

Методологические основы создания модельных водных объектов на стадии стратегического планирования устойчивого водопользования

Р. А. Перелет*, В. М. Умывакин**, А. В. Шевчук***

* *Институт системного анализа РАН*

** *Воронежский государственный университет*

*** *Федеральное агентство водных ресурсов*

1. Введение

В современной России водные ресурсы становятся важнейшим компонентом интегральной оценки качества и управления устойчивым (сбалансированным по экологическим и социально-экономическим факторам) развитием территорий.

В настоящее время основным документом стратегического планирования развития водного хозяйства России являются схемы комплексного использования и охраны водных объектов (далее — «схемы») [1]. Они должны разрабатываться в соответствии с концепцией устойчивого развития территорий на основе бассейнового принципа управления водными ресурсами и программно-целевого (нормативного) подхода [2, 3] к решению комплексных эколого-водохозяйственных проблем.

Отметим, что основной задачей разработки «схем» является «формирование инструментария принятия управленческих решений по достижению устанавливаемых схемами» [1] целей — результатов реализации планируемых (программных) водохозяйственных и водоохраных мероприятий.

При разработке «схем» предусматривается идентификация ограниченного числа «специальных» водных объектов различных типов. С нашей точки зрения, перечень этих водных объектов должен формироваться с учетом основных видов водопользования и, главное, на основе выявления, диагностики и ранжирования комплексных, слабоструктуризованных (ко-

личественно — качественных) эколого-хозяйственных проблем [4], присущих этим объектам, разрешаемых системой управления рациональным использованием и охраной водных ресурсов.

Как известно, к слабоструктурированным проблемам, исследование и решение которых осуществляется в рамках системного анализа [5], относятся проблемы, которые содержат не только количественные, но и качественные элементы. Причем, качественные, малоизвестные и неопределенные стороны имеют в них преобладающее влияние. «Количественно-качественные проблемы обладают рядом общих черт: большой размерностью, перспективностью, высокой капиталоемкостью; обширным диапазоном альтернатив достижения целей, несовершенством современной техники, необходимой для решения стоящих проблем; неопределенностью стоимостных и временных требований; недостаточной ясностью целей и свойств исследуемых систем» [6].

Именно такие черты присущи проблеме реконструкции эколого-хозяйственных систем «идентифицированных» водных объектов на предпроектной стадии в условиях ограниченности (в первую очередь, по качеству) водных ресурсов.

С нашей точки зрения, в реестр таких водных объектов должны включаться «модельные» водные объекты. В дальнейшем под *модельным водным объектом* (МВО) понимается природно-антропогенный водный объект определенного типа (или его часть), эколого-хозяйственное состояние которого в перспективе на основе реализации принципа постоянных улучшений (в результате последовательной реализации стратегически ориентированных водоохраных и водохозяйственных мероприятий) должно удовлетворять (соответствовать) научно-обоснованному комплексу требований — ограничений, нормативов и правил ведения хозяйственной и иной деятельности для достижения целей устойчивого водопользования.

Актуальность разработки концептуальных основ создания модельных водных объектов связана с истощением вод, а также усиливающейся деградацией и загрязнением водосборных территорий в результате неконтролируемой антропогенной деятельности. Это приводит к недопустимо низкому уровню гидро-эколого-гигиенической безопасности водных объектов, и, следовательно, к снижению уровня и качества жизни населения, ухудшению в целом экологической ситуации на территории бассейна (подбассейна, водохозяйственного участка).

Создание (синтез) МВО включает несколько фаз его жизненного цикла, важнейшей из которых является стадия предпроектных исследований — этап стратегического планирования устойчивого водопользования.

Сформулируем методологические особенности создания МВО на предпроектной стадии, связанные с основными аспектами синтеза таких объек-

тов: 1) проблемно-ориентированным; 2) деятельностно-ориентированным; 3) объектно-ориентированным.

1. Каждый МВО создается в рамках «общей» концепции и интегрированной технологии разработки «схем» как документов стратегического планирования развития водного хозяйства на основе бассейнового принципа и программно-целевого подхода к управлению рациональным использованием и охраной водных ресурсов. Таким образом, каждый МВО будет иметь свою «микросхему», свою стратегию устойчивого развития, ориентированную на решение своих выявленных ключевых эколого-хозяйственных проблем. Выявленные эколого-хозяйственные проблемы должны быть сформулированы на языке требований к качеству (в широком смысле слова) анализируемых водных объектов.

В частности, в реестр МВО включаются водохранилища комплексного назначения, которые являются крупномасштабными и многоцелевыми природно-антропогенными водными объектами.

На урбанизированных территориях в результате неконтролируемой хозяйственной и иной деятельности их экологическое состояние повсеместно является неудовлетворительным, а природная и рекреационная ценность падают. Это приводит к недопустимо низкому уровню эколого-гигиенической безопасности водохранилищ (в первую очередь, к снижению качества поверхностных и подземных вод), и, следовательно, значительно затрудняет реализацию стратегии устойчивого водопользования и не позволяет обеспечить решение первоочередной государственной задачи — повышения уровня и качества жизни населения.

2. Синтезируемый МВО рассматривается как сложная эколого-социально-экономическая система (ЭСЭС), целевое состояние которой определяется требованиями к конечному результату управленческой деятельности. Данный результат может быть получен в процессе потребления и переработки территориальных ресурсов, образующих комплексный ресурс МВО. Он представляет собой незаменимый и ограниченный по качеству комплексный пространственно-распределенный ресурс (геосистему), компоненты которого характеризуют его природно-экологический и социально-экономический потенциал. При этом требования к качеству результата индуцируют требования к качеству компонент комплексного ресурса.

Геосистема МВО включает взаимосвязанные между собой компоненты — собственно водный объект и его водосборный бассейн.

3. МВО рассматривается как сложный объект принятия управленческих решений по рациональному использованию и охране водных ресур-

сов, с которым связана система управления его эколого-хозяйственным состоянием, состоящая из проблемосодержащей системы (объекта управления, управляемой подсистемы) и проблеморазрешающей системы (субъекта управления, управляющей подсистемы). В данной ситуации под МВО понимается как некоторый функциональный идентифицированный водный объект, так и соответствующий ему формализованный объект, который может быть описан в виде информационной модели (на языке «входов», «выходов» процессов и «обратной связи» и других категорий (концептов).

Поэтому синтез МВО должен осуществляться на основе концептуальной модели принятия обоснованных многоцелевых (многокритериальных) управленческих решений комплексных эколого-хозяйственных проблем для практической реализации стратегии устойчивого водопользования — на основе модели интегральной оценки состояния и использования этих водных объектов.

Подчеркнем, что, согласно международным стандартам ИСО 9000 и ИСО 14000, а также Федеральному закону РФ «О техническом регулировании», конструируемая интегральная оценка на семантическом уровне моделирования проблем принятия обоснованных управленческих решений по рациональному использованию и охране водных объектов должна «отражать» факт «соответствия/несоответствия» выполнения «законодательных и других требований» к их качеству и требованиям к системам управления водными ресурсами [7].

2. Анализ подходов к созданию модельных водных объектов

Методологической основой для создания МВО являются различные формы системного подхода к рациональному использованию и охране водных ресурсов: бассейновый и территориальный (необходимость учета при разработке «схем» проектов территориального развития [1] подходы, «синтез» которых может быть реализован в рамках программно-целевой подхода [2, 3, 5, 6], а также ценностно-ориентированный подход, включающий программно-целевой подход к устойчивому водопользованию.

Системный подход к управлению предпроектными исследованиями создания МВО — подход, при котором любая эколого-хозяйственная система водного объекта рассматривается как совокупность взаимосвязанных элементов, имеющих «выход» (достижимую цель), «вход», связь с внешней средой, обратную связь, «процесс» в системе. При применении системного подхода к выявленной проблеме сначала формируется «выход» системы, анализируется влияние внешней среды на систему, принимаются

меры по обеспечению высокого качества «входа» и соответствие качества «процесса» требованиям «входа».

Бассейновый подход ориентирован на учет пространственной организации водосборной территории, вмещающей экосистему водного объекта, и естественных функциональных ограничений, возникающих при создании и реализации проекта эколого-хозяйственной реконструкции МВО.

Как отмечалось выше, создание МВО опирается на стратегический (перспективный) план (схему, целевую программу) комплексного использования и охраны их водных ресурсов вследствие большого интервала между моментом принятия управленческих решений о капиталовложениях в реализацию намечаемых водохозяйственных и водоохраных мероприятий и периодом получения практически значимых результатов этих капиталовложений.

Только расширив временные рамки перспективного планирования, можно выявить ключевые эколого-хозяйственные проблемы и четко сформулировать основные цели устойчивого водопользования с последующим подчинением ресурсов их достижению. Именно в долгосрочной перспективе возможно наметить полное, комплексное решение большинства таких слабоструктуризованных проблем устойчивого развития МВО.

Программно-целевой подход предполагает следующую логику стратегического планирования: «цели — прогноз — программы — ресурсы — план» в отличие от ранее сложившейся в рамках «детерминированного» подхода схемы: «цели — ресурсы — план».

Более эффективным в условиях непостоянства внешней среды является программно-целевой подход. В научно-методической литературе и профессиональном лексиконе хозяйственных руководителей определение «программно-целевой подход» давно занимает установившиеся «позиции» [3, 5]. Однако следует признать, что фактический смысл этого понятия, как правило, сводится к адресности распределения ресурсов и до сих пор не относится к методологии управления устойчивым водопользованием.

Одним из первых, кто предложил рассматривать программно-целевой подход на основе изучения факторов обратных связей (т. е. с кибернетических позиций) был академик Н. Н. Моисеев [5]. Главное отличие программно-целевого подхода от «детерминированного» заключается в более развитом механизме обратной связи, обеспечивающем не только корректировку поведения системы, но и корректировку самой программы в интересах достижения поставленной цели. Следует подчеркнуть, что речь идет не о произвольной корректировке программы, при которой лишь констатируется сложившаяся проблемная ситуация, а о корректировке, обеспечивающей достижение поставленной цели оптимальным образом в условиях постоянно изменяющейся внешней обстановки, а также с учетом непредвиденных изменений внутренней среды.

Главным критерием программно-целевого метода является цель и ее реализация, а не только план, как в детерминированном методе. Наличие более развитого механизма обратной связи обеспечивает гибкость управления устойчивым водопользованием.

При стратегическом планировании устойчивого развития МВО за основу принимаются прогноз [8, 9] и сценарии его реализации (в отличие от детерминированного метода). Так, нормативный прогноз есть обоснованная оценка потребности в водных ресурсах определенного качества в конце планируемого периода. Такой подход к разработке стратегического плана совсем не означает, что можно не учитывать современного эколого-хозяйственного состояния МВО и сценариев его развития. Однако, развитие сложной системы в течение длительного периода времени больше зависит от целенаправленного распределения ресурсов, чем от состояния системы в момент составления стратегического плана.

Реализация программно-целевого подхода к созданию МВО основана методе построения дерева целей (иерархических структур «цели — мероприятия») [2, 10]. Разработка и анализ дерева целей развития сложных эколого-хозяйственных систем достаточно длительный процесс с многочисленными согласованиями и изменениями. Поэтому, общий прогноз устойчивого развития МВО должен складываться из согласованных между собой прогнозов развития его компонентов и сценариев развития.

Подчеркнем, что прогноз при разработке стратегического плана (схем) комплексного использования и охраны водных объектов целесообразно сочетать с поисковым (изыскательским) прогнозом [8], в котором используются методы типа «морфологического анализа и синтеза» сложных систем [11], позволяющие работать в рамках сценариев ресурсно-инновационного развития МВО.

Также отметим, что программно-целевой подход позволяет синтезировать бассейновый и территориальный подходы к стратегическому планированию развития водного хозяйства [11] и определить наилучший комплекс водоохраных и водохозяйственных мероприятий и технологий, обеспечивающих достижение планируемого экологического и социально-экономического эффекта с учетом ресурсных ограничений и последствий реализации «схемы». При этом эколого-хозяйственное состояние МВО рассматривается в качестве объекта комплексного мониторинга водных объектов, контроля и управления водными ресурсами.

Дальнейшим развитием представлений об управлении устойчивым водопользованием является ценностно-ориентированный подход к созданию МВО. Для этого подхода механизм обратной связи (МОС) содержит три петли, обеспечивающих корректировку поведения системы управления в соответствии с разработанной программой, корректировку программы (стратегического плана) на основе поставленной цели и ее изменение.

Таким образом, данный подход предполагает возможность изменения не только плана, но и цели. Хотя цель и является внутренним побуждающим мотивом, все же определяющим фактором целеполагания является система ценностей (экологических, социальных и экономических).

Система ценностей представляет собой наиболее устойчивую категорию человеческих отношений, сформировавшуюся на протяжении всего предшествующего опыта практической и интеллектуальной деятельности. Она одновременно выступает и как основа целеполагания, и как глобальный критерий управления. Ценностно-ориентированный метод управления включает в себя программно-целевой, как частный случай, как его качественное развитие. Внутренняя логика этого развития обусловлена развитием механизма обратных связей и обоснованием возможностей изменения критериев: план — цель — система ценностей. Таким образом, ценностно-ориентированный подход применительно к МВО необходимо рассматривать как модель обобщенной концепции управления устойчивым водопользованием.

Выделим также экосистемный подход к интегрированному управлению водными ресурсами [12, 13], связанный с учетом экологических ограничений водохозяйственной деятельности при реализации стратегии устойчивого водопользования.

Отметим, что ресурсный подход к управлению состоянием экосистем преобладал в практике природопользования до самого последнего времени и продолжает использоваться в России даже сейчас. Однако в последнее десятилетие его ограничения вступили в противоречия с целями перехода к устойчивому развитию территорий. Наиболее ярко это проявилось в управлении водными экосистемами.

Рамочная водная директива, действующая на территории Европейского Союза, требует пересмотра отношения к воде как к гидроресурсу и радикально нового взгляда к управлению водными объектами как экосистемами.

При этом экосистемный подход, основанный на новых стратегиях управления спросом и сбережением ресурсов, пришел на смену традиционному подходу, основанному на стратегиях управления предложением и на массовых государственных субсидиях.

Основным в экосистемном подходе является понятие «услуги экосистем» («экоуслуги») — это та польза, те выгоды, которые люди получают от экосистем. При этом человек рассматривается как составная часть экосистемы.

Экосистемы приносят людям различные выгоды, включая снабженческие, регулирующие, культурные и поддерживающие услуги. Снабженческие услуги (их также называют экосистемные товары) — это, в частности, продукты питания, питьевая вода и вода для хозяйственно-бытовых целей. Регулирующие услуги связаны с выгодами, которые люди получают

от регулирования процессов в экосистемах, включая обеспечение качества воздуха и водных объектов. Культурные услуги — это нематериальные выгоды, получаемые людьми от экосистем посредством духовного обогащения, отдыха и эстетического восприятия. К поддерживающим услугам относятся услуги, которые необходимы для производства всех других услуг экосистем, такие как производство кислорода и формирование почвы. Следует иметь в виду, что услуги экосистем, отражающие их вклад в экономику и оцениваемые в денежных единицах, следует отличать от природных (биосферных) функций экосистем, оцениваемых в физических единицах. Экономические показатели важны для обоснования принятия эффективных (малозатратных) управленческих решений.

Особое внимание при экосистемном подходе уделяется связям между экоуслугами и благосостоянием людей. Оценка дается по широкому спектру экосистем — от относительно ненарушенных, таких как естественные леса и водоемы, до культурных ландшафтов и интенсивно используемых и измененных людьми экосистем, таких как сельскохозяйственные угодья и водохранилища

Концептуальные основы оценки системы «природа—общество» базируются на том, что между человеком и экосистемами существует динамическое взаимодействие наряду с изменением среды обитания, вызывающей прямо и косвенно существенные изменения в экосистемах, которые, в свою очередь, вызывают изменения в благосостоянии людей. В то же время многие другие факторы, независимо от окружающей среды, изменяют условия существования людей, а многочисленные природные процессы воздействуют на экосистемы.

Для реализации экосистемного подхода многие лица, принимающие управленческие решения, должны учитывать многоаспектность их влияния на экосистему. Изменения в экоуслугах влияют на благосостояние человека посредством воздействий на безопасность его жизнедеятельности. Эти составляющие благосостояния, в свою очередь, подвержены воздействию со стороны экосистем и имеют влияние на свободу выбора людей.

При разработке стратегии устойчивого водопользования МВО необходимо также учитывать последствия изменения климата и уделять внимание проблеме сохранения и неистощительного использования живого природного капитала водохозяйственных систем, основанного на биоразнообразии.

Экосистемный подход является основой для анализа и принятия мер по установлению связей между деятельностью человека и окружающей средой и поэтому был рекомендован Конвенцией по биоразнообразию (КБР). В ней отмечается, что экосистемный подход является стратегией для интегрированного управления земельными, водными и живыми ресурсами территорий. Данный подход признает, что люди с их культурным



Рис. 1. Ценность воды и водных экосистем

разнообразием являются составной частью многих экосистем. Это важно учитывать при комплексной оценке экологического состояния МВО.

Сегодня процессы принятия управленческих решений часто игнорируют или занижают стоимость услуг экосистем. Принятие решений по «экоуслугам» может быть особо проблематичным из-за различных подходов к их оценке. Одна парадигма оценки, известная как утилитарная (антропоцентрическая) концепция, основывается на принципах удовлетворения потребностей (повышения благосостояния) людей. В этом случае экосистемы и услуги, которые они поставляют, имеют определенную цену

для общества, потому что позволяют извлекать выгоду от пользования ими, прямого или косвенного (потребительную стоимость).

В рамках этой утилитарной концепции люди также дают оценку тем услугам экосистем, которыми они на данный момент не пользуются (неутилитарная ценность). Неутилитарная ценность (ценность неиспользования) экосистем, больше известная как сущностная ценность (ценность существования), относится к ценности самого факта наличия природного ресурса, даже если люди никогда не пользуются этим ресурсом непосредственно.

Парадигмы утилитарной и неутилитарной ценности экосистем (рис. 1) часто используются одновременно и взаимодействуют между собой разнообразными способами в процессе выработки управленческих решений (Источник: авторы с использованием материалов доклада *Ecosystems and Human Well-Being*. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute. Washington, 2005).

В то же время, для них используются различные шкалы измерения, не имеющие «общего знаменателя», что существенно затрудняет получение комплексной оценки ценности экосистемы МВО

При утилитарном подходе для количественного определения выгод, получаемых от услуг водных экосистем, разработан широкий спектр методологий. В частности, методы для определения выгод снабженческих услуг. В последнее время также предложены методы для оценивания регулирующих и другие экоуслуг.

Одной из основных задач экосистемного подхода к созданию МВО является восстановление структуры и функций водных экосистем на основе современных технологий комплексной биореконструкции водных объектов в целях расширения спектра и повышения качества их экоуслуг. Спрос на услуги водных экосистем постоянно растет не только для целей охраны здоровья человека и окружающей природной среды, но и для эффективного социально-экономического развития территорий. В то же время естественная способность водных экосистем обеспечивать такие услуги (например, обеспечение населения питьевой водой) постоянно снижается в результате их деградации и загрязнения.

3. Теоретические и методические вопросы построения интегральных оценок качества модельных водных объектов

Как известно, интегральные оценки (индексы) качества сложных систем предназначены для агрегирования (свертывания) информации о значениях большого числа разнотипных частных (единичных) целевых показателей (индикаторов) качества (ЦПК) и информации об относительной

значимости этих показателей с целью ранжирования всех рассматриваемых решений выявленной эколого-хозяйственной проблемы по степени их общей предпочтительности.

Задача обоснованного выбора вида интегральной (комплексной) оценки («сводной формулы») качества МВО оказывается обычно очень сложной, а на практике такой выбор часто производится недостаточно корректно. Для нее должна быть выработана некоторая шкала измерения [11, 14], которая должна отражать содержательный смысл измеряемой величины. Например, для риска — это мера опасности планируемой антропогенной деятельности.

Как правило, на практике используются два вида интегральных оценок качества, которые отражают общее состояние водных объектов: аддитивная

$$F_1 = \sum_{j=1}^M \lambda_j y_j \quad \text{и мультипликативная} \quad F_2 = \prod_{j=1}^M y_j^{\lambda_j}.$$

Здесь y_j — j -й ЦПК, а λ_j — его весовой коэффициент, $j = 1, 2, \dots, M$.

Эти оценки (например, гидрохимический индекс загрязнения воды — ИЗВ) обладают определенными недостатками, а именно:

- 1) отсутствует возможность содержательной интерпретации — чаще всего линейная свертка F_1 частных ЦПК не имеет никакого конкретного системного смысла, когда ЦПК являются неоднородными (разноименными) и/или имеют различную размерность — этому требованию не отвечают большинство вышеприведенных оценок);
- 2) отсутствует возможность их вероятностной интерпретации, что необходимо для формализации определенных понятий типа «экологическая опасность водохозяйственной деятельности» и «риск недостижения целей устойчивого водопользования». Так, согласно «Инструкции по экологическому обоснованию хозяйственной и иной деятельности» (утв. Приказом Минприроды России от 29 ноября 1995 г. № 539), данное обоснование «осуществляется для оценки экологической опасности намечаемых мероприятий, своевременного учета экологических, социальных и экономических последствий воздействия планируемых объектов на окружающую среду». Поэтому актуальным является создание информационно-аналитического обеспечения управления комплексным использованием и охраной водных объектов с учетом понятийного аппарата нормативных правовых актов и инструктивно-методических документов природоресурсного и экологического законодательства РФ;
- 3) не учитывают непосредственно реальных требований (нормативов) к качеству (состоянию) водных объектов. Отметим, что в ГОСТ Р-ИСО 9000–2001. «Системы менеджмента качества. Основные положения и

словарь» качество системы определяется как «степень соответствия присущих системе характеристик требованиям». При этом под характеристикой качества понимается присущая (имеющаяся) характеристика системы (совокупности взаимосвязанных и взаимодействующих элементов), вытекающая из требования (потребности или ожидания, которое установлено, обычно предполагается или является обязательным). С проблемой учета реальных экологических нормативов тесно связана другая важная проблема — проблема экологической оценки, включающей две взаимосвязанные подпроблемы: оценку воздействия намечаемой антропогенной деятельности на окружающую природную среду и экологическую экспертизу предпроектной документации, т. е. контроль выполнения нормативных природоохранных требований при экологическом обосновании инвестиций в развитие водно-ресурсных систем;

- 4) не являются корректными в случае, когда агрегированию подлежат частные ЦПК, измеренные в нечисловых и количественных шкалах. Некоторые из этих ЦПК (например, «запах воды») измеряются в нечисловых шкалах (в рангах или баллах), а другие (например, «температура воды», «площадь поверхности зеркала водоема») являются количественными. Согласно [1] «комплексная (интегральная) оценка варианта программы мероприятий должна осуществляться на основании методик, позволяющих включать в него не только финансово-экономические, но и экологические и социальные факторы». Поэтому при формировании интегральной оценки качества водных объектов показатели должны быть приведены к одной шкале — порядковой или балльной;
- 5) не являются легко адаптируемыми к учету новых частных ЦПК и замене одних показателей другими (наличие в оценках фиксированных весовых коэффициентов противоречит этому требованию);
- 6) не могут быть использованы для сравнения различных состояний водных объектов при многовариантном анализе управленческих решений эколого-хозяйственных проблем, а также для оценки изменений качества вод — одной из основных целей государственного мониторинга водных объектов. Это объясняется тем, что для сравнения между собой различных состояний на фоне их предыдущих ранжирований (упорядочений) для выявления изменений эколого-хозяйственного состояния водных объектов, нужно, во-первых, иметь возможность оценивать степень реализации их отдельных (частных) свойств, т. е. иметь относительные оценки качества водных объектов по частным ЦПК, и, во-вторых, возможность «пересчета» интегральных оценок качества при получении дополнительной информации о «новых»

состояниях водных объектов и «новых» нормативных требованиях к их качеству.

Таким образом, частные оценки качества должны наилучшим образом отражать различные аспекты эколого-хозяйственного состояния водного объекта, а интегральная оценка давать формализованное описание качества МВО в целом (что, в первую очередь, определяется выбором системы частных ЦПК на семантическом этапе моделирования).

Все вышесказанное требует поиска нового «нормативного» подхода к построению концептуальной модели принятия обоснованных управленческих решений по рациональному использованию и охране МВО, который позволяет ответить на ряд принципиальных методологических вопросов.

1. Если, как утверждается в квалиметрии [14], качество такой сложной эколого-социально-экономической системы как МВО есть многоаспектное иерархическое понятие, то почему при его измерении все сводится к числу (значению интегральной оценки качества)? Здесь нет никакого противоречия, т. к. при нормативном подходе интегральная оценка качества МВО всегда выступает как целевая функция в процессе принятия управленческих решений и может быть изменена, если изменяются цели управления устойчивым водопользованием. С ее помощью ранжируются частные цели планируемой водоохраной и водохозяйственной деятельности и альтернативные варианты ее реализации, что позволяет перейти от общих соображений к конкретным практическим действиям (мероприятиям).
2. Зачем так усложнять задачу формирования интегральной оценки качества и переходить к нелинейным зависимостям, а не использовать простую линейную форму свертки F_1 , в которой суммируются произведения весовых коэффициентов на числовые значения частных ЦПК или некоторых функций от них? Во-первых, вектор весовых коэффициентов определяет направление изменения линейной функции, для которого характерно максимальное изменение значений аддитивной интегральной оценки. Отсюда следует, что из всех возможных видов сверток именно линейная наиболее чувствительна к значениям весов частных ЦПК. Во-вторых, с точки зрения теории измерений, использование аддитивных сверток предполагает, что все частные ЦПК являются количественными и, поэтому, такие интегральные оценки неприемлемы для широкого класса задач принятия управленческих решений с нечисловыми критериями качества. И, наконец, в-третьих, линейные свертки (и большинство предлагаемых нелинейных) не удовлетворяют существенному свойству «ограниченной компенсации», т. е. условию невозможности улучшения значений некоторых частных

ЦПК за счет компенсации сколь угодно большого снижения качества по другим частным показателям. Причем, такая компенсация всегда осуществляется в достаточно узком диапазоне изменений, что необходимо учитывать при конструировании интегральных оценок качества МВО.

Все это затрудняет интегральную оценку и ранжирование различных состояний МВО с учетом противоречивых экологических, социальных и экономических критериев.

Следовательно, необходимо проведение теоретического обоснования интегральной оценки качества, имеющей содержательный смысл «общего риска невыполнения нормативных требований к целевому состоянию МВО» и позволяющей принимать эффективные управленческие решения по устойчивому водопользованию.

Ранговая шкала и балльные оценки должны играть существенную роль при построении оценок качества водных ресурсов. В отличие от количественных шкал, ранговая шкала не позволяет сравнивать состояния МВО квалифицированно, т. е. отвечать на вопросы: во сколько раз одно состояние «лучше» другого или на сколько одно из них «превосходит» другое. В то же время, эта шкала дает возможность линейно упорядочить состояния МВО, т. е. произвести их ранжирование по качеству.

Актуализация проблемы построения интегральной оценки качества МВО в многокритериальных задачах принятия управленческих решений по рациональному использованию и охране водных ресурсов связана с противоречивостью частных ЦПК y_1, y_2, \dots, y_M и неопределенностью (нечеткостью) задания требований (нормативов) к их качеству. При этом повышение качества МВО по одной группе ЦПК приводит к его снижению по другой. В такой ситуации принятия решений наибольший интерес представляет группа вариантов устойчивого развития МВО, в которой невозможно, переходя от одного варианта к другому, улучшать значения одних ЦПК, не ухудшая при этом значения других. Данная группа вариантов принадлежит множеству Парето-оптимальных (эффективных, компромиссных) управленческих решений [3, 11] Это множество содержит варианты, которые лучше остальных сразу по всем частным ЦПК. Выделение компромиссных вариантов МВО обеспечивает возможность принятия обоснованных управленческих решений на основе объективной информации, т. к. дает ответ на вопрос, в какой мере можно совместить противоречивые экологические и социально-экономические требования к качеству МВО. Поэтому для выбора наилучших вариантов необходимо построение интегральной оценки качества МВО.

Опишем проблему оценки качества МВО в ранговой шкале на языке теории нечетких множеств [15]. Рассмотрим две величины: — абсолют-

ную оценку качества МВО $\mu = \mu_F(\omega)$, где $\mu_F(\omega)$ — функция принадлежности состояния ω к нечеткому множеству F , принимающая значения из интервала $[0,1]$, и ε — характеристику нечеткости, с помощью которой можно оценить возможность достижения определенного качества МВО, когда $\mu_F(\omega) \geq \varepsilon$ ($0 \leq \varepsilon \leq 1$). Можно однозначно выделить класс $F(\varepsilon)$ состояний МВО, абсолютная оценка качества которых превышает заданный нормативный уровень ε .

Рассмотрим нормативный подход к интегральной оценке качества территорий типа «риск недостижения целевого состояния МВО». Будем считать, что качество водных объектов описывается фиксированным набором частных ЦПК y_1, y_2, \dots, y_M . При этом предполагается, что чем меньше значение частного j -го ЦПК, тем выше качество МВО.

В противном случае берется отрицательная или обратная величина ЦПК.

Введем частные абсолютные и относительные оценки качества МВО, обладающие следующими свойствами:

- 1) абсолютная оценка качества μ_j по j -му ЦПК является безразмерной величиной — функцией $\mu_j = \mu_j(y_j)$, $j = 1, 2, \dots, M$. Она является функцией принадлежности нечеткому множеству целевых состояний МВО по j -му ЦК. Данная функция может иметь следующий вид: $\mu_j = (y_j - y_j^{\min}) / (y_j^{\max} - y_j^{\min})$. Здесь y_j^{\min} и y_j^{\max} — соответственно минимальное и максимальное возможные значения j -го ЦПК;
- 2) относительная оценка качества $d_j = d_j(\mu_j, \varepsilon_j)$ является функцией двух переменных — абсолютной оценки μ_j и нормативного требования ε_j к качеству МВО по j -му ЦПК. Она имеет содержательный смысл риска недостижения требуемого качества МВО;
- 3) нормативный уровень ε_j может быть определен по формуле: $\varepsilon_j = (y_j^* - y_j^{\min}) / (y_j^{\max} - y_j^{\min})$, где y_j^* — предельно-допустимое значение (норматив) j -го ЦПК. Требования к качеству МВО выполняются при $\mu_j \geq \varepsilon_j$, т. е. при $y_j \leq y_j^*$;
- 4) при выполнении требований $0 \leq d_j(\mu_j, \varepsilon_j) \leq 1$. Риск d_j минимален: а) при отсутствии всяких требований ($d_j = 0$ при $\varepsilon_j = 0$ и $\mu_j > 0$); б) при предельно возможном качестве независимо от требований ($d_j = 0$ при $\mu_j = 1$ и $\mu_j > \varepsilon_j$). Риск максимален при предельно низком допустимом качестве ($d_j = 1$ при $\mu_j = \varepsilon_j \neq 0$).

Таким образом, частный риск d_j является относительной оценкой некачественности МВО по j -му ЦПК и может быть интерпретирован как мера несоответствия достигнутого качества μ_j и предъявляемого к качеству нормативного требования — уровня ε_j . В работе [16] показано, что при

$\mu_j \geq \varepsilon_j$ вышеуказанным условиям 1–4) удовлетворяет единственная функция d_j вида:

$$d_j = [\varepsilon_j(1 - \mu_j)] / [\mu_j(1 - \varepsilon_j)]. \quad (1)$$

Приведем вероятностную интерпретацию частных оценок качества d_j по j -му ЦПК. Будем считать, что, если частная оценка μ_j хотя бы по одному ЦПК ниже соответствующего нормативного уровня ε_j , то удовлетворить требование к интегральному качеству МВО невозможно. Пусть A — событие, состоящее в том, что не выполнено требование к интегральному качеству МВО, а B_j — событие, состоящее в том, что не выполнено требование к качеству системы по j -му ЦК. Тогда условная вероятность $P(A|\bar{B}_j)$ невыполнения требований к качеству МВО при условии, что требования к качеству системы по j -му ЦПК выполнены, определяется следующим образом [11, 16]:

$$P(A|\bar{B}_j) = \{P(B_j)[1 - P(B_j|A)]\} / \{P(B_j|A)[1 - P(B_j)]\}. \quad (2)$$

Здесь через \bar{B}_j обозначено событие, противоположное событию B_j .

Введем следующие обозначения: $d_j = P(A|\bar{B}_j)$, $\varepsilon_j = P(B_j)$ — вероятность некачественности всех состояний МВО по j -му ЦПК, $\mu_j = P(B_j|A)$ — вероятность некачественности состояний МВО по j -му ЦПК при условии, что требования к качеству МВО не выполнены.

Таким образом, формула (2) совпадает с формулой (1).

Сформулируем основные априорные требования, лежащие в основе нормативного подхода к интегральной оценке качества МВО [11, 16]. Она конструируется на основе частных относительных оценок d_j типа «минимальный риск». Вначале предположим, что качество МВО характеризуется только двумя ЦПК — y_1 и y_2 . Пусть d_1 и d_2 — соответствующие частные оценки вида (1), а $d = d(d_1, d_2)$ — интегральная оценка качества МВО. Приведем основные априорные требования к виду функции d .

1. *Коммутативность (равноценность)*. От интегральной оценки d требуется выполнение условия: $d(d_1, d_2) = d(d_2, d_1)$. Данное свойство интегральной оценки требует равноценности или одинаковой важности частных оценок d_1 и d_2 .
2. *Ассоциативность (иерархическая одноуровненность)*. Это свойство интегральных оценок формулируется в виде: $d(d(d_1, d_2), d_3) = d(d_1, d(d_2, d_3))$. Его смысл состоит в том, что в интегральной оценке агрегируются лишь частные оценки d_j , принадлежащие одному уровню иерархической структуры «качество ЭСЭС».

3. *Гладкость.* Это требование непрерывной зависимости интегральной оценки от частных. В дальнейшем считается, что функция $d(d_1, d_2)$ является многочленом.

С практической точки зрения важно, чтобы выполнялись следующие дополнительные требования на значения частных и интегральной оценок.

4. *Ограниченность:* $0 \leq d(d_1, d_2) \leq 1$ при $0 \leq d_1, d_2 \leq 1$.

5. *Нейтральность:* $d(d_1, 0) = d_1$, $d(0, d_2) = d_2$; $d(0, 0) = 0$, $d(1, 1) = 1$.

Данное требование трактуется следующим образом: при рассмотрении взаимодействия двух частных оценок d_1 и d_2 общий «эффект» совпадает с действием лишь первой оценки, когда вторая имеет минимальное значение.

Проведенное в работе [16] теоретико-математическое обоснование показывает, что требованиям 1–5 удовлетворяет единственная нормативная модель интегральной оценки качества МВО вида:

$$d = d_1 + d_2 - d_1 d_2 = 1 - (1 - d_1)(1 - d_2). \quad (3)$$

Формула (3) совпадает с формулой вероятности суммы двух независимых событий. Это позволяет использовать ее для агрегирования частных оценок качества вида (1), имеющих вероятностный смысл. В общем случае для $M > 2$ неравноценных частных оценок d_j интегральная оценка качества ЭСЭС принимает вид:

$$d = 1 - \prod_{j=1}^M (1 - d_j). \quad (4)$$

Можно получить интерпретацию величины d (обобщенного риска) как вероятности $P(A | \bar{B}_1 \bar{B}_2 \dots \bar{B}_M)$ невыполнения требований к интегральному качеству (вероятности недостижения требуемого интегрального качества) МВО при условии выполнения требований к состоянию водных объектов по всем частным ЦПК.

Таким образом, получены оригинальные интегральные оценки d качества МВО, имеющие содержательный смысл «обобщенного риска недостижения целевого состояния водных объектов».

Для их практического применения необходимо преодолеть «разрыв» между реально измеряемыми натуральными частными ЦПК (абсолютными оценками) и соответствующими им «искусственными» частными относительными оценками качества, которые позволяют использовать определенный комплекс операций для конструирования интегральных оценок качества МВО.

Для учета и «выравнивания» неравноценности частных оценок [11] необходимо перейти к формуле (5):

$$d = 1 - \prod_{j=1}^M (1 - d_j)^{\lambda_j}, \quad (5)$$

где λ_j — весовые коэффициенты частных оценок d_j , удовлетворяющие

условию нормировки: $\sum_{j=1}^M \lambda_j = 1, \lambda_j \geq 0, j = 1, 2, \dots, M$.

Нормативная модель (3) интегральной оценки качества МВО позволяет измерять обобщенный риск невыполнения противоречивых требований к целевому эколого-хозяйственному состоянию водных объектов. Именно поэтому их можно использовать в качестве концептуальной модели принятия обоснованных стратегических управленческих решений по рациональному использованию и охране МВО.

В работе [11] приведено обобщение нормативной модели интегральной оценки качества типа «минимальный обобщенный риск» на случай частных ЦПК, измеримых в ранговой и балльных шкалах. Там же рассмотрены вопросы практической реализации разработанных нормативных моделей и методов интегральной оценки эколого-хозяйственного состояния водосборных территорий.

В настоящее время происходит переосмысление методов и принципов организации интеллектуальной деятельности в процессе принятия управленческих решений [17] на основе автоматизированных систем экспертного оценивания (АСЭО).

Эти интеллектуальные информационно-аналитические системы ориентированы на разработку обоснованных стратегий по рациональному использованию и охране МВО, вырабатываемых высококвалифицированными специалистами-экспертами. «Ядром» таких АСЭО может выступать технология построения неаддитивных интегральных оценок качества (3) — оценок обобщенного риска недостижения целевого эколого-хозяйственного состояния синтезируемых МВО.

Рассмотрим множество из N ранжируемых вариантов стратегического развития МВО (управленческих решений), качество которых характеризуется M показателями эколого-хозяйственного состояния. Будем считать, что первичная информация о качестве вариантов развития МВО представлена в виде таблицы — матрицы исходных данных $Y = \| y_j^i \|$ с N строками и M столбцами. Элемент матрицы y_j^i является значением j -го частного ЦПК i -го варианта, $j = 1, 2, \dots, M; i = 1, 2, \dots, N$.

Пусть для каждого j -го частного ЦПК заданы:

- 1) y_j^{\min} и y_j^{\max} — нижняя и верхняя граница диапазона изменения;
- 2) y_j^* и $\delta_j^* > 0$ — соответственно нормативный уровень и допустимое отклонение, позволяющее учитывать противоречивость и нечеткость требований к качеству вариантов МВО. Будем считать, что нормативное требование к качеству i -го варианта по j -му ЦПК выполняется, если $y_j^i \leq y_j^* + \delta_j^*, j = 1, 2, \dots, M$;
- 3) весовые коэффициенты λ_j частных оценок. Для определения λ_j рекомендуется использовать методы анализа иерархий и методы парных сравнений, описание которых приведено в [11].

Тогда можно определить значения величин μ_j^i и ε_j . Например, можно принять, что

$$\mu_j^i = (y_j^i - y_j^{\min}) / (y_j^{\min} - y_j^{\max}), \quad \varepsilon_j = (y_j^* + \delta_j^* - y_j^{\min}) / (y_j^{\min} - y_j^{\max}).$$

После вычисления частных оценок качества d_j^i i -го варианта по j -му ЦПК по формуле (1) производится расчет интегральной оценки d^i качества (обобщенного эколого-хозяйственного риска) для i -го варианта развития МВО по формуле (5). Подчеркнем, что вариантам с минимальными значениями d^i соответствует наиболее высокая степень выполнения требований к качеству МВО.

Для содержательной интерпретации интегральной оценки экологического риска целесообразно использовать вербально-числовую шкалу Харрингтона [17], которая приведена в табл. 1.

Таблица 1

Степень экологического риска по шкале Харрингтона

№ п/п	Содержательное описание градаций	Численное значение
1	очень высокая	свыше 0,8
2	высокая	0,81–0,62
3	средняя	0,63–0,4
4	низкая	0,41–0,2
5	очень низкая	менее 0,19

4. Вместо заключения

Ухудшение экологического состояния водных объектов, с одной стороны, и необходимость экономического роста, с другой, образуют основное противоречие в реализации стратегии устойчивого водопользования. В данной проблемной ситуации для измерения экономической, социальной и экологической эффективности результата управленческой деятельности требуется разработка теоретических и методических основ интегральной оценки качества МВО (на основе концептуальной модели принятия управленческих решений) в рамках ценностно-ориентированного подхода на основе принципа двухкритериальности управления рациональным использованием и охраной водных ресурсов.

Принцип двухкритериальности управления заключается в необходимости измерения эффективности результата управленческой деятельности в количественном и качественном аспектах, т. е., на языке двух основных противоречивых обобщенных критериев: «экономического» — «количество» и «экологического» — «качество» или «риск недостижения целей развития водного хозяйства».

Анализ современного эколого-хозяйственного состояния водных объектов показывает, что до сих пор мы имеем дело с количественными критериями развития водного хозяйства (типа доходности, рентабельности, лимита изъятия воды и др.), позволяющими ответить на вопрос, сколько нужно платить за результат. При этом не дается ответ на вопрос, сколько и чем придется расплачиваться за неучет требований к качеству результата (риска недостижения целей развития) и неопределенности экологических, социальных и экономических последствий управленческой деятельности.

Истоки такого двухкритериального подхода к выработке эффективных управленческих решений по рациональному использованию и охране водных объектов лежат в работах [18, 19], в которых впервые была сформулирована идея одновременного учета прибыльности (доходности) и риска финансовых операций.

В современных условиях это требование должно быть модифицировано следующим образом: любая количественная оценка (критерий) эффективности результата управленческой деятельности по рациональному использованию и охране МВО должна быть дополнена «качественной» оценкой (конечно, в формализованном виде) — оценкой риска недостижения целей устойчивого водопользования, либо оценкой неопределенности самой эколого-хозяйственной ситуации принятия решений. При этом возникают две основные задачи:

- 1) хеджирование рисков на основе их количественной оценки в денежной форме (так называемая VaR-методология). Здесь под хеджирова-

нием понимается комплекс мер предупреждения и минимизации риска реализации планируемых водоохранных и водохозяйственных мероприятий в результате неблагоприятных изменений качества водных ресурсов в будущем;

- 2) принятие управленческих решений, как выбор наиболее предпочтительного варианта из соответствующего множества Парето-оптимальных (компромиссных) вариантов комплекса программных мероприятий.

Таким образом, предлагаемая методология двухкритериального подхода к принятию обоснованных управленческих решений с самого начала ориентирована на использование вышеописанной обобщенной меры экологического риска реализации планируемой хозяйственной и иной деятельности.

Рассмотрим вопросы практической реализации разработанных нормативных моделей и методов интегральной оценки экологического риска при управлении качеством водосборных территорий.

В настоящее время важной задачей уменьшения деградации и загрязнения водных объектов является планирование природоохранных мероприятий для борьбы с водной эрозией земель на речном водосборе. При этом общая цель заключается в максимальном снижении риска плоскостной и линейной эрозии (эрозионной опасности) при наименьших затратах на реализацию комплекса противоэрозионных мероприятий (КПМ). В число частных эколого-экономических критериев включены следующие целевые показатели:

- y_1 — «смытость почв с площади с.-х. угодий, %»;
- y_2 — «густота оврагов, км/км²»;
- y_3 — «плотность действующих вершин оврагов, шт./км²»;
- y_4 — «затраты на противоэрозионные мероприятия, тыс. руб./км²».

Задача многокритериального выбора наилучших вариантов КПМ на речном водосборе заключается в том, чтобы значения показателей $y_1 - y_4$ сделать как можно меньшими.

Решение данной задачи обеспечивается достижением разумного компромисса между противоречивыми критериями, которые характеризуют эрозионную опасность земель, связанную со смывом почв и ростом оврагов, и экономический эффект, определяемый стоимостью КПМ.

В работе [11] подробно описан процесс подготовки и принятия компромиссных эколого-экономических решений на основе комплекса методов анализа многомерных природно-хозяйственных данных и интегральной эколого-хозяйственной оценки состояния водосборных территорий ЦЧР.

Таблица 2

Экспертная информация для построения интегральной оценки эрозионной опасности земель

Номер ЦПК	Нижняя граница y_j^{\min}	Верхняя граница y_j^{\max}	Нормативный уровень y_j^*	Вес ЦПК λ_j
1	8,10	82,80	33,00	0,35
2	0,05	1,07	0,35	0,55
3	0,25	1,57	0,36	0,10

Для модельного бассейна (водосбора р. Черная Калитва) было получено 256 репрезентативных вариантов КПП, из которых выделено 92 Парето-оптимальных. Эти варианты объективно лучше остальных сразу по всем четырем критериям $y_1 - y_4$ и именно поэтому среди них необходимо выбирать наилучшие варианты КПП.

Поэтому целесообразно построить интегральную оценку эрозионной опасности земель, перейдя, тем самым, к обобщенной двухкритериальной задаче поиска наилучших вариантов КПП.

После получения необходимой экспертной информации (табл. 2) было установлено, что лишь 33 варианта из 92 отвечают установленным требованиям (нормативам) к эколого-хозяйственному состоянию водосборных территорий — нормативным уровням по каждому целевому показателю качества (ЦПК). Визуальное представление этих вариантов показано

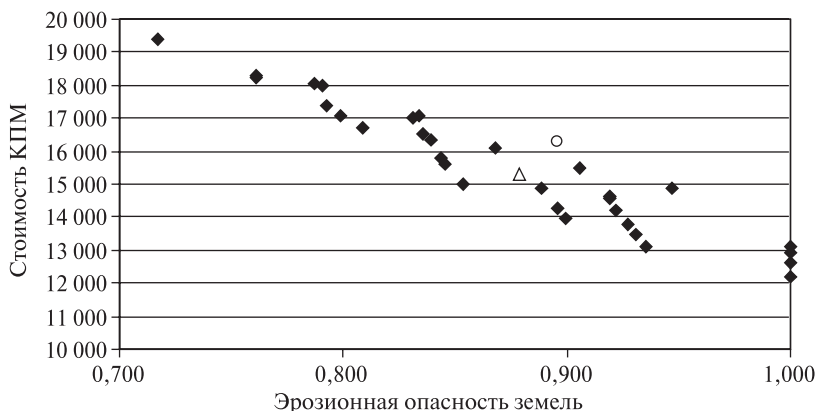


Рис. 2. Визуализация компромиссных вариантов КПП на плоскости обобщенных критериев «эрозионная опасность земель» и «стоимость мероприятий»

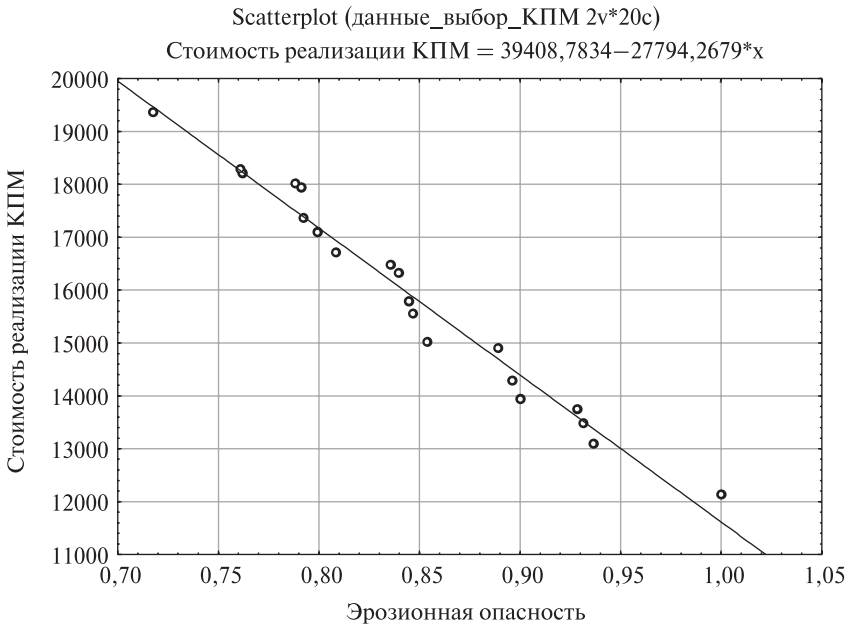


Рис. 3. Результаты построения регрессионной зависимости обобщенных критериев

на рис. 2. Здесь видно, что, чем выше стоимость КПМ, тем меньше экологический риск (эрозионная опасность). Подчеркнем, что в данной ситуации появляется возможность построить зависимость типа «затраты — качество». Исходные статистические данные и полученное регрессионное уравнение приведены на рис. 3.

Таким образом, двухкритериальный подход к управлению качеством водосборных территорий позволяет визуализировать поиск и существенно сократить число анализируемых вариантов компромиссных эколого-экономических решений с одновременным контролем их качества и эффективности

Литература

1. Методические указания по разработке схем комплексного использования и охраны водных объектов (Утв. Приказом МПР России от 4 июля 2007 г. № 169).
2. *Поспелов Г. С., Ириков В. А.* Программно-целевое планирование и управление (Введение). М.: Сов. Радио, 1976. 440 с.

3. Обоснование стратегий управления водными ресурсами / Под ред. В. И. Данилова-Данильяна. М.: Научный мир, 2006. 336 с.
4. *Ларичев О. И.* Объективные модели и субъективные решения. М.: Наука, 1987. 143 с.
5. *Моисеев Н. Н.* Математические задачи системного анализа. М.: Наука, 1981. 488 с.
6. Экология и экономика природопользования / Под ред. Э. В. Гирусова. М.: Закон и право, ЮНИТИ, 1998. 455 с.
7. *Ретеюм А. Ю.* Управление окружающей средой по ИСО 14001. Словарь-справочник. М.: Хорион, 2006. 144 с.
8. *Янч Э.* Прогнозирование научно-технического прогресса. М.: Прогресс, 1970. 568 с.
9. *Кочуров Б. И.* Экодиагностика и сбалансированное развитие. Москва; Смоленск: Маджента, 2003. 384 с.
10. *Саати Т., Кернс К.* Аналитическое планирование. Организация систем. М.: Радио и связь, 1991. 224 с.
11. *Умывакин В. М.* Интегральная эколого-хозяйственная оценка и управление земельными ресурсами в регионе. Воронеж: Изд-во ВГПУ, 2002. 178 с.
12. Вода России. Экосистемное управление водопользованием / Под науч. ред. А. М. Черняева; ФГУП РосНИИВХ. Екатеринбург: АКВА-ПРЕСС, 2000. 356 с.
13. *Перелет Р. А.* Переход к экосистемному управлению природопользованием // Управление социоприродными системами: философско-методологические аспекты / Под общ. ред А. Д. Урсула. М.: Изд-во РАГС, 2006. С. 217–237.
14. *Калейчик М. М.* Квазиметрия. М.: РИЦ МГИУ, 2006. 200 с.
15. *Орловский С. А.* Проблемы принятия решений при нечеткой информации. М.: Наука, 1981. 206 с.
16. *Каплинский А. И., Руссман И. Б., Умывакин В. М.* Алгоритмизация и моделирование слабоформализованных задач выбора наилучших вариантов систем. Воронеж: Изд-во ВГУ, 1991. 168 с.
17. *Литвак Б. Г.* Экспертные технологии в управлении. М.: Дело, 2004. 400 с.
18. *Markovitz H.* Portfolio selection // Journal of finance. 1952. V. 5 (March). P. 77–91.
19. *Первозванский А. А., Первозванская Т. Н.* Финансовый рынок: расчет и риск. М.: Инфра-М, 1996. 172 с.