological effects. Ecological-economic estimation of effects on animal populations. <i>Podolskii S.A., Ignatenko S.Ju., Antonov A.I., Ignatenko E.V., Kastrikin V.A., Parilov M.P.</i>	214
4.1. Problems of study and estimation of hydraulic engineering effects on ecosystems	214
4.2. Peculiarities of spatial structure of Bureya hydrosystems influence zone	219
4.3. Bureya hydrosystem and main observed and predicted challenge response of wild animals	224
4.4. Ecological-economic damage evaluation	241
4.5. Ways of decrease of negative Bureya hydrosystem effects on animals	244
4.5.1. Nature preserve measures	245
4.5.2. Biotechnic measures	248
4.5.3. Improvement of the system of preserve area	251
5. Reservoir level variations and dynamics of coastal ecotone ecosystems	258
5.1. Caspian Sea level fluctuations and dynamics of coastal ecotone ecosystems. <i>Saura L.V.</i>	258
5.1.1. The characteristic of dynamic processes the Sea coast.....	260
5.1.2. Study and assessment of floristic diversity, protection of rare and disappearing species and natural complexes	266
5.2. Information database for environmental monitoring. <i>Trofimova G.Yu.</i>	272
5.3. Map model and estimation of ecosystem dynamics in Amu-Darya estuary and dried bottom of Aral Sea for a period 1991–2000. <i>Novikova N.M., Aldyakova O.A.</i>	298
5.4. Effects of large water collector construction on ecosystem in the Amu-Darya basin. <i>Kouzmina J.V., Treshkin S.E.</i>	316
5.4.1. Characteristic of the area of water collector localization.....	317
5.4.2. Modern ecological situation in the vicinity of the lake Ayazkala and its changes under different ways of collector runoff management	322
5.4.3. Ecological situation in the zone of Akcha Darya estuary and its ancient riverbed. Possible changes of ecosystems effected by different ways of collector runoff management	326
5.4.4. Modern ecological situation in the reserve “Baday-Tuday” and possible changes of reserved ecosystems effected by different ways of collector runoff management	328
Conclusion. <i>Novikova N.M.</i>	342
References	348

Evaluation of the Impact of the Superficial Water Regime Changes on Terrestrial Ecosystems / [Ed. by N.M. Novikova] ; Water Problems Institute. – Moscow : Nauka. 2005. – 365 p. – ISBN 5-02-033732-3 (in cloth).

Main water ecological problems, which appeared as a result of natural and mainly anthropogenic changes of superficial waters within Eurasia, are examined in the monograph. Mechanisms and peculiarities of successions and indicators of processes are described basing on a huge amount of experimental data. Natural fluctuations of climate and local waterlogging of agrolandscapes, influence of big reservoirs and small dam constructions on environment, impact of the sea level rise and regional desertification are analyzed. Principles of ecosystem monitoring are worked out and implemented. To estimate these processes, ecological-biological, ecological-dynamic and ecological-economic approaches were used.

For geographers, ecologists, hydrologists, water economy managers, project designers, students and professors ecology, biogeography and landuse staff.

Научное издание

**ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ
ИЗМЕНЕНИЯ РЕЖИМА ВОД СУШИ
НА НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ**

*Утверждено к печати
Ученым советом
Института водных проблем
Российской академии наук*

Зав. редакцией *Н.А. Степанова*
Редактор *О.К. Молчан*
Художник *Ю.И. Духовская*
Художественный редактор *Т.Ю. Болотина*
Технический редактор *В.В. Лебедева*
Корректоры *А.Б. Васильев, Е.Л. Сысова*

Подписано к печати 19.07.2005
Формат 60 × 90¹/₁₆. Гарнитура Таймс
Печать офсетная
Усл.печ.л. 23,0. Усл.кр.-отт. 23,5. Уч.-изд.л. 22,5
Тираж 700 экз. Тип. зак. 4312

Издательство “Наука”
117997, Москва, Профсоюзная ул., 90
E-mail: secret@naukaran.ru
Internet: www.naukaran.ru

Отпечатано с готовых диапозитивов
в ГУП “Типография “Наука”
199034, Санкт-Петербург, 9 линия, 12



80^{к2}

Порою кажется – природа неподвижна
И безучастна к участи людской...
Но, если ищешь Истину, открой
Глаза пошире. Видишь, дышит
Тревогой лес, в порубках весь, в завалах.
Сухие травы на лугах. Разливов нет.
Стал нескончаем перечень всех бед.
Природа нынче словно б захворала.
Ошибки человечества вобрала.

В.С. Залетаев



НАУКА