

КРИЗИС ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ И ПРОБЛЕМЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ МЕЗОМАСШТАБНЫХ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКИХ СИСТЕМ

Каганович И.З., Крысанова В.П.

(Таллинн)

Представлен концептуальный подход к экономике природопользования в период его глобального кризиса, развиваемый на примере компьютерного моделирования взаимодействий между обществом и природной средой на территории среднего масштаба. Модельными объектами служат главным образом относительно крупные водосборные бассейны. В цели такого анализа входит определение способов функционирования эколого-экономических систем в интересах их самоподдерживающегося развития (sustainable development).

1. КРИЗИС ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

Природные экосистемы, благодаря устойчивости пищевых сетей, сложившихся в процессе длительной эволюции, относительно стабильны во времени — обладают способностью противостоять в известных пределах изменениям внешних условий и резким колебаниям плотности популяций. Человечество, которое посредством индустриализации природопользования сделало пищей для себя всю окружающую природную среду, как будто устранило зависимость своей численности от внешних факторов. Исчерпание лучших запасов материалов и энергии не только не тормозит развитие производства, но стимулирует поиск новых путей эксплуатации природы. Научно-технические достижения XX в. породили иллюзию неограниченности ресурсно-энергетического потенциала для производства потребительских благ и вооружений и создали почву для широкого распространения в науке и обыденном сознании современной версии антропоцентрических воззрений, согласно которой человек — не только природное, но и надприродное существо, способное преобразовать биосферу в сферу Разума — ноосферу. Действительность, однако, дает больше оснований считать современную цивилизацию мусорной: 96–98% добываемого сырья выбрасывается в окружающую среду в виде отходов производства и потребления [1]. С развитием разнообразных химических технологий резко возрастает количество трудноокисляемого органического мусора, накапливаемого в геосферах. Его выбросы удваиваются каждые 6–8 лет. В настоящее время мусор антропогенного происхождения оценивается в 10^{12} т, что лишь вдвое меньше общей массы живых организмов в биосфере (тогда как биомасса человечества не превышает 0,01% веса живого вещества) [2, с. 136]. Радикальные изменения биогенных циклов (особенно азота и фосфора) в результате интенсификации сельского хозяйства и индустриализации привели к резкому увеличению выноса биогенов в континентальные воды. По сравнению с началом века содержание фосфора в воде увеличилось в 40 раз [3]. Такова область, в которой активность Homo sapiens сравнялась с активностью биосферы. При всем том индикаторы-регуляторы хозяйственной деятельности характеризуют экономику индустриально развитых стран как высокоэффективную, что свидетельствует о чудовищной недооценке природно-экологического фактора со стороны общества.

При бесплатности или дешевизне природных ресурсов и экологических благ направление развития техники и технологии определяется почти исключительно интересами экономии трудовых и капитальных затрат для получения максимального производственного эффекта. Сколь бы ни были ограничены природные запасы, с ними в таком

случае обращаются как с неисчерпаемыми или чрезвычайно крупными. Преимущество получают технологические способы, которые предполагают интенсивную и безотлагательную эксплуатацию лучшей части природных ресурсов, не считаясь с высоким уровнем их потерь и загрязнением окружающей среды.

В отсутствие частнособственнических отношений в природопользовании социально-экономические интересы производителей сосредоточиваются на текущих потребностях, теряется стимул к поддержанию высокой эффективности эксплуатации природных ресурсов на протяжении длительного времени. Но и в условиях капиталистической экономики при существующих уровнях и соотношениях мировых цен на продукцию и первичное сырье критерии отбора технологических вариантов высокочувствительны к их трудо- и капиталоемкости, но недостаточно чувствительны к природоемкости.

Из-за большой инерционности биосферных процессов последствия антропогенных воздействий на них могут проявиться спустя длительное время, в неожиданных местах и притом вне прямой связи с первичной, поэтому сформировавшаяся в основном в доэкологическую эпоху мировая экономическая система не адаптирована к катастрофическому состоянию геосфер. В ней отсутствует механизм обратных временных связей, который ставил бы экономические результаты в зависимость от отдаленных последствий природопользования и ориентировал инновационную деятельность на предотвращение экологических возмущений в будущем. Между тем в настоящее время именно природный капитал* становится лимитирующим фактором экономического развития [4].

Важную роль в противодействии слепой техноэкспансии может сыграть экономический механизм, способный отбраковывать технологии, которые несут угрозу экологической стабильности в близком или отдаленном будущем. Как свидетельствует мировой опыт, рыночный механизм гораздо эффективнее в реализации природоохранных целей, нежели административный. В развитых капиталистических странах природоохранная деятельность, первоначально носившая по преимуществу командно-контрольный характер (установление стандартов качества среды, правил контроля за их соблюдением и санкций за нарушение), все более приобретает типичные черты современного рыночного хозяйствования, ориентированного на сочетание равновесного ценообразования и государственного регулирования [5, 6]. Идет процесс формирования рынка экологических услуг, включая торговлю лицензиями и лимитами на загрязнение окружающей среды, разнообразными средствами экологической защиты, поддержания и восстановления природно-ресурсного потенциала территории.

Экономический механизм охраны окружающей среды даже в наиболее успешных формах не выводит природопользование за пределы повсеместно господствующего ресурсного подхода к природному потенциалу, когда последнему отводится роль одного из факторов производства, а экосистемные связи игнорируются. Утилитарное отношение к природе, типичное для антропоцентризма, обрекает современную цивилизацию на угасание в не столь отдаленной перспективе [7, 8].

2. ОТ ЗАЩИТЫ ПРИРОДЫ К САМОПОДДЕРЖИВАЮЩЕМУСЯ РАЗВИТИЮ

Благодаря осознанию широкой общественностью угрозы экологической катастрофы, в развитых странах намечились признаки изменения парадигмы природопользования: параметры состояния окружающей среды из разряда условий, ограничивающих степень и скорость достижения традиционных жизненных целей, начинают трансформироваться в основополагающие целевые ориентиры. На передний план общественных интересов выходит проблема выживания человечества. Всеобщее признание идеологии выживания, ее укоренение в массовом сознании могут перестроить индивидуальные и соци-

*Его образует совокупность природных форм, от которых прямо или косвенно зависит биологическая и хозяйственная жизнедеятельность людей. К природному капиталу относятся, например, атмосфера, почвенный покров, запасы полезных ископаемых, леса, популяции рыб и т.п.

альные функции предпочтения, распространить их на экологические блага и услуги (элементы природной среды и природоохранные мероприятия), сделать сопоставимыми в умах и на рынке естественные и искусственные полезности*. Экологическим благам предстоит сделаться товарами первой необходимости и конкурентоспособными, в частности, по отношению к новинкам бытовой техники и предметам роскоши и это ознаменует переориентацию общественного сознания на идеологию выживания и эгоцентризма (биоцентризма) [9, 10]. Шанс на выживание появится, если охрана и воссоздание природы станут для бизнеса предприятием более выгодным, чем ее эксплуатация.

Укоренение идеологии эгоцентризма предполагает изменение концепции экономического ущерба от загрязнения окружающей среды. Общепринятая концепция отвечает господствующему антропоцентрическому подходу: ущерб эквивалентен затратам на предотвращение и на компенсацию воздействия экологических нарушений на людей и имущество. Предпринимаются попытки строить оценки ассимиляционного потенциала природных сред, исходя из предельных величин ущерба от их загрязнения или из предельных природоохранных затрат [11]. Оценки, построенные по затратной схеме, обычно существенно занижены: ценность утрачиваемых природных благ заведомо выше прямых экономических потерь. Эгоцентризм перевел бы эту проблему вследствие загрязнения среды в совершенно иную плоскость: признаком ущерба стало бы нарушение жизнедеятельности биоценозов. В конечном итоге предотвращение их угнетения наиболее полно отвечает коренным и долговременным интересам людей. Во-первых, состояние флоры и фауны — индикатор потенциально опасных для человека изменений химического состава индосфер. Во-вторых, ввиду взаимосвязей всех элементов биоты нарушение в одном ее звене неминуемо скажется на всей системе, в частности на людях.

С позиции эгоцентризма технология вредна, если она меняет *status quo* природной среды, а полные экологические затраты выражаются бесконечно большой величиной, как бесконечно велика полезность сокращающихся природных запасов и ассимиляционного потенциала, поэтому и потеря оплачивается в соответствии с уровнем экологического сознания общества и его способностью поступаться сиюминутными нуждами ради будущих. Равнодействующая разновременных и разнохарактерных интересов и отвечающее ей соотношение цен на природные блага и продукты производства формируются на коммерческой основе, в частности при посредстве кредитно-торговых операций на рынке экологических благ и услуг, соглашений между собственниками и пользователями природных ресурсов, конкурсов технических проектов.

С утверждением эгоцентризма будет расти спрос на экологические блага и на экологически безопасную продукцию, а тем самым их конкурентоспособность. Экономические санкции ведут к удорожанию и вытеснению с рынка продукции, выработка которой сопровождается эмиссией загрязнителей. Таким путем научно-техническое развитие направляется в сторону формирования техносферы, адаптированной к естественным кругооборотам энергии и вещества.

Трансформация и расширение рыночного пространства как реакция на экологические катаклизмы отмечены не только распространением его на природные блага и признанием их самоценности: новый характер приобретает и временная координата рыночного макромира. Если экономическая шкала предпочтений во времени, относящаяся к процессу накопления капитала, такова, что будущие блага оцениваются ниже, чем нынешние, то применительно к истощению природного капитала направление этой шкалы чаще всего меняется на противоположное: ценность невозобновимых благ со временем растет.

Первый и наиболее значительный шаг к переоценке роли фактора времени в экономике природопользования сделал Г. Хотеллинг [12], который представил цену на ис-

*В ряде стран дикорастущие цветы собирать не полагается: они под охраной этических норм. Но распространению и закреплению последних в свое время в немалой степени содействовала система экономических и юридических санкций, направленных на охрану природы.

черпаемый ресурс как возрастающую функцию времени

$$g(t) = g(0)e^{\lambda t}, \quad (1)$$

где $g(0)$ и $g(t)$ — цена ресурса в начале и в момент t ; λ — норма процента. Сравним (1) со стандартной формулой дисконтированной цены $h(t)$ на воспроизводимые товары

$$h(t) = h(0)e^{-\rho t}. \quad (2)$$

Если исходить из того, что параметр ρ (норма дисконта) в убывающей экспоненте $e^{-\rho t}$ — положительная величина, то при соответствующей интерпретации возрастающей экспоненты $e^{\lambda t}$ в (1) λ — величина отрицательная, т.е. играет роль дисконта времени для истощающегося природного капитала (здесь $g(t) = g(0)e^{-\lambda t}$, где $\lambda < 0$). Вообще говоря, при дисконтировании последнего нужно считаться с двумя противоположно направленными влияниями: во-первых, с тем, что предпочтение природных благ со временем растет в соответствии с (1); во-вторых (в случае их денежного измерения), с обесценением денежной единицы как более предпочтительной в настоящем, чем в будущем. Отсюда дисконтирующая функция

$$e^{-\lambda t}e^{-\rho t} = e^{-(\lambda+\rho)t}, \quad \lambda < 0, \quad (3)$$

которая в интервале $[0, T]$ является взвешивающей в выражении интегрального расхода (истощения) природного капитала

$$R = \int_0^T e^{-(\lambda+\rho)t} r(t) dt, \quad (4)$$

где $r(t)$ — скорость истощения.

Важно отметить, что Г. Хотеллинг рассматривал процесс истощения в чистом виде, абстрагируясь от динамики затрат на добычу полезного ископаемого, очередности отработки участков месторождения и количества ранее извлеченного запаса. Как видим, это обобщение позволило получить процедуру внешнего дисконтирования невозобновимого природного капитала, которая, по определению, не должна зависеть от того, меняются или нет условия природопользования, растут при этом производственные затраты или остаются постоянными. Последователи Г. Хотеллинга, стремясь учесть в анализе истощения реальные условия использования запасов минерального сырья, сосредоточили внимание на процессе удорожания добычи по мере отработки месторождения и на зависимости затрат от количества ранее извлеченных запасов [13–16]*. В результате были выявлены и изучены динамические рентные эффекты, обобщенные понятием ренты за истощение или динамической ренты (см. [10, 15, 16]). Рента за истощение экономически уравнивает условия эксплуатации разнокачественных участков конкретного месторождения, дифференцированных во времени (а не в пространстве, как при статическом рентообразовании) и находящихся в монопольном владении. Напротив, шкала предпочтений во времени относится ко всем формам природного капитала, в том числе коллективного распоряжения, поэтому процедура дисконтирования, в данном случае с поправкой на отрицательный дисконт, как в (3), имеет универсальное значение.

В качестве макроэкономического параметра, не привязанного к конкретным видам природного капитала, отрицательный дисконт времени оказался эндогенным для динамической модели леонтьевского типа с межвременными обратными связями и был выведен из свойств этой модели (см. [17–19]).

По Г. Хотеллингу дисконтированная цена (1) на исчерпаемый ресурс при прочих равных условиях остается стабильной на протяжении всего периода эксплуатации его источника, что имеет место, если $e^{-(\lambda+\rho)t} = 1$, т.е. при $|\lambda| = \rho$. В дискретном случае, при $t = 0, 1, 2, \dots$, например, когда счет времени ведется в годах, условием посто-

*В связи с этим некоторые авторы расценивают абстрагирование от динамики затрат на природопользование всего лишь как упрощающее предположение [15, 16].

яинства этой цены является

$$(1 + \alpha)(1 + \gamma) = 1, \quad (5)$$

где $\alpha > 0$ — годовая трудокапитальная норма дисконта; $\gamma < 0$ — ресурсно-экологическая. Условие (5) соответствует положению, когда интересам экономии трудокапитальных и природных ресурсов придается одинаковое значение. В [10] рассматривается также ситуация, когда приоритет отдается целям природосбережения. Тогда $(1 + \alpha) \times X(1 + \gamma) < 1$, т.е. дисконтированная цена исчерпаемого ресурса со временем растет (при прочих равных условиях), что равносильно убыточности природопользования, если оно так или иначе истощает природный капитал. Только когда любая потеря природного вещества приведет к убытку, можно рассчитывать на переход к самоподдерживающемуся развитию эколого-экономических систем. Под самоподдерживающимся развитием понимается отношение между динамическими системами, социально-экономическими и медленнее изменяющимися экологическими, которое обеспечивает прогресс человеческих сообществ, но такой, что его влияние на природу остается в границах, полностью совместимых с разнообразием, сложностью и способами функционирования экологических систем. Возникновение и распространение идеи указанного развития (см., например, [4, 20]) является откликом на кризисную экологическую ситуацию и на процессы экономической адаптации к ней.

Взаимозависимость экологических и экономических систем и возможности их самоподдерживающегося развития могут быть проанализированы средствами компьютерного моделирования. На мезомасштабном уровне эколого-экономическое взаимодействие изучается, в частности, для территорий относительно больших речных бассейнов. Ниже излагается наш опыт системного анализа и имитационного моделирования в этой области.

3. ВОДОСБОРНЫЙ БАССЕЙН КАК ОБЪЕКТ МОДЕЛИРОВАНИЯ

Главная цель моделирования водобсоров обычно состоит в том, чтобы оценить прямое и косвенное влияние человеческой деятельности на экосистему водоема. Ускоренная эвтрофикация озер и мелководных заливов является в настоящее время проблемой глобального значения*. Происходит также окисление озер в результате воздушного переноса загрязняющих веществ на большие расстояния (например, озер в Швеции). В ряде случаев смыв токсичных веществ может представлять угрозу функционированию водной экосистемы. Если проблема порождена глобальными факторами, внешними по отношению к водосборному бассейну (такими, как перенос SO_2), ее нельзя решить посредством водосборного моделирования. Во всех остальных случаях оно служит инструментом управления эколого-экономической системой водосбора. В более общем смысле может исследоваться антропогенное воздействие на различные экологические системы водосбора — главный водоем и малые озера, переувлажненные земли, леса, — а также продуктивная способность возобновимых ресурсов и стратегия природопользования.

Водосборный бассейн имеет вполне определенные естественные границы, часто не совпадающие с административными или государственными. Иногда государственные границы могут служить барьерами на пути экологически обоснованного управления ресурсами. Значимость открытых границ для самоподдерживающегося развития в регионе Балтийского моря подчеркнута в [21]. Как вместилище круговорота воды с измеримыми входами и выходами водосбор обладает необходимыми характеристиками системы, так что системный анализ и имитационное моделирование являются адекватными и эффективными методами изучения этого объекта.

*Эвтрофикация — накопление в водоемах питательных веществ (главным образом минерального азота и фосфора), порожденное их избыточным поступлением (смывом) от источников загрязнения на водосборе. Негативные последствия эвтрофикации состоят в "цветении водоемов" микроскопическими водорослями, неблагоприятных кислородных условиях, уменьшении рыбных запасов и уловов (особенно ценных видов рыб).

Хотя моделирование небольших водосборов несомненно проще и процессы в них могут быть исследованы с повышенной точностью, эколого-экономический подход более приемлем для относительно больших водосборных бассейнов (площадью от 1 до 20 тыс. км²). Как правило, они включают ценные экологические (озера, переувлажненные земли, наземные экосистемы) и важные экономические системы (сельское хозяйство, рыбная, лесная промышленность). Именно поэтому их интегрированный анализ представляет большой интерес. Речной бассейн, будучи средоточием разнообразных экосистем и видов человеческой деятельности, является подходящей системой для решения вопроса о емкости природной среды по отношению к антропогенным воздействиям. Значимость пресных озер и мелководных морских заливов для рыбоводства, водоснабжения, рекреации и формирования микроклимата связана с регулированием водного режима и поддержанием биологического разнообразия. Главный водоем — центральный объект на водосборе и потому вбирает в себя потоки воды и вещества и аккумулирует все разнообразие загрязняющих веществ, попадающих на водосбор.

В настоящее время большое внимание привлечено к роли переувлажненных земель как биогенных фильтров ландшафта. Кроме того, они важны как местообитание ценных видов флоры и фауны. В то же время переувлажненные земли относятся к наиболее уязвимым и пострадавшим экосистемам в мире. Интенсификация сельского и лесного хозяйства в XX в., особенно в развитых странах, привела к обширному осушению переувлажненных земель и увеличению за их счет площади обрабатываемых земель. Так, в Дании и Швеции за последние десятилетия осушено около 90% всей площади переувлажненных земель. Это уменьшило фильтрационную способность речных бассейнов и увеличило биогенную нагрузку на водоемы. С экономической точки зрения переувлажненные земли являются весьма эффективным и экономичным средством уменьшения нагрузки на озера, поэтому проблема защиты переувлажненных земель в тех странах, где они еще имеются, и восстановление (вплоть до создания искусственных переувлажненных земель) в других странах становится весьма актуальной. Хотя в последнее время прилагается много усилий для изучения факторов, влияющих на фильтрационную способность переувлажненных земель, полученные сведения требуют систематизации и проверки, которую можно осуществить в рамках водосборного моделирования.

Экономическая деятельность на водосборе может быть проанализирована на уровне отраслей, которые являются потребителями невозобновимых и возобновимых ресурсов и производителями загрязняющих веществ. Существует высокая степень взаимозависимости между экономическими и экологическими системами водосбора (рис. 1): экологически здоровые реки и озера необходимы для рыбоводства, плодородные почвы и удовлетворительный водный режим — для сельского хозяйства, чистый воздух — для роста лесов. Но промышленные отходы и загрязняющие вещества влияют на состояние экосистем.

Важен анализ водосбора в исторической ретроспективе — для сравнения способов управления в прошлом и настоящем, а также для оценки скорости некоторых процессов. Веками во главу угла ставились текущие нужды, а экологическая значимость рек и водоемов игнорировалась. Реки рассматривались всего лишь как транспортные линии и вместилища отходов. Они выпрямлялись и углублялись, растительность с их берегов удалялась. В европейских странах огромное количество малых рек исчезло за последние десятилетия. К переувлажненным землям относились как к бесполезным. Негативные последствия этого стали очевидны лишь теперь.

Выработано немало подходов к моделированию водосборов для описания процессов управления и планирования [22–24]. Модели варьируют от простых эмпирических, основанных на регрессионном анализе, до дискретных и непрерывных имитационных. Модели управления и планирования наиболее часто используются для увязки целей повышения сельскохозяйственной продукции и охраны окружающей среды. Обзор методологических аспектов водосборного моделирования сделан в [25]. В [9] предложена агрегированная модель для анализа региональной полукрытой системы, развитие которой представлено в виде чередования фаз: рост — пик — снижение — стаби-

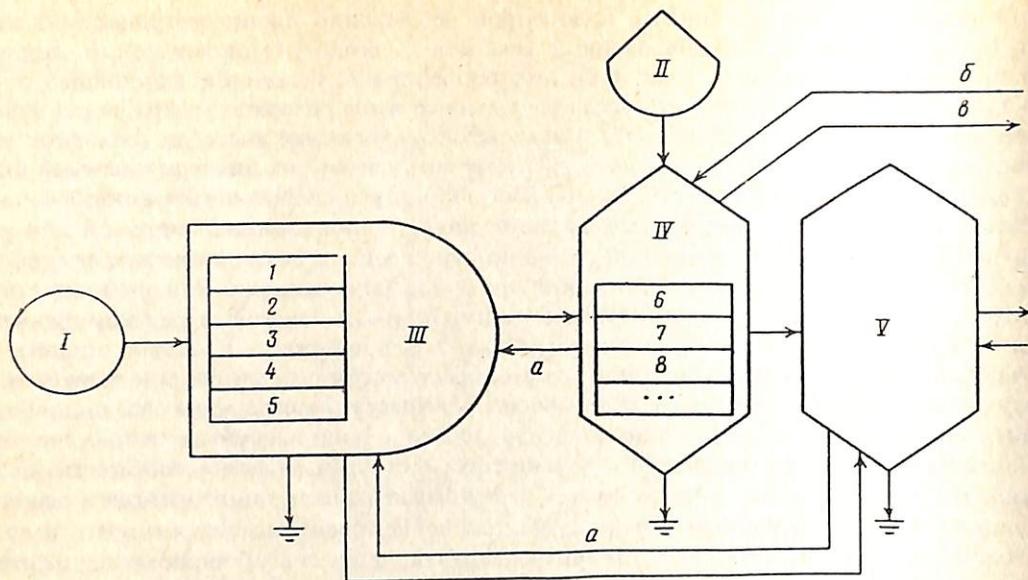


Рис. 1. Взаимосвязи экологических и экономических систем на водосборе: I – солнечная энергия; II – невозобновимые ресурсы; III – экологические системы; IV – экономические системы; V – население; 1 – озера; 2 – леса; 3 – переувлажненные земли; 4 – реки; 5 – поля; 6 – сельское хозяйство; 7 – промышленность; 8 – лесное хозяйство; а – отходы, загрязнители; б – импорт; в – экспорт

лизация. Показано, что запас невозобновимых ресурсов явно определяет природу фаз роста и пика, а долговременное поддержание фазы стабилизации строго зависит от продуктивной способности возобновимых ресурсов [9, 26]. Поскольку речной бассейн можно считать полуоткрытой системой, этот вывод относится и к нему.

Компьютерный эколого-экономический анализ должен не только выявить и оценить антропогенное воздействие на функционирование природных экосистем (одна из целей экологического моделирования), потребление возобновимых и невозобновимых ресурсов и "производство" отходов (что можно сделать с помощью экономических моделей), но усилить интеграцию методов и способов моделирования. В [27] поставлен ряд актуальных вопросов эколого-экономического моделирования. Самый важный – об их способах. Представляется, что к настоящему времени определились такие подходы: 1) сопряжение экономических и экологических моделей региона на уровне вход – выход; 2) применение оптимизационных моделей природопользования; 3) моделирование водосборной нагрузки имитационными методами, завершаемое анализом затрат – эффективности.

Сопряжение экономических и экологических моделей при анализе системы водосбора может быть весьма продуктивным. При этом экономические модели приложимы к проблемам использования природных ресурсов (водных, земельных, энергетических, минеральных и т.д.), а на экологических моделях оценивается влияние человеческой деятельности на природу и определяются ограничители экономического развития. Примером может служить исследование острова Готланд, включая моделирование сельского хозяйства, энергетики и качества воды [28]. Хотя это и не водосборное моделирование, но подобный подход вполне применим к относительно большим водосборам. Для острова Готланд был проведен энергетический анализ экономических и природных систем. Модели леонтьевского типа применялись для оценки суммарного "производства" отходов хозяйственной деятельности и загрязняющих веществ. Данные о последних служили входными параметрами экологических имитационных подмоделей. Результаты моделирования качества воды затем вводились в оптимизационную модель как экологические ограничители на потребление ресурсов и выброс загрязнителей. На осно-

ве оптимизационных расчетов были выработаны рекомендации в области региональной экономики, направленные на противостояние деградации окружающей среды. Уместно назвать также выполненные ранее работы по моделированию качества воды в низовьях реки Дон [29], по эколого-экономическому анализу проблем Байкальского региона [30] и по моделированию атмосфероохранных стратегий для мезомасштабных регионов [31].

Как на пример оптимизационного подхода сошлемся на серию наших исследований природопользования в северо-восточной Эстонии, являющейся зоной большой экологической опасности [32–34]. Работа ориентирована на решение практических вопросов в основном дискуссионного характера. В частности, требовалось установить и оценить конечные для всей системы экономические и экологические характеристики предлагаемых вариантов развития; величину энергетических мощностей при разных вариантах их размещения в данном районе, не приводящую к превышению допустимой концентрации загрязнителей в населенных пунктах; возможные последствия реализации промышленных программ для сельского хозяйства региона и природной среды. Производственные факторы и технологические способы анализировались под углом зрения межотраслевых проблем и связей в промышленном комплексе, районных (инфраструктура, трудовые ресурсы), природных и экологических факторов (естественные ресурсы, загрязнение среды, стоимость очистки, потеря сельскохозяйственных угодий). Регионально-экологический аспект представлен характеристиками природных ресурсов и других элементов среды, вовлекаемых в производственную деятельность. Изучена экологическая обстановка, составлены карты загрязнения среды разными компонентами промышленных выбросов, получены данные существующего фона загрязнения в городах, образованы информационные массивы. Многовариантные оптимизационные расчеты проведены в диалоговом режиме на основании интервально заданной информации. Модель построена по типу динамической модели Канторовича [35]. Последние ее версии ориентированы на стимулирование природопользования, которое бы отвечало режиму самоподдерживающегося развития экологических систем [10]. Для этого в модели сопоставляются интегральный доход от производственной деятельности и расход природного капитала с учетом дисконта.

4. ИМИТАЦИОННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ВОДОСБОРНОЙ НАГРУЗКИ

Водосборная нагрузка в концентрированном виде выражает влияние человеческой деятельности на окружающую среду в масштабах водосбора. Наиболее часто изучается биогенная (азотная и фосфорная) нагрузка, увеличение которой ведет к ускорению эвтрофикации. Основное внимание уделяется циклам биогенных веществ и поиску путей восстановления естественных циклов, антропогенным воздействиям и поиску возможностей их минимизации (см., например, [36]).

Наш опыт основан на моделировании двух больших водосборных бассейнов в Эстонии — сельскохозяйственного водосбора залива Матсалу и эстонской части водосбора Чудско-Псковского озера [23, 24, 37]. Имитационное моделирование биогенных потоков на водосборе позволяет выявить пространственно-временную динамику биогенной нагрузки на водоем и на ее основе построить эффективную стратегию контроля эвтрофикации, основанную на снижении суммарной нагрузки.

Можно выделить следующие этапы моделирования формирования биогенной нагрузки на водосборе: пространственная дезинтеграция водосбора; создание базы данных; идентификация основных источников биогенной нагрузки; оценка точечных и неточечных источников загрязнения*; расчет коэффициентов задержания биогенов для подводосборов; определение критической нагрузки на водоем; анализ экономической деятельности; построение модельных сценариев и анализ затрат—эффективности.

В ходе решения этих вопросов выявляются пространственно-временная динамика

*Точечному источнику соответствует точка на местности, откуда исходит загрязнение, например труба городских сточных вод, неточечному — площадь, скажем, удобренное поле.

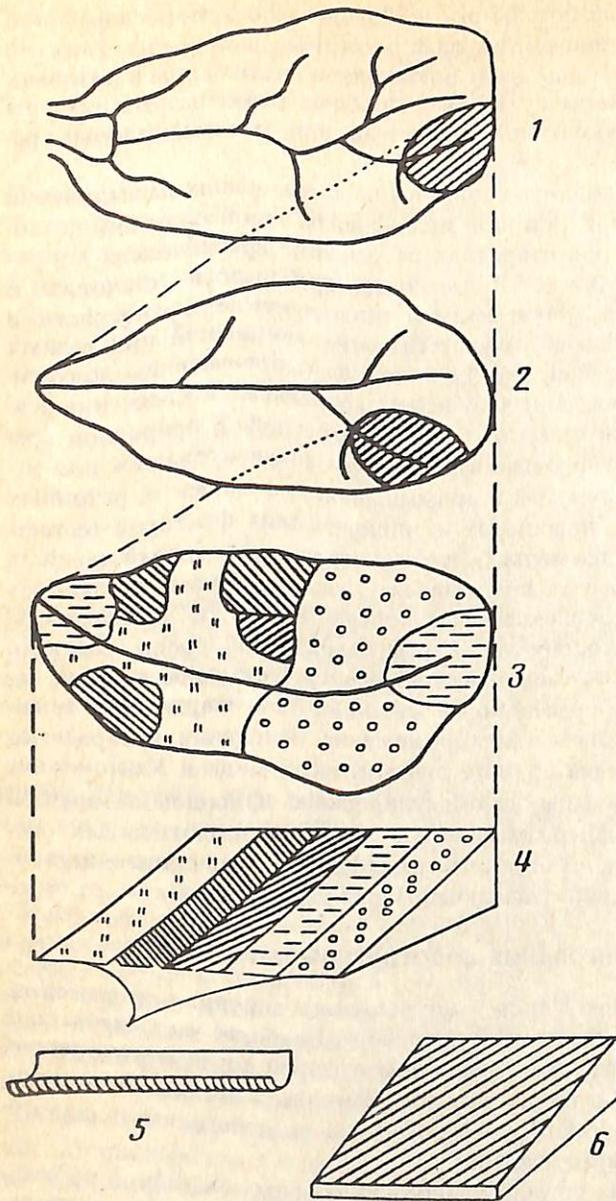


Рис. 2. Дезагрегация водосборного бассейна до модельных объектов: 1 – весь водосбор; 2 – малый подводосбор; 3 – элементарный водосбор и его землепользование; 4 – элементарный ареал загрязнения; 5 – отрезок речной системы на элементарном водосборе; 6 – моделируемая ячейка элементарного ареала загрязнения

нагрузки и возможности ее уменьшения. При моделировании на компьютерах типа *IBM PC AT* был использован язык *C* и элементы геоинформационного подхода для обработки данных и графического представления результатов.

Осветим более подробно содержание этапов имитационного моделирования водосбора. Решение проблемы пространственной дезинтеграции территории водосбора на ареалы, к которым могут быть применены точечные модели, в большой степени зависит от доступности и репрезентативности территориальной информации. Главная цель разделения бассейна на более мелкие части – достижение гомогенности основных природных и антропогенных факторов в ячейках. При моделировании выноса биогенов как процесса гидрологической природы ориентиром для разделения территории следует считать сеть водоразделов – элементарных водосборов. Каждый из них имеет свою структуру землепользования, в которой выделяются пашня, сенокосы, леса, болота низинные и верховые, застроенные территории. Поскольку вынос биогенов существенно зависит от распаханности водосбора, а применение удобрений сильно

влияет на геохимический баланс агроландшафтов, главное внимание при моделировании уделяется обрабатываемым площадям элементарного водосбора. Таким образом, выделяя однородные в почвенном и агротехническом отношении сельскохозяйственные земли на элементарном водосборе, получим разделение его на элементарные ареалы загрязнения (рис. 2), которые уже пригодны для описания точечной моделью.

Следующий этап — сбор данных, проверка их достоверности и пополнение базы данных. Основные блоки — информация о стоке и качестве воды и об экономической деятельности. Частота гидрохимических измерений зависит от сезонной вариации стока. Для распределения суммарной нагрузки по источникам необходимо также оценить годовую нагрузку от подводосборов, для чего обычно проводят линейную интерполяцию измерений качества воды. Сведения об экономической деятельности на водосборе включают информацию о землепользовании, о количестве населения в городах, емкости и состоянии очистных сооружений в городах и на промышленных предприятиях, количестве животных на фермах и состоянии навозохранилищ.

Вся информация помещается в базу данных в соответствии с выбранной территориальной структурой. Из предварительного анализа этих данных обычно выявляются основные источники биогенного загрязнения на водосборе. Потенциально ими являются: очистные сооружения, промышленность (особенно пищевая), животноводческие фермы, сельскохозяйственные поля, естественные угодья — леса, луга, пастбища, атмосферное осаждение.

Традиционно оценка источников загрязнения проводилась только для точечных источников. Одна из причин этого — крайняя сложность получения достоверной оценки неточечных источников загрязнения. Между тем в результате значительного роста использования минеральных удобрений в течение последних десятилетий смыв биогенов с обрабатываемых земель значительно вырос. Часто это является главным источником биогенной нагрузки на водосборе. Известно, например, что, несмотря на вполне удовлетворительную очистку сточных вод от фосфора в таких странах, как Швеция и Дания, суммарную фосфорную нагрузку пока не удалось снизить до желаемого уровня именно из-за недостаточности мер, относящихся к неточечным источникам. Возрастающая важность неточечных источников загрязнения переключила внимание исследователей на них. Для оценки нагрузки от неточечных источников предлагается метод непрямых измерений, основанный на концепции нагрузки с единицы площади [25] или подобной концепции нагрузки от элементарного ареала загрязнения [24].

При моделировании необходимо учитывать задержание биогенов на водосборе или так называемый транспортный фактор. Особенно существенно задержание биогенов в малых озерах, прудах и переувлажненных землях в устьях рек. Эти земли могут действовать как фильтры между ландшафтом и поверхностными водами. Именно поэтому суммарная нагрузка в устье главной реки не является просто алгебраической суммой нагрузки от ряда источников. Посредством имитационного моделирования достигается более углубленное понимание процесса задержания биогенов на водосборе. Механизм смыва с сельскохозяйственных полей биогенов в растворенном виде и в виде так называемого "твердого стока" (вследствие эрозии) различны и потому должны рассчитываться отдельно. Например, суммарная нагрузка растворенного фосфора, F , вычисляется так

$$F = \sum_i \sum_j a_{ij} b_i + \sum_i \sum_k d_{ik} l_{ik} c_i,$$

где i — номер подводосбора; j — номер точечного источника; k — номер типа землепользования; a_{ij} — потери фосфора в растворенном виде от точечного источника j на подводосборе i ; b_i — транспортный фактор для точечных источников подводосбора i ; d_{ik} — площадь территории землепользователя типа k на подводосборе i ; l_{ik} — нагрузка растворенного фосфора с единицы площади для типа землепользования k подводосбора i ; c_i — транспортный фактор на подводосборе i для неточечных источников.

В результате модельных расчетов получаем распределение нагрузки по территории и источникам. Далее на базе анализа экономической деятельности на водосборе вы-

являются наиболее эффективные меры уменьшения нагрузки от основных источников. Анализируются как различные мероприятия в сельском хозяйстве, так и возможности увеличения емкости, улучшения состояния и дополнительного строительства очистных сооружений. В ряде случаев восстановление переувлажненных земель может оказаться весьма эффективным. Синтез модельных сценариев с учетом мер по уменьшению нагрузки и анализа экономической деятельности позволяет определить для ряда мероприятий экологическую эффективность (уменьшение нагрузки на водоем) и измерить удельную стоимость снижения нагрузки на единицу ее веса или так называемую эколого-экономическую эффективность. Модельные расчеты и анализ дают возможность предсказать изменения общей биогенной нагрузки в результате применения различных управляющих воздействий и построить оптимальную стратегию контроля эвтрофикации. Так, результаты моделирования водосбора залива Матсалу подтвердили, что при неточечном загрязнении (оно здесь превалирует) борьба с ним не может быть сведена к устранению какой-либо одной причины. Расчеты модельных сценариев помогли найти такой комплекс мероприятий, который существенно снижает биогенную нагрузку. Было показано, что в рамках принятой в настоящее время в сельском хозяйстве технологической схемы и при сохранении доз удобрений вполне реально уменьшить биогенную нагрузку на 25%. Анализ динамики смыва биогенов свидетельствует о том, что в условиях водосбора Матсалу подавляющая часть выносимых биогенов проходит по руслу во время паводков в очень короткие сроки и биологической трансформации почти не подвергается. Поэтому меры в сельском хозяйстве необходимы на всей территории, а не только в малой окрестности акватории залива. Кроме того, существенному улучшению его состояния может способствовать выкашивание тростников в летнее время. В целом результаты моделирования подтвердили безотлагательность применения мер для спасения такого уникального природного объекта, каким является залив Матсалу.

Эстонская часть водосбора Чудско-Псковского озера подвергается воздействию как точечных, так и неточечных источников фосфорного загрязнения. В результате имитационного моделирования было получено распределение суммарной нагрузки на озеро по источникам и территории водосбора, что необходимо для определения экономических оценок и выработки конкретных мероприятий. Расчет эколого-экономической эффективности различных мер позволил предложить такой их набор, первоочередная реализация которого сможет снизить биогенную нагрузку до уровня, ниже критического.

Оптимальная стратегия борьбы с эвтрофикацией включает как меры в сельском хозяйстве, так и реконструкцию и новое строительство очистных сооружений в городах. Было показано, что если со стороны водосбора р. Великой все останется без изменений, справиться с эвтрофикацией Чудско-Псковского озера будет невозможно.

Таким образом, имитационное моделирование выявляет тесную взаимозависимость экологических и экономических компонентов системы водосбора. Анализ результатов моделирования может быть полезен для выработки стратегии перехода к самоподдерживающемуся развитию больших водосборов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Яблоков В.В., Остроумов С.А. Уровни охраны живой природы. М.: Наука, 1985.
2. Печуркин Н.С. Энергия и жизнь. Новосибирск: Наука, 1988.
3. Коплан-Дикс И.С., Стравинская Е.А. Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука, 1980.
4. Costanza R. Assuring Sustainability of Ecological Economic Systems // Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability. N.Y., 1991.
5. Environmental Policies in East and West. L., 1987.
6. Палмизано Дж. Практические аспекты формирования рынка прав на загрязнение атмосферы в США // Экономика и мат. методы. 1992. Т. 28. Вып. 1.
7. Форрестер Дж. Мировая динамика. М.: Наука, 1978.
8. Коммонер Б. Замыкающийся круг. Природа, человек, технология. Л.: Гидрометеониздат, 1974.

9. Braat L.C., Steetskamp I. Ecological Economic Analysis for Regional Sustainable Development // Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability. N.Y., 1991.
10. Каганович И. Негативные последствия природопользования: экономический аспект // Изв. АН Эстонии. Гуманитарные и социальные науки. 1992. Т. 41. № 2.
11. Голуб А.А., Струкова Е.Б. К вопросу об экономической оценке ассимиляционного потенциала природной среды // Экономика и мат. методы. 1988. Т. XXIV. Вып. 3.
12. Hotelling H. The Economics of Exhaustible Resources // J. Political Economy. 1931. V. 39. № 2.
13. Levhari D., Liviatan N. Notes on Hotelling's Economics of Exhaustible Resources // Canad. J. Econ. 1977. V. 10. № 2.
14. Dasgupta P., Heal G. Economic Theory and Exhaustible Resources. Cambridge, 1979.
15. Голуб А.А. О динамической ренте в социалистической экономике // Экономика и мат. методы. 1989. Т. XXV. Вып. 3.
16. Китайгородский В.И., Котов В.В. Моделирование экономического развития с учетом замещения невозобновляемых энергетических ресурсов. М.: Наука, 1990.
17. Каганович И. Целенаправленность и фактор времени в природосберегающей экономике (по результатам анализа межвременных связей) // Изв. АН ЭССР. Т. 32. Обществ. науки. 1983. № 4.
18. Каганович И.З. Анализ межвременных связей в природосберегающей экономике // Экономика и мат. методы. 1989. Т. XXV. Вып. 3.
19. Каганович М. Экономическая динамика в леонтьевской модели с компенсацией остаточных ущербов // Изв. АН ЭССР. Т. 37. Физика. Математика. 1989. № 3.
20. Clark W.C., Munn R.E. Sustainable Development of the Biosphere. Cambridge, 1986.
21. Jansson A.-M. On the Significance of Open Boundaries for an Ecologically Sustainable Development of Human Societies // Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability. N.Y., 1991.
22. Heidke T.M., Auer M.T., Canale R.P. Microcomputers and Water Quality Models: Access for Decision Makers // J. Water Poll. Contr. Fed. 1986. V. 58. № 10.
23. Крысанова В., Луик Х. Имитационное моделирование системы "водосбор – река – морской залив". Таллинн: Валгус. 1989.
24. Krysanova V., Meiner A., Roosaare J., Vasilyev A. Simulation Modelling of the Coastal Waters Pollution from Agricultural Watershed // Ecol. Modelling. 1989. № 49.
25. Ryding S.-O., Rast W. The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs. Man and the Biosphere Series. V. 1. Paris. UNESCO, 1990.
26. Odum H.T. Systems Ecology: An Introduction. N.Y., 1983.
27. Costanza R., Daly H.E., Bartholomew J.A. Goals. Agenda and Policy Recommendations for Ecological Economics // Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability. N.Y., 1991.
28. Zucchetto J., Jansson A.-M. Resources and Society. A Systems Ecology Study of the Island of Gotland. Sweden. Springer-Verlag, 1985.
29. Горстко А.Б., Домбровский Ю.А., Сурков Ф.А. Модели управления эколого-экономическими системами. М.: Наука, 1984.
30. Айламазян А.К., Гурман В.И., Дроздовский Э.Е. Взаимодействие природы и хозяйства Байкальского региона. Новосибирск: Наука, 1981.
31. Литвин В.А. Многокритериальная автоматизированная региональная система моделирования атмосфероохранных стратегий. М.: Гидрометеоздат, 1988.
32. Каганович И.З. О комплексном анализе территориально-производственных проблем с учетом экологических факторов // Экономика и мат. методы. 1977. Т. XIII. Вып. 5.
33. Kaganovich I., Laur A., Maatägi A., Tenno K. Dialogue Analysis of Regional Production Programs // Angewandte Systemanalyse. 1982. V. 3. № 4.
34. Барабанер Н., Каганович И., Лаур А. Моделирование и анализ горнопромышленного природопользования (на примере сланцевого комплекса). Препри:т. Таллинн: Ин-т экономики АНЭстонии, 1990.
35. Канторович Л.В., Макаров В.Л. Оптимальные модели перспективного планирования // Применение математики в экономических исследованиях. Т. 3. М.: Мысль, 1965.
36. Кондратьев К.Я., Коплан-Дикс И.С. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод. Л.: Наука, 1988.
37. Крысанова В.П., Мейнер А.Ф., Роосааре Ю.М., Васильев А.А., Тенно К.А., Лаур А.А. Моделирование динамики и структуры формирования биогенной нагрузки на больших водосборах // Журн. общ. биологии. 1991. Т. 52. № 6.

Поступила в редакцию
29 VII 1992