

ВСЕСОЮЗНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ СИСТЕМНЫХ
ИССЛЕДОВАНИЙ

Крутько В.Н., Синельников С.Г., Хомяков П.М.

ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ НА ОСНОВЕ
МОДЕЛИ ДИНАМИКИ ЭКОСИСТЕМ

Препринт

Крутько В.Н., Синельников С.Г., Хомяков П.М. Экономическая оценка природных ресурсов на основе модели динамики экосистем. Препринт. — М.: Всесоюзный научно-исследовательский институт системных исследований, 1985.

В работе описаны экономические оценки природных ресурсов (земельных, растительных, водных) и здоровья населения. Оценки основываются на теории и методологии системы оптимального функционирования социалистической экономики и опираются на имитационную модель динамики экосистем.

Kroutko V.N., Sinelnikov S.G., Khomyakov P.M.

Economic estimation of natural resources on the basis of ecological system dynamics model. Preprint, M., Institute for System Studies, 1984.

The work describes economic estimations of natural resources (land, plant, water) and population health. The estimations are based on the theory and methodology of optimal functioning system of the socialist economy and rest upon the simulation model of ecological system dynamics.

Утверждено к печати Редакционным
советом Института

© ВНИИСИ, 1985

Содержание

Введение.....	4
I. Основы экономической оценки природных ресурсов.....	5
I.1. Сущность и цели оценки.....	5
I.2. Основные подходы к экономической оценке природных ресурсов.....	7
I.3. Учет фактора времени.....	8
2. Система оценок некоторых видов природных ресурсов.....	12
2.1. Замечания о практической оценке природных ресурсов.....	12
2.2. Экономическая оценка сельскохозяйственных земель.....	14
2.3. Экономическая оценка растительных ресурсов.....	16
2.3.1. Оценка лесов.....	16
2.3.2. Оценка степных ресурсов.....	20
2.4. Экономическая оценка водных ресурсов.....	20
3. Проблема экономического оценивания устойчивости экосистем.....	26
4. Экономическая оценка состояния здоровья населения.....	27
4.1. Специфика объема оценивания.....	27
4.2. Подходы к экономическому оцениванию здоровья населения.....	34
4.3. Оценка здоровья на основе имитационной модели процессов динамики здоровья населения.....	37
4.3.1. Краткая характеристика модели динамики здоровья.....	37
4.3.2. Экономическая оценка изменения состояния здоровья населения.....	39
Заключение.....	41
Литература.....	43

Введение

О необходимости совершенствования государственного управления и усиления контроля в области природопользования и охраны окружающей среды говорилось на XXVI съезде КПСС¹.

Наука о рациональном природопользовании является частью теории оптимального функционирования социалистической экономики. Под природопользованием следует понимать непосредственное и косвенное воздействие человека на окружающую среду в результате всей его деятельности [38]. Хозяйственная практика человечества приобрела такие масштабы, что породила экологическую проблему, являющуюся одной из глобальных проблем в наши дни. Экологическая проблема требует правильного и своевременного разрешения диалектического противоречия между стремлением общества к безграничному развитию и ограниченными возможностями природы для его обеспечения. Пути разрешения этого противоречия лежат в дальнейшем развитии общества, в том числе и науки. Как подчеркнул К.У. Черненко в докладе на июньском (1983г.) Пленуме ЦК КПСС "Мы настойчиво боремся за то, чтобы колоссальные возможности нашей экономики, науки, культуры, наши природные ресурсы использовались как можно полнее и эффективнее"².

"Весьма важная проблема - создание методов согласованного планирования научно-технических, экономических, социальных, экологических параметров, разрыв в которых приводит к возникновению отдельных диспропорций в народном хозяйстве" [42].

При принятии любого хозяйственного решения необходимо установить, является ли оно устойчивым относительно экологических последствий его реализации.

Буквально в последние годы стало уделяться внимание созданию научных методов прогнозирования последствий антропогенных воздействий на окружающую среду. Одним из таких методов является разработанная во ВНИИСИ ГКНТ и АН СССР система экологического прогноза [46, 47], основой которой служит имитационная модель динамики средообразующих факторов [23, 30, 41]. Подобные методы прогнозирования являются незаменимой составной частью процессов принятия решений.

¹ Материалы XXVI съезда КПСС. - М.: Политиздат, 1981, с. 184.

² Материалы июньского (1983г.) Пленума Центрального Комитета КПСС. - М.: Политиздат, 1983, с. 29.

Принятию хозяйственных решений (на любом уровне управленческой иерархии) должно предшествовать определение его характеристик, в том числе экономической - соотношения затрат и результатов в народном хозяйстве. Долгое время в советской экономической теории и практике природные ресурсы не имели экономической оценки. В настоящее время в теории преобладает мнение о том, что в социалистическом народном хозяйстве природные ресурсы обладают экономической оценкой, выражающей чистый эффект, получаемый в результате их оптимальной эксплуатации, а на практике осуществляется процесс все более широкого использования экономических оценок природных ресурсов. В условиях социалистического народного хозяйства природные ресурсы обладают экономической оценкой, выражающей чистый эффект, получаемый в результате их оптимальной эксплуатации.

I. Основы экономической оценки природных ресурсов

В современной экономической теории под природными ресурсами понимают такие качественно определенные природные факторы, которые используются (или могут быть использованы) в экономической деятельности общества и количество которых влияет на результат этой деятельности [28].

I.1. Сущность и цели экономической оценки природных ресурсов

Для оценки некоторого решения, то есть для определения его экономической эффективности, необходимо соизмерить все затраты на его осуществление и полученные результаты, в том числе затраты природных ресурсов в составе общих затрат и их влияние на природную среду в составе общих результатов. Основная цель экономической оценки природных ресурсов - это представление затрат природных ресурсов в виде сопоставимом с другими элементами затрат и результатов хозяйственной деятельности.

Соотношение экономических затрат и результатов является критерием принятия решений в сфере народного хозяйства. Говоря об экономическом критерии принятия решений, мы не отождествляем его с критерием общественного выбора, а имеем в виду либо то, что выбор экономически оптимального варианта развития должен производиться из множества социально-допустимых вариантов, то есть уровни достижения других социальных целей заданы

в виде ограничений, либо то, что экономический критерий является одной из компонент векторного критерия оптимальности общественной системы /это более общий случай, включающий предыдущий/. Решение в этом случае принимается в соответствии с некоторым правилом выбора, согласованным со стоящими перед обществом задачами и позволяющим сравнивать решения, характеризуемые неодинаковым уровнем достижения различных общественных целей /экономических, политических, культурных, научных и т.п./ Под таким правилом выбора будем понимать реальный механизм, позволяющий принимать решения. Этот механизм должен обеспечивать возможность учета предпочтений одного или группы компетентных лиц, принимающих решение (ЛПР), несущих полную ответственность за последствия своего выбора и отчетливо представляющих себе сложившуюся систему общественных предпочтений. Задача обеспечения научно обоснованного выбора решения состоит в предоставлении ЛПР необходимой информации о параметрах управления, о характеристиках (последствиях) решения и требованиях к ним и в организации конкретной процедуры принятия решения. Таким образом, информацию для построения решающего правила можно получить с помощью выявления предпочтения ЛПР. В этой связи необходимость экономической оценки решения наряду с другими его характеристиками очевидна.

Экономической оценкой ресурса в широком смысле слова следует называть максимально возможный народнохозяйственный эффект за период эксплуатации ресурса с учетом фактора времени [14,15], то есть эффект при оптимальном использовании ресурса. Однако при определении этой максимальной оценки возникает задача сравнения между собой эффектов от использования ресурса при различных допустимых способах его эксплуатации. Как же следует называть оценки сравниваемых хозяйственных мероприятий в условиях, определяемых наличием данного природного ресурса? Ведь для поиска мероприятий, которое войдет в оптимальный план и которое обладает максимальной общественной полезностью, требуется сравнить соотношение результатов и затрат при допустимых решениях /путем их перебора либо путем решения формализованной задачи оптимизации/. Таким образом, надо уметь получать значение эффекта от каждого

допустимого варианта эксплуатации природного ресурса. Поэтому часто под значением оценки природного ресурса понимают не максимальное значение этой оценки, а значение при некотором способе ее эксплуатации. Исходя из этого, мы в дальнейшем значение эффекта от эксплуатации природного ресурса некоторым способом будем называть его экономической оценкой, подразумевая, что цель получения таких оценок состоит в нахождении максимального значения оценки и, соответственно, оптимального плана эксплуатации природных ресурсов.

Целями определения экономических оценок природных ресурсов является их использование как в учетно-аналитической и планово-проектной работе, так и для экономического стимулирования принятия локальными хозяйственными ячейками решений, согласованных с общенародными интересами.

I.2. Основные подходы к экономической оценке природных ресурсов

Существует несколько различных подходов к экономической оценке природных ресурсов [15,31,33] :

- 1) Затратная концепция. Оценка источника природного ресурса равна затратам на его освоение и воспроизводство.
- 2) Оценка природного ресурса равна валовому продукту или чистому доходу, получаемому при его эксплуатации.
- 3) Рентная концепция. Оценка равна дифференциальной ренте, то есть разнице между затратами на эксплуатацию худших источников /замыкающих баланс производства продукта/ и индивидуальными затратами по эксплуатации оцениваемого источника.
- 4) Рентные оценки. Оценка равна разнице между замыкающими и индивидуальными затратами по эксплуатации источников природных ресурсов. Причем под замыкающими /регулирующими, предельно-допустимыми/ понимаются затраты на производство дополнительной единицы некоторого продукта /при использовании оцениваемого ресурса/, которые равны предельному эффекту от использования продукта. То есть предельные затраты, соответствующие оптимальному объему производства продукта.

5) Концепция суммарных (или средних) затрат замещения. Оценка равна разнице между затратами, которые нужно осуществить в народном хозяйстве для замещения оцениваемого объекта наиболее эффективным способом и индивидуальными затратами на оцениваемом объекте [28].

Наиболее распространенными и, пожалуй, более простыми является 4-й и 5-й подходы, которые часто (при совпадении предельных и средних затрат замещения) являются эквивалентными (соотношение 1-го, 3-го и 4-го подходов проанализировано в [33]).

Использование экономических оценок природных ресурсов, основанных на рентных оценках или суммарных затратах замещения, возможно только в том случае, если хозяйственное решение является малым, то есть не изменяет регулирующие затраты. Если же с помощью экономических оценок мы хотим выбрать вариант решения по поводу осуществления крупного проекта природопользования, который влияет на регулирующие затраты, то, выбирая по критерию максимизации ценности объекта природопользования, можно получить решение, не соответствующее народнохозяйственным интересам. Для принятия "крупных" решений теория оптимального планирования предлагает составить два варианта плана развития народного хозяйства: 1) план, учитывающий крупный проект и 2) не учитывающий его; а при принятии решения необходимо сравнивать эти планы. На практике можно осуществлять прогноз обеих составляющих оценки (регулирующих и индивидуальных затрат), учитывая при этом, в каких сферах народного хозяйства проект является крупным. [28]

1.3. Учет фактора времени при экономической оценке природных ресурсов

Суммарный народнохозяйственный эффект от использования единицы природного ресурса равен сумме оценок годовых эффектов, приведенных к одному моменту времени.

Проблема учета времени является чрезвычайно сложной и дискуссионной. Учет должен включать тенденцию оптимальных оценок воспроизводимых ресурсов к снижению с течением време-

ни, торможение падения оценок невозпроизводимых ресурсов с ростом их дефицитности, динамику общественных предпочтений во времени, связанную с большей ценностью потребления сегодняшнего по сравнению с будущим, степень достоверности ожидаемого эффекта и т.д.

В практических расчетах и во многих теоретических исследованиях учет фактора времени (т.е. соизмерение разновременных затрат и результатов) производится с помощью формулы сложных процентов. Существуют мнения, что формула сложных процентов слишком проста для учета всего многообразия факторов, влияющих на соизмерение разновременных затрат и результатов (например, [7]). С этим нельзя не согласиться. Проблема учета времени в экономических расчетах требует дальнейшего глубокого исследования.

В [15] отмечается, что норматив учета фактора времени при экономической оценке природных ресурсов должен быть ниже, чем в целом по народному хозяйству, по ряду причин: 1) Поскольку оборот вложений в отраслях природопользования больше, чем средний, то норматив дисконтирования (и эффективности) вложений должен учитывать тенденцию снижения народнохозяйственной нормы эффективности вложений в будущем. Максимальные значения норматив принимает при коротких плановых горизонтах (месторождения с небольшими сроками извлечения запасов) и наиболее низкие значения норматива используются при длительном цикле оборота вложений (лесные ресурсы). 2) Норматив должен быть ниже для учета повышения во времени оценки природных ресурсов. 3) Вложения в сфере природопользования имеют значительный инфраструктурообразующий эффект, который трудно учесть в денежной форме, но можно выровнять условия функционирования этих отраслей с другими, установив льготный норматив дисконтирования (эффективности вложений). 4) Норматив должен обеспечивать принятие решений допустимых с социальной и экологической точек зрения. 5) Фактор неопределенности в экономических расчетах также может быть учтен с помощью дисконта.

Относительно учета с помощью норматива дисконтирования социальных факторов отметим, что экономическая оценка природных ресурсов осуществляется для того, чтобы производить

выбор наиболее эффективных с экономической точки зрения вариантов природопользования. Если же мы заранее выбираем некоторый вариант, наилучший с общественной точки зрения (например, в случае лесных ресурсов, вариант вырубki только спелой части запасов с последующим лесовосстановлением), и подбираем норматив дисконтирования так, чтобы этот вариант был самым эффективным, то нарушается логика экономической оценки.

По нашему мнению, использование дисконта в экономической сфере для соизмерения разновременных затрат и результатов предполагает его определение только из экономических соображений, и учет социальных факторов должен производиться другими способами нежели пониженная норма дисконтирования в отраслях природопользования. Выбор варианта хозяйствования должен осуществляться на основе соизмерения социальных эффектов различных вариантов решения с экономическими на основе некоторого общественного правила выбора ("шкалы общественного приоритета"). Однако в практических задачах снижение нормы дисконтирования в указанных целях привлекает своей простотой. При использовании понижения нормы дисконтирования для решения задач в режиме диалога с имитационной системой исследователь кроме экономических показателей возможного решения может получить требуемые для анализа натуральные показатели и определить, выполняет ли пониженный норматив дисконтирования свою функцию учета социальных факторов.

Платежи за ресурсы отражают сложный комплекс социально-хозяйственных отношений, и система мотивации хозяйственных решений включает также неэкономические соображения, поэтому точное приравнивание платежей к оценкам не обязательно гарантирует оптимальное для общества поведение хозяйственных субъектов [10]. То есть, принятие решений, наилучших с точки зрения общества, подразумевает отклонение от экономически оптимальных решений.

Заметим, что измерение экономического эффекта вариантов не по затратам общественного труда, а по приращению общественной полезности позволяет учесть в составе экономических результатов непосредственную потребительскую ценность природных комплексов.

Дифференциация нормы дисконтирования соответственно сроку оборота вложений не является альтернативой предсказанию будущих замыкающих затрат [28]. Понижение норматива при длительном горизонте планирования должно быть заменено прогнозированием замыкающих затрат.

В [27] отмечается, что норматив эффективности в природоэксплуатирующих отраслях должен быть единым (β), но при расчете будущего эффекта следует учитывать относительный рост ценности природных ресурсов, который отражается в увеличении замыкающих затрат. И если ценность ресурса растет с постоянным темпом α , то коэффициент дисконтирования будет равен ρ : $\rho = \frac{1+\alpha}{1+\beta}$ или $\rho = \frac{1}{1+\beta}$, где β - норматив учета фактора времени.

Таким образом прогнозирование динамики замыкающих затрат сводится к отысканию α . Заметим, что К.Г. Гофман [34] приводит аналогичную формулу для оценки земли при ее изъятии из сельскохозяйственного оборота:

$$R = R_2 \sum_{t=1}^{\infty} \frac{(1+K)^{t-1}}{(1+E)^t} = \frac{R_2}{E-K}$$

где K - прогнозируемый темп прироста или уменьшения годовой ренты R_2 , а $E-K$ - коэффициент капитализации, который в вышеприведенной формуле соответствует β . При проведении практических расчетов можно поступать описанным способом, но надо учитывать, что рост ценности природных ресурсов можно отождествлять с увеличением замыкающих затрат только в случае оптимального народнохозяйственного плана. В других случаях ценность может изменяться и в связи с уменьшением или увеличением народнохозяйственного эффекта от применения получаемого продукта, которое может произойти вследствие изменения эффективности или соотношения объемов потребления данного продукта в различных сферах его использования.

При сравнении различных вариантов природопользования теоретически более правильно использовать единый норматив дисконтирования, который должен учитывать общественные предпочтения по поводу настоящего и будущего потребления материальных благ и услуг. Учет таких факторов, как динамика оценок ресурсов, фактор неопределенности, социальные цели общества,

202

инфраструктурообразующий эффект должен производиться другими средствами. На практике это могут быть множители типа норматива дисконтирования. Тогда на их основе можно рассчитать коэффициент для учета фактора времени в виде $\frac{1}{1 + E_{ин}}$, где $E_{ин}$ - включает в себя учет вышеперечисленных факторов.

Система экологического прогноза на базе имитационной модели динамики средообразующих факторов при решении экономических задач принятия решения с учетом фактора времени вносит в процесс выбора решения некоторые особенности. Исследователю, решающему задачу в интерактивном режиме, не представляет сложности получить результаты расчетов при разных коэффициентах учета фактора времени. Возможно и выяснение интервалов устойчивости выбора решения относительно изменения коэффициента учета. Исследователь, наряду с обобщенными показателями развития экосистем и экономическими показателями может получать дополнительные конкретные характеристики изучаемого решения (сценария развития). Такая возможность содержательного анализа дает большие преимущества для выбора желаемого варианта решения.

2. Система оценок некоторых видов природных ресурсов

2.1. Замечания о практической оценке природных ресурсов

Вследствие сложности системы «общество-природная среда» вопросы методологии при ее изучении являются важнейшими. Задачи, касающиеся этой системы, являются комплексными, многоаспектными, требующими изучения с позиций системного подхода. Его современному этапу имманентно развитие математического моделирования. Однако кроме развития формального аппарата системного анализа существует проблема учета человеческих факторов в принятии решений. Психологические и социальные факторы приобретают все большее значение [22]. Имитационное моделирование является мощным современным инструментом анализа сложных систем. Имитационные системы служат источником информации для лиц, принимающих решение. Соединение имитационного моделирования экологической динамики с оптими-

зационным подходом к выбору решений (в том числе экономических), понимаемым в смысле методологии диалогового программирования [43-45], может привести к значительным результатам. Некоторые вопросы применения диалогового программирования к эколого-экономическим проблемам затронуты в [12].

Построение системы экономических оценок природных ресурсов должно основываться на разработке, с одной стороны, моделей прогноза последствий антропогенных воздействий на окружающую природную среду и обратного воздействия среды на экономическую и социальную жизнь общества, и с другой стороны - моделей расчета регулирующих затрат на продукцию отраслей природопользования, моделей динамики индивидуальных затрат хозяйственных объектов, моделей оптимального планирования производства, размещения и так далее. Предлагаемые оценки почвенных, растительных и водных ресурсов основываются на модели динамики экосистем. Поэтому остановимся на возможностях использования этой модели в качестве источника информации для получения экономических оценок природных ресурсов. Данная модель позволяет прогнозировать развитие экологических систем в равнинных регионах (до высот порядка 1500 м), с размерами 10000 км² и более, характеризующихся достаточно однородными почвенно-климатическими условиями, на длительных (порядка десятков лет) временных интервалах. Модель позволяет учитывать антропогенные воздействия на природу, то есть изменения, вносимые в природные системы факторами, обусловленными социально-экономическими процессами.

В основу системы положено описание состояния среды, опирающееся на идеи В.И.Вернадского и В.Н.Сукачева, а также на результаты работы группы экспертов-экологов, почвоведов, гидрологов, климатологов и др. Среда описывается с помощью ряда объективных закономерностей развития и взаимодействия между собой основных средообразующих факторов экологических систем суши: атмосферы, почвы, растительности, внутренних вод. Каждый из этих факторов характеризуется одной интегральной величиной - индексом качества фактора. Индексы отражают наиболее важные характеристики факторов. За основу индекса почвы (SU) принято ее потенциальное плодородие, за основу

индекса растительности (P) - ее биомасса (B), за основу индекса атмосферы (A) - показатель (CLU), характеризующий благоприятность климата для развития растительности, индекс воды (W) характеризует ее способность к самоочищению.

Обобщенная оценка состояний средообразующих факторов позволила количественно охарактеризовать многие связи между компонентами среды. Эти зависимости составляют блок динамики средообразующих факторов. Другим блоком модели является блок трансформации загрязнителей, в котором описывается динамика загрязнителей, поступающих в природную среду и их влияние на значение соответствующих средообразующих факторов. Важный блок модели - это блок динамики здоровья населения. Более подробно мы его рассмотрим ниже.

Имитационная модель дает возможность анализировать и прогнозировать развитие экосистем различных регионов в диалоговом режиме.

2.2. Экономическая оценка сельскохозяйственных земель

Исходным показателем для экономической оценки земельных угодий является величина годового эффекта (дифференциальной ренты I и II) данного земельного участка [37].

Денежное выражение годового народнохозяйственного эффекта (ΔO_s) определяется в виде разности между денежной оценкой продукции, получаемой при эксплуатации земель, и индивидуальными приведенными затратами на ее получение:

$$\Delta O_s = (Z - C) Q ;$$

где Q - объем получаемой продукции; C - индивидуальные затраты; Z - замыкающие затраты на сельхозпродукцию, примерные значения которых приведены в методике [4 (п.21)].

Оценка земли за бесконечный период ее использования при неизменных уровнях замыкающих и индивидуальных затрат и объемов производства равна $O_s = \frac{\Delta O_s}{E_{нп}}$. При плановом горизонте T, оценка земли O_s равна:

$$O_s = \sum_{t=1}^T \Delta O_s^t (1 + E_{нп})^{1-t}$$

Рассмотрим определение ΔO_s в обозначениях модели динамики экосистем.

$$Q = K \cdot B(z),$$

где B(z) есть биомасса сельскохозяйственных ценозов, индекс z указывает на то, что рассматриваются сельскохозяйственные ценозы; K - доля среднего выхода полезного продукта в биомассе сельскохозяйственной культуры.

Если имеется информация о предполагаемом значении индивидуальных затрат и зависимости от них объемов производства, то все компоненты для расчета оценки известны. Для решения каждого типа задач необходимо находить зависимость значений индивидуальных приведенных затрат на производство продукции и зависимость объема продукции от параметров управления в конкретной задаче. Для примера обратимся к простейшему случаю, когда продукт в некотором районе производится по определенной технологии и одинаковых индивидуальных затратах в расчете на единицу земли (z) на участках разных типов.

Тогда участком, замыкающим баланс производства, будет участок с таким плодородием, которое обеспечивает получение продукта с индивидуальными затратами, в расчете на единицу продукта, равными замыкающим (Z). На замыкающем участке при затратах на единицу площади z производится объем продукции Q_{min} .

$$Q_{min} = K \cdot B(z)_{min}, \quad B(z)_{min} = S U(z)_{min} \cdot CLW(z),$$

где CLW(z) - коэффициент благоприятности климата, который, будучи умножен на индекс почвы (SU), дает биомассу.

$S U(z)_{min}$ - это минимальное значение индекса почвы, обеспечивающее нулевую ренту при производстве данного продукта с интенсивностью возделывания земли, равной z. Тогда индивидуальные затраты на оцениваемом участке равны в расчете на единицу продукта:

$$C = \frac{Q_{min}}{Q} \cdot Z,$$

то есть индивидуальные затраты прямо пропорциональны отношению индексов почвы замыкающего и оцениваемого участков.

Предположение об одинаковой интенсивности возделывания различных участков является весьма сильным. Обычно параметр

ры управления в задачах связаны как раз с интенсивностью возделывания. Поэтому при решении конкретных задач сравнения вариантов землепользования определение индивидуальных затрат и объемов производства продуктов является самостоятельной проблемой.

2.3. Экономическая оценка растительных ресурсов

2.3.1. Оценка лесов. Общая оценка лесных ресурсов может быть получена по формуле (подробнее см. [19]):

$$O_o = \max(O_{лх}, O_p, O_n),$$

где $O_{лх}$ - лесохозяйственная оценка, O_p - рекреационная оценка; O_n - промышленная оценка растительности.

Лесохозяйственное, промышленное и рекреационное использование леса являются в ряде случаев взаимоисключающими, поэтому общей оценкой является максимальная из трех вышеперечисленных.

Рассмотрим лесохозяйственную оценку.

$$O_{лх} = O_{дд} (z - p),$$

где $O_{дд}$ - объем деловой древесины, z - оценка м³ деловой древесины, p - затраты лесозаготовки.

Объем деловой древесины определяется при помощи модели по формуле

$$O_{дд} = BN \left(1 - e^{-2,12 \frac{BN}{BN_{lim}}} \right) / p,$$

где BN - биомасса леса, $BN = B(i) \cdot KV(z)$, где $B(i)$ - биомасса i -го типа ценоза, $i=1$ - естественный, $i=2$ - сельскохозяйственный, $i=3$ - гидроморфный, $KV(z)$ - коэффициент z -го типа растительности, $z=1$ - травянистая, $z=2$ - переходная: трава-кусты-деревья, $z=3$ - лесная, $z=4$ - мхи-лишайники; BN_{lim} - предельное значение биомассы лесных ценозов в зональных сообществах данного региона; p - плотность основных древесных пород региона.

В [19] дается также оценка рекреационной и промышленной функций леса, но они рассматриваются для частных случаев,

поэтому рассмотрим пути совершенствования оценки

$$O_o = \max(O_{лх}, O_p, O_n).$$

Отметим, что учет фактора времени при исчислении оценки превращает взаимоисключающие способы использования леса во взаимодополняющие.

Рассмотрим, следуя [4], оценку леса как вида земельного угодья (биогеоценоза). Оценка леса определяется в виде разности между оценкой продукции в кадастровых ценах (замыкающих затратах) и индивидуальными затратами на ее получение. Примерные значения замыкающих затрат на лесопроизводство приведены в [4 (п. 26)].

Для получения оценки леса как биогеоценоза надо к оценке земли как источника получения древесины и продуктов побочного пользования лесом прибавить оценку средозащитных функций леса. Модель динамики средообразующих факторов позволяет учесть воздействие таких функций леса, как полезащитная, почвозащитная, водорегулирующая на величину оценок земельных и водных ресурсов. Поэтому можно оценки этих функций леса отдельно не исчислять. Кроме этого, оценку средозащитных функций можно учесть через оценки других природообразующих факторов, так как нас интересует оценка природных ресурсов региона в целом, а не отдельных природных компонент.

Оценка лесоземельного угодья производится по таксационным выделам. В случае, если земля занята каким-либо древостоем, который после дорастивания будет заменен более продуктивным и ценным, осуществляется добыча продуктов прижизненного пользования и рубки ухода, а также если лес используется для рекреационных целей, то оценка производится по формуле

$$O_{лх} = \sum_{i=1}^m \frac{M_i z_i}{(1+E_{лп})^{T_i-1}} + \sum_{j=1}^n \frac{M_j z_j (1+E_{лп})^{T_n-T_m+1-T_j}}{(1+E_{лп})^{T_n-1}} + \sum_{\delta=1}^k \frac{V_{\delta} z_{\delta}}{E_{лп}} + R_p;$$

i, j, δ - индекс вида пользования, M_i, M_j, V_{δ} - объемы пользования, z_i, z_j, z_{δ} - рента с единицы продукции соответствующего вида пользования, T_i, T_j - возраст насаждений, в котором осуществляется соответствующий вид использования, T_n, T_m - возраст главных рубок в оцениваемом и эта-

202

лонном насаждениях; R_p - оценка рекреационной функции леса; Z - фактический возраст насаждения.

В терминах модели динамики экосистем запас, вырубаемый во время проведения рубки главного пользования $M_m = B(1)KV(3)$, где $B(1)$ - биомасса естественных ценозов, $KV(3)$ - коэффициент, учитывающий вид растительности ценоза (в данном случае лес), M_n - определяется аналогично, но для эталонного насаждения. Возраст рубки главного пользования T_m и T_n определяется по модели, как тот возраст, начиная с которого значение биомассы леса в расчете на гектар становится стационарным (B_{Ncim}). Величины объемов ресурсов прижизненного пользования лесом рассчитываются в зависимости от биомассы данного лесного угодья.

Первое слагаемое в формуле оценки лесоземельного угодья представляет собой оценку древостоя:

$$R_g = \sum_{i=1}^m \frac{M_i z_i}{(1 + E_{np})^{T_i - t}}$$

где i - индекс предстоящих рубок ухода и главного пользования, M_i - запас, вырубаемый при проведении i -ой рубки ($m^3/га$), z_i - рента с $1 m^3$ заготавливаемой древесины.

Индивидуальные приведенные затраты на производство древесины складываются из затрат на заготовку и выращивание. Они формируются под влиянием многих объективных факторов: тип условий местопроизрастания, местоположение участка, средний объем дерева, площадь участка, рельеф местности и др. Учет этих факторов производится с помощью корректирующих коэффициентов. Таким образом дифференциальная рента по каждому таксационному выделу определяется по формуле:

$$z = zy - p,$$

где z - замыкающие затраты на $1 m^3$ древесины [4 (п. 35)], y - ценностной коэффициент оцениваемого древесного запаса. Находится по трем входам: порода, класс товарности и средний диаметр древостоя [4 (п. 37)]; p - средние по лесхозу приведенные затраты на производство древесины (формулу для их корректировки в зависимости от конкретного таксационного выдела см. в [4 (п. 46)]). Второе слагаемое представляет собой

оценку древостоя эталонного насаждения, которое будет посажено после вырубki имевшегося. Элементы этого выражения определяются аналогично предыдущему. Третье слагаемое - это оценка ресурсов побочного и прижизненного пользования лесом.

$$R_{поб.н.} = \sum_{\delta=1}^k \frac{V_{\delta} z_{\delta}}{E_{np}}$$

где δ - индекс вида ресурса, $\delta = 1, \dots, k$; V_{δ} - экономически доступная часть урожая δ -го вида ресурса, z_{δ} - рента с единицы вида ресурса [4 (п. 40)].

Для хвойных лесов к этой оценке добавляется оценка смолопродуктивности. Добыча живицы производится периодически за 5-10 лет до рубки насаждения, поэтому оценка ресурсов живицы производится по формуле [4 (п. 41)]:

$$R_{жс} = \frac{V \cdot z (1 + E_{np})^{\frac{T-c}{2} + c_1}}{(1 + E_{np})^T - 1}$$

V - общий выход живицы за период подсечки, z - рента с единицы добываемой живицы [4 (п. 41)].

Четвертое слагаемое является оценкой рекреационной функции леса, которая определяется как разница между замыкающими и прямыми приведенными затратами на ведение хозяйства в рекреационных лесах. R_p является оценкой леса как ресурса, позволяющего экономить общественный труд по удовлетворению потребности в рекреации по сравнению с наилучшим общественно-необходимым ресурсом.

$$R_p = \left(\frac{C_n}{P_n} - \frac{C_i}{P_i} \right) \cdot P_i \cdot E_{np}^{-1}$$

где C_n - приведенные затраты на $1 га$ замыкающего участка, C_i - приведенные затраты на $1 га$ оцениваемого участка, P_n - годовая нагрузка на $1 га$ замыкающего рекреационного участка (чел.-час.), P_i - годовая нагрузка на $1 га$ оцениваемой рекреационной площади (чел.-час.).

Затраты включают и потери от снижения эксплуатационной ценности лесов.

В рамках оценки лесных ресурсов на базе модели динамики экосистем эффект от рекреационной функции леса частично учитывается в оценке здоровья населения. Условность эконо-

202

мической оценки рекреационной функции леса, состоит в том, что оценка основывается на априорном определении потребности в рекреационных лесах. Если основываться на модели динамики здоровья населения, то потребность в рекреации с экономической точки зрения (то есть минимальное значение потребности) является такая потребность, которой при прочих равных условиях соответствует максимальная экономическая оценка уровня здоровья населения. И оценка леса как рекреационного ресурса должна определяться по отношению к вышеуказанному уровню потребности в рекреации или превышающему его, если дополнительно имеются какие-либо социальные соображения.

2.3.2. Оценка степных ресурсов.

Оценки степных ресурсов ограничиваются оценкой степной растительности для нужд кормопроизводства [4 (п. 23)].

$$O_{ст} = \frac{\gamma \cdot V}{E_{кп}};$$

γ - рента с 1 ц кормовых единиц сена, V - экономически доступная часть урожая сена, $V = B(1) \cdot KV(1) \cdot K_1 \cdot K_2$, где $B(1) \cdot KV(1)$ - биомасса степей, K_1 - доля сена в общей биомассе степей, K_2 - доля экономически доступной части урожая. $\gamma = 10,8 - p$, где p - индивидуальные затраты по уборке сена естественных сенокосов. 10,8 - замыкающие затраты (руб/ц кормовых единиц) на сено естественных сенокосов.

Если сено не собирается, а потребляется скотом на месте, то p - затраты на выпас скота, а K_2 - доля доступной скоту части урожая.

Формула пригодна для случая, когда γ и V не меняются с течением времени. В других случаях она должна быть скорректирована. Причем с помощью модели динамики средообразующих факторов возможно учесть влияние выпаса (перевыпаса) скота на продуктивность степей.

2.4. Экономическая оценка водных ресурсов

Значительные теоретические сложности вызывает экономическая оценка водных ресурсов [37].

В настоящее время основными подходами к экономической оценке водных ресурсов являются следующие:

1) Оценка равна предельному народнохозяйственному эффекту от использования воды в рассматриваемом районе. (Предельным народнохозяйственным эффектом применения продукта (ресурса) является приращение народнохозяйственного критерия оптимальности, при малом приращении продукта, при оптимальном использовании как ранее имевшегося его количества, так и его прироста [28]). В качестве оценки воды предлагается использовать значение эффекта, возникающего у замыкающего потребителя, т.е. у такого водопотребителя, который получает наименьший эффект от использования воды и поэтому обеспечивается водой "в последнюю" очередь (при данной величине водных ресурсов).

2) Оценка водных ресурсов определяется дополнительными затратами на единицу дополнительного объема водных ресурсов в данном районе (предельными затратами на водообеспечение).

3) Существует мнение, что оба вышеуказанных подхода к оценке водных ресурсов надо рассматривать не как взаимоисключающие, а как взаимодополняющие. Обе оценки должны использоваться для нахождения оптимального объема водопотребления, с целью максимального приближения к нему. Для приближенного определения окончательной оценки, после нахождения обеих вышеупомянутых оценок необходима их корректировка [17, 32]. При значительном превышении эффекта над затратами значение оценки принимается повышенным по отношению к затратам, при обратном соотношении между эффектом и затратами значение оценки снижается. Однако ни оценка по предельному эффекту от потребления, ни оценка по предельным затратам водообеспечения, ни оценка, равная некоторой комбинации первых двух при неоптимальном объеме водопотребления не обеспечивают максимально возможного эффекта водопользования в данном районе, который достигался бы при равенстве оценок по предельному эффекту и затратам. Назначение платы за воду, основывающейся на этих оценках, также не стимулирует достижение оптимального объема водопользования, а лишь позволяет рационально использовать имеющийся объем. Таким образом, теоретически оценка водных ресурсов должна производиться исходя из оптимального плана водопользования в данном районе.

202

4) Согласно точке зрения, высказанной в [24], "водные ресурсы следует оценивать, исходя из затрат, которые предопределят произвести для получения одинаковой эквивалентной продукции в других условиях, исключая (или резко ограничивая) использование данного природного ресурса и являющихся заменяющим способом производства. При использовании воды для получения той или иной продукции достигается снижение общественных затрат по сравнению с затратами, требующимися для получения того же количества равной или эквивалентной по иному (альтернативному) варианту ее производства, не требующему воды или потребляющему ее в существенно меньшем количестве... Способность воды при ее использовании в отраслях народного хозяйства создавать добавочную экономическую выгоду достаточно ясно определяет экономическую оценку водообеспечения как прямой функции от дифференциальной ренты".

Такая точка зрения не вполне правильна, так как рентная оценка выражает влияние различий в качестве или местоположении ресурса на эффект его использования. Рентная оценка равна не приросту (снижению) народнохозяйственного эффекта при замене одного ресурса для производства некоторого продукта другим полностью или практически полностью, а приросту экономического эффекта при изменении объема использования ресурса на малую величину. Предлагаемая оценка не имеет ничего общего и с излагаемой выше концепцией суммарных (средних) затрат замещения. Согласно концепции средних затрат замещения, предлагается в качестве регулирующих брать не затраты производства данного продукта (продуктов) при отсутствии оцениваемого ресурса, а при отсутствии данного (оцениваемого) источника ресурса, причем затраты соответствующие наиболее эффективному варианту замещения. При оценке воды, получаемой из данного источника, для производства некоторого продукта в качестве затрат замещения надо брать не затраты получения данного продукта по альтернативной технологии без использования воды, а затраты по самой эффективной технологии, позволяющей обойтись без использования данного источника воды.

На практике оценка воды и основывающаяся на ней плата за воду должны строиться либо на основе предельных затрат водообеспечения, либо на основе предельного эффекта в потребле-

нии воды. Под затратами водообеспечения следует понимать затраты по регулированию, территориальному перераспределению водных ресурсов, затраты по водообеспечению путем проведения мероприятий по экономии воды с помощью интенсификации ее использования, затраты на транспортировку воды до водопотребителя, затраты по водоочистке. В первом случае оценка равна разности предельных затрат на водообеспечение (причем предельные затраты исчисляются и по мероприятиям, проводимым за счет централизованных затрат ресурсов и по мероприятиям, проводимым водопотребителями) и индивидуальных затрат водопотребителя. Подчеркнем, что если произвести расчет оценки чистой воды для некоторого региона, то для антропогенно загрязненной воды оценка не снизится на величину затрат очистки, а увеличится на величину, равную разнице между предельными (замыкающими) затратами по очистке (осуществляемой централизованно и самими водопотребителями) и индивидуальными затратами по очистке, производимой данной хозяйственной ячейкой (водопотребителем). Индивидуальные затраты по очистке воды определяются (при данной технологии) необходимой степенью очистки. Эта степень очистки должна определяться следующим образом. Если величина дополнительных затрат на извлечение единицы загрязнителя при некоторой его концентрации начинает превышать издержки, связанные с использованием загрязненной воды, то экономически выгодно очищать воду до вышеназванной концентрации и терпеть некоторый убыток от использования не совсем чистой воды (то есть экономически выгодной степенью чистоты воды является степень, требующая минимальной суммы затрат на очистку и издержек компенсации последствий использования недостаточно чистой воды.

Оценка, построенная на основе предельного народнохозяйственного эффекта от использования воды, равна предельному народнохозяйственному эффекту в сумме с рентой от потребления воды (возникающей у потребителя вследствие использования более совершенных средств производства продукта или производства более эффективного продукта, чем другие потребители воды) за вычетом индивидуальных затрат на водообеспечение.

В проекте методики оценки природных ресурсов [4] дается следующий подход к оценке. Экономическая оценка водных ресур-

сов характеризует их эксплуатационную ценность - экономический эффект, который будет получен в народном хозяйстве от использования водных ресурсов данного района. Эта оценка в каждом рассматриваемом районе определяется разностью между замыкающими и прямыми приведенными затратами на получение воды для нужд народного хозяйства. Подобная точка зрения является близкой к нашей. В [4] отмечается, что затраты по водообеспечению складываются из затрат осуществления регулирования, извлечения и территориального перераспределения водных ресурсов (это есть затраты водохозяйственных объектов, таких как водохранилища, подпорные и водозаборные гидроузлы, скважины, каналы, водоводы). В теоретической части методики отмечено следующее: 1) к вышеназванным затратам могут добавляться затраты по водоочистке; 2) водообеспечение района может производиться за счет экономии воды; 3) замыкающие затраты должны рассчитываться для оптимального водохозяйственного баланса; 4) в районах, имеющих благоприятные почвенно-климатические условия, замыкающие затраты должны быть определены с учетом предельного экономического эффекта от использования воды. Однако, при расчетах значений замыкающих затрат эти важные принципы не были учтены. Замыкающие затраты на водообеспечение рассчитаны не для оптимального плана, а как предельные затраты на водообеспечение района в объеме будущего прогнозируемого потребления при сложившейся структуре и интенсивности использования вод, причем водообеспечение предполагается осуществлять исключительно за счет экстенсивных мероприятий - переброски и регулирования стока рек.

Рассмотрим предлагаемую оценку водных ресурсов, основывающуюся на модели динамики средообразующих факторов.

К значению предельных затрат водообеспечения, приведенных в [4 (п. 42-46)], надлежит прибавить предельные затраты по очистке в данном районе, в качестве их значения можно взять величину затрат по очистке самой загрязненной воды - d . Кроме того, так как ущерб от пользования загрязненной водой несет непосредственный потребитель, то оценка воды должна быть снижена на величину затрат, требуемых для ее очистки. Заметим, что при расчете d очистка предполагалась до норм питьевой воды. Для питьевой воды RW - показатель

загрязненности - равен нулю. Если известен показатель RW для самой загрязненной воды (RW_{max}) и известна величина затрат на ее очистку - d , то затраты на очистку L в зависимости от степени загрязненности можно представить в следующем виде (если нет другой дополнительной информации):

$$L = d - d \exp(-RW).$$

Эта зависимость имеет вогнутый характер, то есть загрязнение воды на дополнительную единицу требует меньших дополнительных затрат очистки, чем загрязнение на предыдущую единицу.

Исходя из знания $L(RW)$, необходимо найти средние затраты водоочистки. Заметим, что показатели загрязненности в модели динамики экосистем вычисляются отдельно по видам загрязнителей и по элементам стока.

$$L_{cp} = \frac{L(RW_p) \cdot K_p FL1 + L(RW_n) K_n (FL2 + FL3) + L(RW_o) K_o FL4}{K_p FL1 + K_n FL2 + K_n FL3 + K_o FL4},$$

где $FL1, FL2+FL3, FL4$ - годовой поверхностный сток (т/га), сток подземных вод и запасы вод в озерах; $K_p,$

K_n, K_o - коэффициенты, показывающие долю водной массы поверхностного стока, подземных вод и озер, включенных в водохозяйственный оборот.

Таким образом, оценки единицы водных ресурсов региона производятся по следующей формуле:

$$R_B = Z + K - L_{cp}.$$

Заметим, что при назначении платы за воду вычитать надо не средние, а индивидуальные затраты водоочистки.

Таким образом, оценка водных ресурсов складывается из предельных затрат по водообеспечению потребителей и снижается на величину затрат по очистке. Такая оценка, устанавливающая нижнюю границу эффективности использования водных ресурсов, позволяет установить плату за воду в целях ее рационального использования. Для сравнения экономической эффективности некоторых уровней загрязнения воды теоретически надо пользоваться оценкой по предельному эффекту от использования воды за вычетом индивидуальных затрат на водообеспечение. На практике

можно считать величину предельного эффекта при разной степени загрязненности постоянной (в случае когда очистка производится до высокого уровня, например, до уровня питьевой воды), тогда изменение величины индивидуальных затрат на очистку (L) при разных вариантах загрязненности будет отражать изменение величины оценки (экономического эффекта от использования воды).

3. Проблема экономического оценивания устойчивости экологических систем

Экологические системы обладают свойством устойчивости, они способны самоочищаться, самовосстанавливаться и развиваться. Это свойство устойчивости называют также свойством резистентности природных систем [13], или же ассимиляционности потенциалом природных систем [14]. Задача человека состоит в том, чтобы не превышать того уровня загрязнения (и других воздействий), после которого природные системы оказываются не в состоянии "перерабатывать" загрязнения, теряют способность к самовосстановлению, деградируют или погибают [38].

Оценка "резервов устойчивости экологических систем по отношению к антропогенным воздействиям является одной из актуальнейших задач. Важная форма такой устойчивости - ассимиляционная (поглощительная) способность биосферы по отношению к выбросам вещества и энергии, поступающим в окружающую среду в результате хозяйственной деятельности" [14].

С оценкой ассимиляционного потенциала связана также проблема установления налога на загрязнение. По нашему мнению, налог на загрязнение должен быть равен нормативу эффективности использования лимитированного средства производства - ассимиляционного потенциала природной среды. Возможность численного нахождения значения налога на загрязнение содержится в составлении оптимальных балансов объемов антропогенных воздействий и величины устойчивости экосистем [26]. Имитационная модель динамики экосистем может служить основой для выяснения ассимиляционных способностей экологических систем, на основе чего можно осуществить расчет экономических оценок устойчивости экосистем и установление ценностных механизмов управления загрязнением среды.

4. Экономическая оценка состояния здоровья населения

4.1. Специфика объекта оценивания

Человек является частью природы. Население при решении народнохозяйственных задач может рассматриваться как ресурс, что дает возможность и желательность оценивания состояния человеческой популяции с этой точки зрения. Однако данная задача оценивания, наряду с трудностями, характерными для природных ресурсов, связана также с рядом проблем, обусловленных спецификой объекта оценивания, а именно двойкостью места народонаселения в системе "общество-сумма технологий-природа". С одной стороны, население является производящей силой, т.е. ресурсом, с другой - потребителем, в широком смысле этого слова, результатов своей деятельности. Здоровье людей является одним из основных критериев качества окружающей среды [3, с.16].

Характеристики населения как ресурса могут быть многообразны: профессиональные, образовательные, возрастные аспекты и т.д. В настоящем разделе рассматривается одна из важнейших характеристик народонаселения - здоровье, представляющее собой фундамент, существенно детерминирующий возможности реализации остальных ресурсных качеств популяции.

В современной науке спорным является вопрос о применении экономических критериев в тех случаях, когда оказываются затронутыми не только экономические, но и другие социальные интересы [29].

Экономический подход позволяет оценивать различные ресурсы с единой точки зрения во взаимосвязи с целостной системой народного хозяйства. Данный подход применяется и для оценок здоровья [5,8]. Однако оценки делаются, как правило, для того, чтобы принять некоторое решение, выбрать оптимальную стратегию, и, если учитывать только экономический аспект

решения, то часто могут возникать ситуации, когда экономический оптимум достигается при некотором ухудшении здоровья, например, увеличении заболеваемости или смертности. Поэтому, наряду с экономической оценкой, рекомендуется учитывать также социальные, морально-этические, эстетические и др. аспекты здоровья [8].

В связи с этим остановимся на проблеме принятия решений в области охраны природной среды. Противники оценки экономических последствий социальных явлений считают, что в охране природы экономические соображения неважны, а дело экономической науки состоит в том, чтобы обеспечить достижение требуемых стандартов качества природной среды с наименьшими затратами [29, с. 32].

Конечно же, принимать решения, исходя из экономических интересов в областях, где речь идет о здоровье людей, нельзя. Против такой постановки вопроса не может быть возражений. Экономические интересы не являются единственными интересами общества. Однако нельзя отрицать, что при принятии решений они должны приниматься во внимание наравне с остальными. С другой стороны, необходимо учитывать, что охрана окружающей среды - не единственная сфера деятельности, влияющая на здоровье людей. Эффект от реализации вышеуказанной стратегии может быть направлен, например, на улучшение питания населения и привести к большему снижению смертности, чем повышение ее от ухудшения состояния природы. Существует значительная взаимозаменяемость средств достижения социальных целей. И задача распределения ресурсов между различными направлениями достижения социальных целей состоит в таком их распределении, при котором приращения степени достижения цели по каждому направлению, приходящиеся на замкнутую единицу ресурса /предельная эффективность ресурса/, были бы равны для всех направлений /в случае убывающей производительности ресурса и непрерывности их распределения/.

Также необходимо иметь в виду, что экономические интересы для общества не менее важны, чем остальные социальные. "Широкая теоретическая постановка проблемы социально-экономического оптимума исключает какое-либо умаление ценностей гуманизма и справедливости и принесение их в жертву ценностям

экономическим. Вместе с тем огромная роль, которая придается экономической эффективности, предопределяется той исключительно большой ролью, которую экономические блага играют в решении социальных проблем, связанных с качеством и уровнем жизни, жильем, свободным временем в его интенсивном заполнении и т.п." [10]. Другими словами, при выборе некоторой социальной стратегии экономические блага (продукты и услуги) должны соотноситься согласно общественному правилу выбора с социальными благами (качеством окружающей среды, соотношением свободного и рабочего времени, уровнем здоровья, уровнем образования), при этом должны учитываться (опять же согласно системе общественных предпочтений) долгосрочные интересы общества (забота о будущих поколениях, сохранение генофонда и уникальных природных комплексов и т.д.).

Рассмотрим проблему выбора критерия принятия решения в сфере природопользования с помощью концепции экономического оптимума экологических нарушений [29]. Экономически оптимальным является выбор варианта природоохранного мероприятия, обеспечивающего максимум превышения величины предотвращенного экономического ущерба от экологических нарушений над требуемыми для этого природоохранными затратами (с учетом фактора времени) [29, с. 39]. Затраты по уменьшению отрицательного воздействия на природу являются издержками предотвращения экологических нарушений. Каждое значение этих затрат предотвращает некоторое отрицательное воздействие, а непредотвращенная часть наносит народному хозяйству ущерб, называемый издержками компенсации последствий экологических нарушений. Экономический оптимум достигается в случае, когда предельные издержки предотвращения экологических нарушений равны предельным издержкам компенсации последствий экологических нарушений (с обратным знаком). Причем издержки предотвращения должны быть посчитаны как дифференциальные затраты [26].

На рис. 1 введены следующие обозначения:

X - объем экологических нарушений (если, например, экологические нарушения выражаются в загрязнении среды, тогда X - объем загрязнения окружающей среды некоторым загрязнителем; далее для простоты будем говорить об экономическом оптимуме загрязнения окружающей среды); $f_1(x)$ - издержки

предотвращения загрязнения, $f_2(x)$ - издержки компенсации последствий загрязнения, $f_3(x)$ - суммарные издержки загрязнения, X_1 - социальный оптимум загрязнения (некоторый стандарт качества природной среды, например, предельно допустимая концентрация загрязнителя (ПДК)), X_2 - экономический оптимум загрязнения, X_3 - уровень загрязнения, при котором не происходит необратимой деградации природных систем, X_4 - технологически определяемый уровень загрязнения (то есть уровень, когда все производимые отходы загрязняют среду). Задача состоит в том, чтобы на множестве $[0; X_3]$ выбрать уровень загрязнения x , соответственно, объем природоохранной деятельности.

На отрезке $[0; X_4]$ кроме экономического критерия выбора - минимизации суммарных издержек загрязнения, определены другие функции - критерии выбора уровня загрязнения. Это критерии медицинские, гигиенические, этические, гуманистические и т.п. Они могут быть неформализуемы, могут существовать в виде индикаторов предпочтений соответствующих лиц, принимающих решение, если эти предпочтения обладают некоторыми естественными свойствами [42]. Все эти социальные критерии выбора природоохранной стратегии достигают оптимума в точке X_1 .

$f_4(x)$ - это один из социальных критериев выбора варианта X , например, это изменение заболеваемости населения в зависимости от качества окружающей среды, или потери в эстетической ценности ландшафтов в зависимости от уровня загрязнения и т.п. Отрезок $[X_1, X_2]$ является в данной задаче множеством Парето, то есть множеством таких решений, улучшить которые (перейдя к другому решению) хотя бы по одному критерию, при неухудших уровнях остальных критериев, нельзя.

Вне множества Парето параметры управления (уровень загрязнения среды) упорядочиваются согласно критерию минимизации суммарных издержек загрязнения. Здесь экономическая эффективность не противоречит улучшению природы. А неосуществление издержек предотвращения, являющихся производственными затратами, приводит к производству продуктов и услуг с большими затратами, чем затраты производства продуктов и услуг в сумме с природоохранными, что является экономическим абсурдом.

Внутри множества Парето критерий экономической эффективности противоречит остальным социальным критериям. Если множество эффективных решений (множество Парето) можно найти с помощью математических методов, то дальнейшее сокращение этого множества невозможно осуществить на основе формальных соображений. Выбор одной из его точек должен производиться согласно общественному отношению предпочтения, с помощью которого могут быть соизмерены различные уровни удовлетворения потребностей в продуктах и услугах, природных благах, уровня здоровья, образования населения при различных вариантах развития, то есть может быть соизмерена обеспеченность экономическими и неэкономическими материальными и духовными благами, причем с учетом того, что будущие блага обладают меньшей ценностью, чем настоящие.

Таким образом, на множестве эффективных решений необходимо искать некоторый компромисс между противоречащими друг другу экономическими целями общества и остальными его целями в области охраны природы. Но следует подчеркнуть, что при существовании противоречия между экономическим ростом и охраной природы решение не должно приниматься без учета его экономической эффективности, то есть только из остальных социальных соображений. Это неправильно, так как хотя экономическая эффективность и не главный среди социальных критериев, однако имеет чрезвычайно важное значение наряду с другими. Нельзя умалять важность и неэкономических соображений при принятии решений в области природопользования. Тем более, что охрана природы является единственным средством для достижения некоторых социальных целей, например, сохранения для человека нормальной среды обитания, так что в достижении подобных целей нет взаимозаменяемости между средствами их достижения (как, например, в достижении цели снижения заболеваемости населения существуют альтернативные охране природы средства: развитие здравоохранения, улучшение питания, условий быта и т.п.).

Можно сделать вывод, что при выборе природоохранной стратегии надо иметь в виду, что с общественной точки зрения любое эффективное решение (принадлежащее области Парето)

лучше, чем неэффективное. При выборе решения из множества Парето необходимо учитывать все - и экономические и неэкономические соображения. Теоретически выбор должен производиться соответственно общественному отношению предпочтения. На практике же выбор может осуществляться с помощью формализации задачи в виде многокритериальной, игровой постановки или задачи группового выбора. Конкретные пути решения зависят от особенностей задачи и искусства исследователя. Общих рекомендаций здесь, по-видимому, дать нельзя. Что касается экономических оценок здоровья, то они нужны не для принятия по этим оценкам решений (хотя и это является возможным в той части области допустимых решений, где нет противоречия между экономическими и прочими социальными целями), а для учета их при выборе стратегии развития по многим критериям, отражающим цель развития общества, идущего к коммунизму.

На рис. 2 показана схема принятия решений о стратегиях развития социально-природно-техничко-экономической структуры (СПТЭ-структуры), являющейся "внешней средой" по отношению к погруженной в нее человеческой популяции. Данная схема иллюстрирует тот факт, что в процессе принятия решения ЛПР должен оптимизироваться некий интегральный общественный критерий, в который должны входить экономические компоненты. Экономические оценки здоровья при этом используются для определения состояния СПТЭ-структуры, которая, в свою очередь, влияет на состояние здоровья.

Влияние состояния здоровья населения на степень достижения общественных целей определяется показателями здоровья, понимаемого в широком смысле этого слова и отражающего возможности реализации социальных и биологических функций каждого индивидуума и общества в целом [11]. Вклад здоровья в достижение общественных целей может быть хорошо приближен оверткой соматических показателей здоровья, поскольку психологический комфорт весьма тесно коррелирует с соматическим состоянием. Состояние здоровья определяется в свою очередь динамикой состояния (СПТЭ-структуры, определение которой требует возможно более полного и конкретного учета всех ресурсных возможностей, в том числе и здоровья, для достижения наилучшего, с общественной точки зрения, состояния.

Переходя к рассмотрению оценок здоровья, следует сделать ряд замечаний.

Во-первых, необходимость более детальной и точной оценки ресурсов требует учета не только заболеваемости, но и смертности, ущерб от которой может превышать ущерб от заболеваемости, но, как правило, не учитывается в практических расчетах [5].

Во-вторых, процессы изменения здоровья являются весьма сложными, инерционными, включают отдаленные эффекты, поэтому при оценивании состояния здоровья весьма полезным представляется использование системных имитационных моделей динамики здоровья в социальной и природной среде.

В-третьих, использование оценок здоровья как ресурса, не вызывающее возражений с этической-гуманистической стороны, требует конкретных, желательно количественных, знаний о динамике состояния целостной, комплексной СПТЭ-системы при различных стратегиях и связанных с ними различных состояниях ресурсов. Для получения подобных знаний о сложной системе с многочисленными обратными связями также представляется полезным использование имитационных моделей СПТЭ-системы.

В реальных задачах, связанных с оценкой здоровья, далеко не всегда имеется возможность оценить хотя бы приблизительно все последствия той или иной стратегии. В этих случаях экономические оценки здоровья следует применять для выбора решения с большой осторожностью. Как и вообще в тех случаях, когда последствия реализации решения трудно прогнозируемы, например, в случаях принятия решений о крупных народнохозяйственных проектах, уникальных природных комплексах и т.п. Экономические оценки не являются инструментом выбора стратегии главным образом потому, что они не являются устойчивыми по отношению к реализации выбранного решения.

В такой ситуации, кроме знания величины экономического эффекта, желательны знания о том, за счет чего он возник и какие изменения здоровья при этом наблюдаются. Эффективным средством анализа здесь может служить человеко-машинная система оценки и прогноза здоровья, предоставляющая пользователю возможности для изучения состояния здоровья в диалоговом режиме, вычисления различного рода индикаторов и индексов,

т.е. осуществления процесса интерпретации информации о здоровье [21].

4.2. Подходы к экономическому оцениванию здоровья населения

Требования практики в настоящее время обуславливают необходимость получения и использования в процессе сравнения альтернатив социально-экономического развития конкретных количественных оценок здоровья.

Для оценки и прогноза состояния здоровья при изменениях состояния окружающей социальной и природной среды могут использоваться различные методы. Наиболее известными являются: 1) метод контрольных регионов, 2) использование регрессионных моделей, 3) имитационное моделирование. Рассмотрим достоинства и недостатки данных методов.

Метод контрольных регионов наиболее прост в применении. Он заключается в подборе региона с характеристиками окружающей среды, аналогичными ожидающимся в изучаемом регионе. После этого для оценки ущерба используется информация о состоянии здоровья населения в регионе-аналоге. Существенными недостатками метода являются: трудность, а зачастую и невозможность подбора достаточно близкого по своим характеристикам аналога, трудность учета долговременных и кумулятивных эффектов, неопределенность значимых факторов, которые необходимо принимать во внимание при определении схожести регионов.

Метод построения регрессионных моделей получил в настоящее время достаточно широкое распространение [8, 9, 35]. К недостаткам данного подхода относятся: а) неучет в подобных моделях динамичности процессов развития здоровья и кумулятивных эффектов, проявляющих себя иногда через несколько поколений; б) зависимость величин эффектов отдельных результирующих факторов и их совокупностей от субъективного выбора принятых в рассмотрении описательных ("объясняющих") факторов, а также в) от выбора вида зависимости между объясняющими и объясняемыми факторами, г) возможность ошибочного учета не значимых, но коррелирующих со значимыми, факторов.

Метод имитационного моделирования опирается на современ-

ные быстродействующие ЭВМ с хорошо развитыми диалоговыми средствами. Достоинством метода является возможность учета существенных механизмов, управляющих развитием здоровья населения в меняющейся среде. Трудности практического применения метода связаны с разрозненностью и иногда недостаточностью информации об упомянутых механизмах. В такой ситуации недостающая информация получается, как правило, на основе экспертных оценок.

Рассмотренные методы определения состояния здоровья являются взаимодополняющими. Наиболее перспективным представляется метод имитационного моделирования, значение которого будет возрастать параллельно с развитием вычислительной техники.

Оценкой уровня здоровья населения как ресурса может быть величина изменения народнохозяйственного критерия оптимальности (функции общественной полезности) при изменении уровня здоровья на малую величину. В отечественной практике используемыми в настоящее время методами экономической оценки здоровья являются методики оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей природной среды [5, 8].

В цикле методик, разработанных коллективом Сумского филиала Харьковского политехнического института им. В.И. Ленина под руководством О.Ф. Балацкого [8], ведущее положение при определении ущерба занимает прямой счет локальных ущербов отдельным подразделениям народного хозяйства. Авторы этих методик показали, что наибольший удельный вес в экономическом ущербе занимает локальный ущерб здравоохранению, возникающий за счет обусловленного загрязнением повышения заболеваемости и снижения трудоспособности населения. Общий ущерб получается как сумма частных ущербов, связанных с потерями национального дохода в связи с невыходом трудящихся на работу и прямыми затратами отрасли здравоохранения. Основой расчета является определение количества человеко-дней болезни для различных нозологических форм в различных возрастных группах, основанное на использовании регрессионных моделей.

Слабым местом данной методики являются упомянутые выше недостатки, присущие регрессионным моделям. Видимо, поэтому

в официально рекомендованном руководстве по определению ущерба от загрязнений [5] подход О.Ф. Балацкого фигурирует лишь как некоторая общая концептуальная схема. Для практических же расчетов рекомендуется укрупненная оценка экономического ущерба от источника загрязнений, определяемая формулой

$$Y = \gamma \cdot \sigma \cdot \lambda \cdot M,$$

где Y - оценка ущерба (руб/год); γ - константа дисконтирования ($\gamma = 2$ до 1985 г., $\gamma = 2,4$ после 1985 г. (руб/усл.т)); σ - показатель опасности загрязнений для различных территорий (безразмерная); λ - поправка, учитывающая характер рассеяния загрязнений в атмосфере (безразм.); M - приведенная масса годового выброса загрязнений (усл.т/год).

$$M = \sum_{i=1}^N A(i) \cdot m(i),$$

где N - общее число загрязнителей, $m(i)$ - масса годового выброса i -го загрязнителя (т/год), $A(i)$ - показатель относительной агрессивности примеси i -го вида (усл.т/т).

$$A(i) = a(i) \cdot \alpha(i) \delta(i),$$

где $a(i)$ - показатель относительной опасности присутствия примеси в воздухе, вдыхаемом человеком; $\alpha(i)$ - поправка, учитывающая вероятность аккумуляции и поступления загрязнителя в организм иными, кроме ингаляционного, путями; $\delta(i)$ - поправка, учитывающая действие на различные реципиенты, кроме человека.

Показатель относительной опасности i -го загрязнителя $a(i)$ определяется отношением принятой за эталонный загрязнитель (предельно допустимая концентрация) окиси углерода к ПДК загрязнителя. Такой подход позволяет достаточно просто оценить эффект действия любого загрязнителя, однако нормировка по ПДК страдает тем существенным недостатком, что величины ПДК определяются в основном экспериментальным путем и отражают пороги изменения функционального или биохимического статуса организма, который не всегда непосредственно связан с величинами изменений заболеваемости и смертности, в основном определяющими значение ущерба.

В заключение заметим, что сложный характер оцениваемых процессов и существенная приблизительность оценок обуславливают повышенный интерес к таким вопросам, как ранжирование по степени значимости принимаемых в рассмотрение эффектов, хотя бы приближенная оценка точности получаемых результатов, определение границ применимости предлагаемых методик и т.д. Данным вопросам в литературе, посвященной разработке методов оценивания здоровья, не всегда уделяется достаточное внимание. Между тем, вполне можно ожидать, например, что для каких-либо достаточно плотно населенных регионов ущерб от заболеваемости будет составлять 80-90% всего связанного с загрязнением ущерба и определяться с точностью до 50%, что делает бессмысленным в данном случае включение в интегральный эффект точных оценок ущербов промышленности, коммунальному хозяйству и т.д. Недостаточное внимание уделяется ущербу от смертности.

По всей видимости, на современном этапе вряд ли можно ожидать большей точности оценок здоровья, тем не менее иногда представляемые оценки содержат четыре и больше значащих цифр [5], что создает неоправданную иллюзию точности метода. Для таких сложных явлений, как процессы динамики здоровья населения, полезным подспорьем анализа точности и диапазона применимости оценок здоровья могут служить имитационные эксперименты с моделями рассматриваемых объектов.

4.3. Оценка здоровья на основе имитационной модели процессов динамики здоровья населения

4.3.1. Краткая характеристика модели динамики здоровья.

Имитационная модель процессов динамики здоровья населения при изменении состояния окружающей среды создана в рамках работ по блоку здоровья системы экопротоза [46, 47] с целью получать оценку и прогноз здоровья населения в задачах регионального масштаба при изменениях экологических характеристик среды - загрязненности воздуха, воды и пищи, климатических параметров, уровня радиации и показателей мутагенности. В общем виде модель описывается уравнением динамики популяции с возрастной структурой [16]. Рождаемость либо зада-

ется сценарно, либо вычисляется по половозрастной структуре популяции, смертности [36] и уровню генетических aberrаций. Смертность и общая заболеваемость определяются характеристической функционального состояния организма - статусом, а также индикаторами патогенности среды и уровня медицинского сервиса, задаваемыми сценарно. Изменения статуса связаны с изменениями уровня неспецифического стрессора, определяемого экологическими входами. В соответствии с уровнем агрегирования рассматриваемых задач и самой модели производится расчет только общего уровня заболеваемости. Заболеваемость по основным нозологическим группам может быть оценена, исходя из относительного вклада различных болезней в общую заболеваемость, характерного для различных возрастов.

Таким образом выходом модели являются временные ряды половозрастных структур чисел живущих, состояния организма (статуса), общей заболеваемости (дезагрегированной, если необходимо, по основным нозологическим группам), смертности. Данные показатели являются базисными величинами, характеризующими здоровье. Полученный базис является входом в блок-интерпретатор, в котором вычисляются различного рода производные величины, могут быть названы оценками здоровья. Наиболее распространенными оценками являются различные индексы или индикаторы (см., например, [18]).

Тип интерпретации зависит от целей пользователя модели и может быть весьма многообразным. Это, например, интегральное наглядное представление информации в виде трехмерных поверхностей в пространстве время-возраст-показатель [21] или серии картосхем; ресурсные, в частности, экономические оценки; стандартные демографические показатели, такие как ожидаемая продолжительность жизни новорожденных, сальдо продуктивности, число дней болезни в году на человека или на всю рассматриваемую популяцию, число человеко-лет недожития относительно какого-либо стандарта и т.д.; выявление особых, представляющих интерес для пользователя событий, например, выход величин переменных состояния или скоростей их изменения за границы некоторой области. В последнем случае к модели может быть подключен блок ретроспективного анализа, выявляющий исходную причину, повлекшую за собой появление особого события [20].

4.3.2. Экономическая оценка изменения состояния здоровья населения.

Остановимся более подробно на экономической форме интерпретации состояния здоровья. В соответствии с получаемым в результате моделирования базисом (статус, заболеваемость, смертность) и принятыми подходами к оценке здоровья путем расчета ущерба [5, 8], выразим общий ущерб E_{CG} в виде суммы:

$$E_{CG} = (E_{CS} + E_{CD} + E_{CM}) \cdot (1 + E_{np})^{(T_0 - T)}$$

где E_{CG} - общий ущерб за год T на всю популяцию; E_{CS} - ущерб за счет снижения производительности труда при ухудшении статуса; E_{CD} - ущерб за счет заболеваемости; E_{CM} - ущерб за счет изменений половозрастной структуры популяции; E_{np} - норматив дисконтирования; T_0 - начальный момент времени.

Формула для оценки ущерба от снижения производительности труда в общем виде может быть записана следующим образом:

$$E_{CS} = \sum_{i,j} CTP(i,j) \cdot CSP(i,j) \cdot DEMS(i,j) \cdot FECS(STAT(i,j)),$$

где $CTP, CSP, DEMS, STAT$ - матрицы с размерностью $(IM, 2)$, содержащие половозрастные распределения значений коэффициентов участия в общественном производстве, стоимости произведенной за человеко-год продукции, чисел живущих, величин статуса соответственно. Здесь и далее индексы i, j задающие возраст и пол, пробегает соответственно следующие значения: $i = 1, IM; j = 1, 2$. IM - максимальный принимаемый в рассмотрение возраст, $FECS$ - функция, определяющая зависимость относительного количества недопроизведенной продукции от величины статуса.

В настоящее время ведутся работы по определению вида функции $FECS$ [6]. В линейном приближении данная функция имеет вид

$$FECS = CTE \cdot STAT(i,j),$$

где CTE - величина снижения производительности труда при изменении статуса на единицу, которая может быть приближенно оценена путем сравнения производительности труда рабочих

с равной квалификацией, но разным возрастом и соответственно статусом. При этом лучше брать в рассмотрение лиц предпенсионного возраста, характеризующегося более стабильной квалификацией и более быстрым изменением статуса с возрастом.

Оценка ущерба от заболеваемости имеет следующий вид:

$$ECD = \sum_{i,j} CEC D(i,j) \cdot DEMS(i,j) \cdot DSD(i,j),$$

где $CECD(i,j)$ - оценка одного дня болезни, $DSD(i,j)$ - число дней болезни на человека за год.

Оценка ущерба от изменения структуры популяции основывается на идее подсчета числа потенциально потерянных лет жизни.

$$ESM = \sum_{i,j} CECM(i,j) \cdot (DEMSET(i,j) - DEMSL(i,j)),$$

где $CECM(i,j)$ - сальдо потребления и созданной стоимости на одного человека данного пола и возраста за год [25, 39],

$DEMSET(i,j)$ - число живущих в эталонной популяции.

По поводу оценки ущерба от изменения структуры следует сделать ряд замечаний, связанных с выбором эталона. В качестве эталона может быть выбрана популяция, характеризующаяся минимальными величинами повозрастных сил смертности (например, силы смертности для популяции Швеции, или минимальные по всему миру силы смертности, или силы смертности для стандартной популяции ООН с максимальной продолжительностью жизни новорожденных [II] и т.д.) и рождаемостью, равной рождаемости в исследуемой популяции. В данном случае оценка ESM является оценкой ущерба от преждевременной смертности. Если рождаемость в эталонной популяции принять равной рождаемости в исследуемой популяции в момент начала моделирования, а рождаемость в исследуемой популяции изменяется в зависимости от изменений состояния окружающей среды, то оценка ESM будет характеризовать комплексный эффект изменений окружающей среды на популяцию.

Величина ESM зависит от выбора эталона и, следовательно, характеризует ущерб, возникающий при отклонении структуры популяции от некоего идеала. Большой практический интерес представляет величина изменения ESM при изменении сценариев развития, которая уже не зависит от выбора эталона.

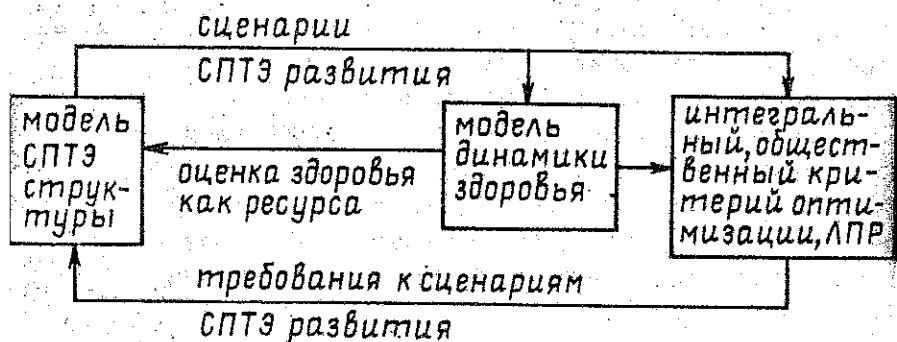
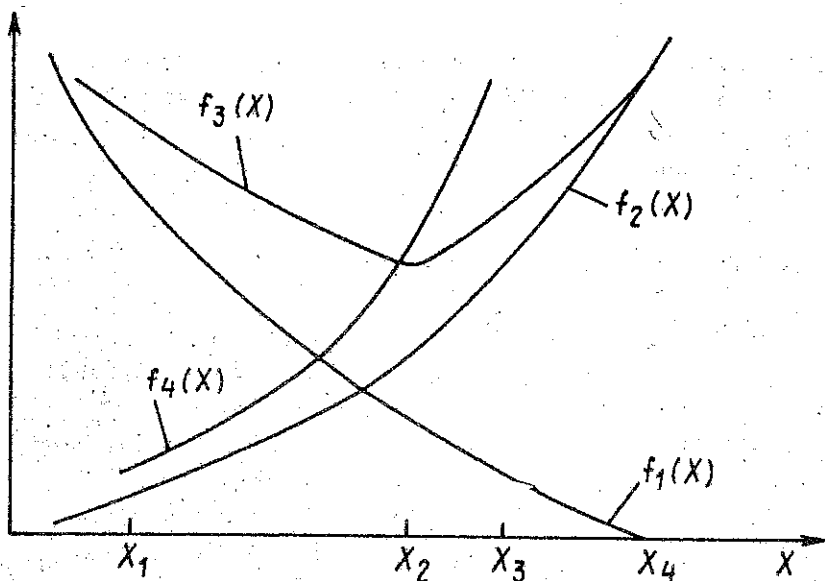
Поскольку оценки ECS, ECD носят абсолютный характер, а оценка ESM - относительный, представляется полезным рассчитывать и анализировать их по отдельности, прежде чем суммировать в общий ущерб.

В заключение необходимо отметить, что данные оценки носят безусловно весьма приближенный характер и будут уточняться по мере развития экономической науки и представлений о механизмах управления здоровьем.

Заключение

Разработанная во ВНИИСИ система экологического прогноза является полезным инструментом принятия научно обоснованных решений в области взаимодействия природы и общества. На выходе системы лицо, принимающее решение, получает натуральные (физические) и экономические показатели последствий выбора некоторой стратегии. Системный подход, положенный в основу разработки методики экологического прогноза и базирующихся на ней экономических оценок природных ресурсов, позволяет объединить имитационное моделирование, расчеты экономической эффективности и формализованные методы принятия решений для разработки стратегии природопользования. Преимущества системного подхода, как отмечает Н.П. Федоренко [40], "очевидны - он позволяет свести к минимуму объем априорно задаваемых показателей, в более полной мере учитывать прямые и обратные связи между многочисленными экономическими переменными".

Описанная в работе система экономических оценок природных ресурсов и ущерба от ухудшения состояния здоровья населения вследствие антропогенных экологических нарушений в настоящее время дополняется и совершенствуется на основе методологии теории системы оптимального функционирования социалистической экономики.



Литература

1. Материалы XXVI съезда КПСС. - М.: Политиздат, 1982.
2. Материалы Пленума Центрального Комитета КПСС, 14-15 июля 1983 г. - М.: Политиздат, 1983.
3. Материалы Пленума Центрального Комитета КПСС, 26-27 декабря 1983 г. - М.: Политиздат, 1983.
4. Проект методики экономической оценки важнейших ресурсов. - М.: ЦЭМИ АН СССР, 1980.
5. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. - М.: ЦЭМИ АН СССР, 1982.
6. Определение эффективности мероприятий по улучшению условий труда. Межотраслевые методические рекомендации, 1979. - М.: ВНИИ труда Госкомтруда СССР.
7. Астахов А.С. Фактор времени в экономических расчетах и проблема оценки экономической эффективности запасов полезных ископаемых. - Экономика и математические методы, 1981, № 2, т. X, вып. VII.
8. Балацкий Д.Ф. Экономика чистого воздуха. - Киев: Наукова думка, 1979.
9. Берри Б., Хортон Ф. Загрязнение среды и хронические болезни. - В кн.: Новые идеи в географии. - М.: Прогресс, 1979, вып. 4, с. 321-357.
10. Введение в теорию и методологию системы оптимального функционирования социалистической экономики. Под ред. Федоренко Н.П., Овсиенко Ю.В., Петракова Н.Я. - М.: Наука, 1983.
11. Венедиктов Д.Д. Об определении понятия и динамическом моделировании общественного здоровья. - М.: рук. депонир. во ВНИИМИ МЗ СССР, № 5241-82, МРЖ, раздел 16, № 9, 1982.
12. Голуб А.А., Синельников С.Г. Применение диалогового программирования в моделировании взаимодействия природы и общества. - В сб.: Технология, организация промышленного производства и управления. - М.: НИИЭ информэнергомаш, 1982.

- Горетко А.Б., Сурков Ф.А. Математика и проблемы сохранения природы. - М.: Знание, 1975.
- Гофман К.Г. Методы экономической оценки природных ресурсов. - М.: АНХ СМ СССР, 1980.
- Гофман К.Г. Экономическая оценка природных ресурсов в условиях социалистической экономики. - М.: Наука, 1977.
- Динамическая теория биологических популяций. Под ред. Полуэктова Р.А. - М.: Наука, 1976.
- Егоров А.Н., Зыбина Л.Н. и др. Водохозяйственное районирование и экономическая оценка водных ресурсов. - В сб.: Труды Гидропроекта. - М.: Гидропроект, 1973, вып. 29.
- Ермаков С.П., Комаров Ю.М. Обобщенные показатели здоровья больших контингентов населения. - В кн.: Автоматизированная система управления городом. - Новосибирск: Наука, 1979, с. 40-57.
- Иванова Т.А., Томилини Ю.А., Хомяков П.М. Экономическая оценка компонентов природной среды. - В сб.: Моделирование процессов экологического развития. - М.: ВНИИСИ, 1982, вып. 2, с. 12-19.
- Ковригин О.В., Смольянинов Н.Д., Чмырь А.Я. К вопросу об интерпретации результатов машинного моделирования. - В сб.: Человеко-машинная система моделирования процессов глобального развития. - М.: ВНИИСИ, 1982, с. 99-103.
- Крутько В.Н., Блохинов Ю.В. и др. Проблема машинной интерпретации результатов имитационного моделирования медико-демографических процессов. - В сб.: Управление системами здравоохранения (тезисы докладов международного совещания). - М.: ВНИИММ, 1982, с. 51-52.
- Ларичев О.И. Системный анализ и принятие решений. - В сб.: Проблемы и процедуры принятия решений при многих критериях. - М.: ВНИИСИ, 1982, вып. 6, с. 17-26.
- Крутько В.Н., Пегов С.А., Хомяков Д.М., Хомяков П.М. Модель динамики средообразующих факторов. Препринт. - М.: ВНИИСИ, 1982.
- Матлин Г.М. Об экономической оценке воды. - В сб.: Экономические проблемы оптимизации природопользования. Под ред. Федоренко Н.П. - М.: Наука, 1973, с. 121-129.

25. Никитенко В.В. Поколения в демографическом анализе. Автореф. дисс. к.э.н. - Киев, 1978.
26. Новожилов В.В. Проблемы соизмерения затрат и результатов при оптимальном планировании. - М.: Наука, 1972.
27. Овсиенко Ю.В., Соболев И.И. Проблема оптимизации использования лесных ресурсов с учетом их экологического значения. - Экономика и математические методы, 1983, т. XIX, вып. 5.
28. Оптимизация функционирования социалистической экономики. Под ред. Шаталина С.С. - М.: МГУ, 1980.
29. Охрана окружающей среды. Модели социально-экономического прогноза. - М.: Экономика, 1983.
30. Пегов С.А., Хомяков Д.М., Хомяков П.М. Формализация оценки качества компонентов окружающей среды. Препринт. - М.: ВНИИСИ, 1982.
31. Петров А.И. Роль рентной составляющей общественно необходимых затрат в оптимизации природопользования. Препринт. - М.: ЦЭМИ АН СССР, 1982.
32. Подольский Е.Н., Флоров Л.Е. Методические основы определения и использования замыкающих оценок водных ресурсов. - Водные ресурсы, 1973, № 5, с. 188-197.
33. Природные ресурсы в моделях территориально-производственных систем. Под ред. Мкртчяна Г.М., Суспицина С.А. - Новосибирск: Наука, 1982.
34. Проблемы оптимального функционирования социалистической экономики. Под ред. Федоренко Н.П. - М.: Наука, 1972.
35. Смит В.К. Измерение зависимости смертности от загрязнения воздуха. - В кн.: Новые идеи в географии. - М.: Прогресс, 1979, с. 358-377.
36. Соколов А.В. Об одном подходе к описанию рождаемости в демографических моделях. - В сб.: Моделирование процессов экологического развития. - М.: ВНИИСИ, 1982, вып. 2, с. 77-86.
37. Социалистическое природопользование. Экономические и социальные аспекты. Под ред. Некрасова Н.Н., Матеева Е.М. - София: Экономика, Партиздат, 1980.
38. Социализм и природа (научные основы социалистического природопользования). - М.: Экономика, 1982.

39. Урланис Б.Ц. Народонаселение (исследование, публицистика). - М.: Статистика, 1976.
40. Федоренко Н.П. О проблемах развития экономико-математического направления советской экономической науки. - Экономика и математические методы, 1984, т. XX, вып. 1.
41. Хомяков П.М. Индексная модель динамики средообразующих факторов. - В сб.: Моделирование процессов экологического развития. - М.: ВНИИСИ, 1982, вып. 2, с. 55-61.
42. Шаталин С.С. Проблемы анализа и совершенствования хозяйственного механизма. - Экономика и математические методы, 1980, т. XVI, вып. 4.
43. Юдин Д.Б.; Немировский А.С., Горяшко А.П. Математические методы проектирования устройств и алгоритмов АСУ. - М.: Советское радио, 1982.
44. Юдин Д.Б. Обобщенное математическое программирование. - Экономика и математические методы, 1984, т. XX, вып. 1.
45. Юдин Д.Б. Математическое программирование в порядковых шкалах. - Техническая кибернетика, 1982, № 2.
46. Pegov S., Khomyakov P., Kroutko V. Forecasting and Estimating Environmental Changes on Regional Basis. - IIASA, Laxenburg, 1983, WP-83-83, 14 p.
47. Pegov S., Khomyakov P., Kroutko V. et al. System of Ecological Forecasting (SEF). - IIASA, Laxenburg, 1983, WP-83-86, 32 p.

Редактор Т.В. Ковалина

Сдано в набор 13.03.85		
Подписано в печать 05.03.85		T-00179
Формат 60x90 1/16	Бум. офс. № 1	Печать офсетная
Усл. печ. л. 3,0	Усл. кр.-отт. 3,19	Уч.-изд. л. 2,44
Тир. 200 экз.	Зак. 202	Цена 20 коп.

Производственно-издательский комбинат ВИНТИ
140010, Люберцы 10, Московской обл.,
Октябрьский проспект, 403
117312 Москва, проспект 60-летия Октября, д. 9
РПО ВНИИСИ, т. 135-31-58