

Двухкритериальная модель управления устойчивым развитием территорий

© 2010 В.М. Умывакин, В.Б. Власов, А.В. Климов
Воронежский государственный университет
E-mail: umyvakin@mail.ru

В статье предлагаются модели двухкритериальной оценки и управления устойчивым развитием территорий как эколого-экономических систем с интенсивной хозяйственной деятельностью.

Ключевые слова: устойчивое развитие территорий, эколого-экономические системы, двухкритериальная оценка и управление, модели и механизмы.

В современной России управление устойчивым (сбалансированным эколого-экономическим) развитием территорий невозможно без наличия и использования интегрированной информации о качестве окружающей среды. Комплексная оценка качества (экологической безопасности) территорий является важнейшей составляющей интегрального индекса синтетической категории качества жизни населения как показателя достижения целей социально-экономического развития региона¹.

Каждая территория представляет собой незаменимый и ограниченный по качеству комплексный пространственно-распределенный ресурс, компоненты которого характеризуют ее социально-экономический и экологический потенциал. В то же время территорию необходимо рассматривать как сложную эколого-экономическую систему (ЭЭС), целевое состояние которой определяется требованиями к конечному результату управленческой деятельности. В работе И.Н. Багриновского, М.Я. Лемешева ЭЭС определяется как “совокупность взаимосвязанных экономических, технических, социальных и природных факторов в окружающем человека мире”². При разработке моделей и механизмов управления устойчивым развитием территорий необходимо учитывать многоаспектность результата деятельности управляемых субъектов и, в первую очередь, его экономическую и экологическую составляющие³. Снижение экологической безопасности территорий, с одной стороны, и необходимость экономического роста - с другой, образуют основное противоречие в реализации модели устойчивого развития ЭЭС. В данной ситуации особую роль играют механизмы комплексного оценивания уровня экологической безопасности/опасности территорий.

Для измерения экологической, социальной и экономической эффективности результата управленческой деятельности требуется разработка теоретических и методических основ интеграль-

ной оценки и контроля качества ЭЭС в рамках двухкритериального подхода к управлению устойчивым развитием территорий.

Анализ современного состояния ЭЭС показывает, что до сих пор при разработке управленческих решений по устойчивому развитию территорий мы имеем дело с количественными критериями (типа рентного дохода, кадастровой стоимости земель), позволяющими ответить на вопрос, сколько нужно платить за территориальные ресурсы. При этом не дается ответ на вопрос, сколько и чем придется расплачиваться за неучет требований к качеству территорий и неопределенности экологических, социальных и экономических последствий управленческой деятельности. В данной ситуации для принятия компромиссных управленческих решений предлагается использовать двухкритериальный подход.

Принцип двухкритериальности оценки и управления ЭЭС заключается в необходимости измерения эффективности результата управленческой деятельности в количественном и качественном аспектах, т.е. на языке двух основных противоречивых обобщенных критериев: “экономического” - “количество” (уровень жизни) и “экологического” (качество жизни). В нашем случае экологической составляющей является “интегральное качество территорий” или “риск недостижения целевого состояния ЭЭС”.

Методология двухкритериального подхода к выработке эффективных управленческих решений по устойчивому развитию территорий основана на идее одновременного учета прибыльности (доходности) и риска финансовых операций⁴. В нынешних условиях данное требование должно быть модифицировано следующим образом: любая количественная оценка (критерий) эффективности результата управленческой деятельности должна быть дополнена оценкой риска недостижения планируемого эффекта устойчивого развития территорий. При этом возникают две основные задачи: 1) хеджирование рисков на ос-

нове их количественной оценки в денежной форме (так называемая Ваг-методология) и 2) принятие управленческих решений как выбор наиболее предпочтительного варианта из соответствующего множества Парето-оптимальных (компромиссных) вариантов устойчивого развития территорий.

Предлагаемая методология двухкритериального подхода к принятию обоснованных управленческих решений ориентирована на использование в качестве обобщенной меры экологической опасности территорий интегральной оценки трудности достижения целей устойчивого развития ЭЭС, которая имеет вероятностную интерпретацию⁵. Двухкритериальный подход к управлению качеством территорий позволяет визуализировать поиск и существенно сократить число анализируемых вариантов устойчивого развития ЭЭС с одновременным контролем их эффективности.

Рассмотрим нормативную модель интегральной оценки качества ЭЭС типа “обобщенный риск недостижения целевого эколого-хозяйственного состояния территорий”⁶. Будем считать, что качество ЭЭС описывается фиксированным набором частных показателей y_1, \dots, y_M . При этом предполагается, что чем меньше значение частного j -го показателя качества (ПК), тем выше качество ЭЭС.

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

1) абсолютная оценка качества μ_j по j -му ПК является безразмерной величиной - функцией $\mu_j = \mu_j(y_j)$, $j=1, 2, \dots, M$. Данная функция может иметь следующий вид: $\mu_j = (y_j - y_j^{\min}) / (y_j^{\max} - y_j^{\min})$. Здесь y_j^{\min} и y_j^{\max} - соответственно, минимальное и максимальное возможные значения j -го ПК;

2) относительная оценка качества $d_j = d_j(\mu_j, \epsilon_j)$ является функцией двух переменных - абсолютной оценки μ_j и нормативного требования ϵ_j к качеству ЭЭС по j -му ПК. Она имеет содержательный смысл риска недостижения требуемого качества ЭЭС;

3) нормативный уровень ϵ_j может быть определен по формуле: $\epsilon_j = (y_j^* - y_j^{\min}) / (y_j^{\max} - y_j^{\min})$, где y_j^* - предельно-допустимое значение j -го ПК. Требования к качеству ЭЭС выполняются при $\mu_j \geq \epsilon_j$, т.е. при $y_j \leq y_j^*$;

4) при выполнении требований $0 \leq d_j(\mu_j, \epsilon_j) \leq 1$. Риск d_j минимален: а) при отсутствии всяких требований ($d_j=0$ при $\epsilon_j=0$ и $\mu_j > 0$); б) при предельно возможном качестве независимо от требований ($d_j=0$ при $\mu_j=1$ и $\mu_j > \epsilon_j$). Риск максимален при предельно низком допустимом качестве терри-

торий ($d_j=1$ при $\mu_j = \epsilon_j \neq 0$). Таким образом, частный риск d_j является относительной оценкой некачественности ЭЭС по j -му ПК и может быть интерпретирован как мера несоответствия достигнутого качества μ_j и предъявляемого к качеству требования - нормативного уровня ϵ_j . Такое определение качества системы соответствует “ГОСТ Р-ИСО 9000-2001. Системы менеджмента качества. Основные положения и словарь”.

В работе⁷ показано, что при $\mu_j \geq \epsilon_j$ вышеуказанным условиям 1) - 4) удовлетворяет единственная функция d_j вида

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

Там же приведена вероятностная интерпретация частных оценок d_j , что позволяет использовать их для измерения экологической опасности или риска недостижения требуемого качества ЭЭС.

Интегральная оценка экологической опасности территорий конструируется на основе агрегирования частных относительных оценок d_j некачественности ЭЭС. Можно показать⁸, что нормативная модель интегральной оценки качества ЭЭС имеет вид

$$d = 1 - \prod_{j=1}^M (1 - d_j)^{\lambda_j}, \quad (2)$$

где λ_j - весовые коэффициенты частных оценок d_j ,

удовлетворяющие условию нормировки $\sum_{j=1}^M \lambda_j = 1$,

$$\lambda_j \geq 0, j=1, 2, \dots, M.$$

Интегральные оценки качества ЭЭС типа “обобщенный риск” отличаются от аналогов тем, что:

- частные показатели качества ЭЭС могут быть измерены в различных шкалах (шкале отношений, в порядковой шкале, в виде балльных оценок);
- интегральные оценки качества ЭЭС являются измерениями в порядковой шкале характеристики “риск невыполнения требований к качеству”;
- требования к качеству ЭЭС задаются в виде нормативных уровней - нижних предельно допустимых значений по каждому показателю качества в отдельности;
- учитывается неопределенность (расплывчатость) и противоречивость в требованиях к качеству ЭЭС с помощью задания допустимых отклонений от нормативных уровней;
- возможен учет неравноценности частных оценок качества ЭЭС на основе определения весовых коэффициентов показателей;

- оценки технологически связаны с методами анализа иерархий (дерева свойств);
- оценки принимают минимальные значения на множестве Парето-оптимальных (компромиссных) вариантов развития ЭЭС.

Интегральная оценка (2), основанная на знаниях и опыте экспертов, является измерением в порядковой шкале, что позволяет квалифицированно ее использовать для ранжирования вариантов ЭЭС с различными уровнями экологического риска негативного антропогенного воздействия на качество территорий. В этом случае для содержательной интерпретации степени экологической опасности территорий целесообразно использовать особый вид порядковых шкал - вербально-числовые шкалы⁹. В состав таких шкал включают содержательное (вербальное, словесное) описание выделенных градаций шкалы и соответствующие им числовые значения.

Наиболее широко на практике применяется вербально-числовая шкала "желательности" Харрингтона (см. таблицу).

Стандартные градации на шкале Харрингтона

№ п/п	Содержательное описание градаций	Числовое значение
1	Очень высокая	1,00 - 0,80
2	Высокая	0,80 - 0,63
3	Средняя	0,63- 0,37
4	Низкая	0,37- 0,20
5	Очень низкая	0,20- 0,00

Данная шкала относится к психофизическим шкалам. Ее конечное назначение - установление соответствия между физическими и психологическими факторами, влияющими на принятие обоснованных эколого-экономических решений. При этом под физическими факторами понимаются реальные оценки качества территорий, а под психологическими - экспертные оценки "желательности" того или иного значения показателей экологического риска анализируемых вариантов. Числовые значения градаций шкалы Харрингтона получены на основе обработки и анализа большого объема статистических данных, что придает этой шкале достаточно универсальный характер и позволяет использовать ее различные модификации для оценки различных критериев качественного (субъективного) характера. Например, для оценки степени экологического риска необходима разработка специальной вербально-числовой шкалы. Ее построение включает два этапа: выбор содержательных градаций (делений) шкалы и определение их числовых значений.

Рассмотрим методические вопросы расчета интегральной оценки экологической опасности территорий с интенсивной хозяйственной дея-

тельностью, значения которой будем использовать при разработке соответствующей вербально-числовой шкалы.

Пусть определен перечень из N вариантов устойчивого развития территорий, экологическое состояние которых характеризуется M показателями качества. При этом первичная информация о качестве территорий представлена в виде таблицы (матрицы) исходных эколого-хозяйственных данных $Y = \|y_j^i\|$ с N строками и M столбцами. Элемент матрицы y_j^i является значением j -го частного натурального ПК i -го варианта, $j=1,2,\dots,M$; $i=1,2,\dots,N$. Требуется: 1) перейти от натуральных значений y_j^i частных ПК к соответствующим безразмерным относительным частным оценкам d_j^i по j -му ПК i -го варианта; 2) построить интегральную оценку экологической опасности d^i для всех анализируемых вариантов управленческих решений.

Обозначим через y_j^* - предельно допустимый (нормативный) уровень, который характеризует требование к качеству территорий по j -му

ПК. Будем считать, что нормативное требование к качеству i -го варианта по j -му ПК выполнено, если $y_j^i \leq y_j^*$, $j=1,2,\dots,M$. При наличии противоречивости и неопределенности (нечеткости) в требованиях к качеству ЭЭС нормативные требования целесообразно задавать с некоторым "запасом" - допустимым отклонением (уступкой) $\delta_j^* > 0$, т.е. в виде: $y_j^i \leq y_j^* + \delta_j^*$, $j=1,2,\dots,M$. Для расчета частной оценки d_j^i экологической опасности по формуле (1) необходимо знать значения безразмерных величин μ_j^i и ε_j , являющихся, соответственно, абсолютной оценкой качества и нормативным требованием.

Пусть для каждого ПК заданы:

1) a_j и b_j - соответственно, нижняя и верхняя границы диапазона изменения (например, минимальное и максимальное возможные значения);

2) y_j^* и $\delta_j^* > 0$ - соответственно, нормативный уровень и допустимое отклонение. Причем $a_j \leq y_j^* + \delta_j^* \leq b_j$;

3) весовые коэффициенты λ_j частных оценок экологической опасности территории.

Например, можно следующим образом вычислить значения $\mu_j^i = (y_j^i - a_j) / (b_j - a_j)$ и $\varepsilon_j = (y_j^* + \delta_j^* - a_j) / (b_j - a_j)$. Очевидно, что $0 \leq \mu_j^i \leq 1$ при всех i и j , а

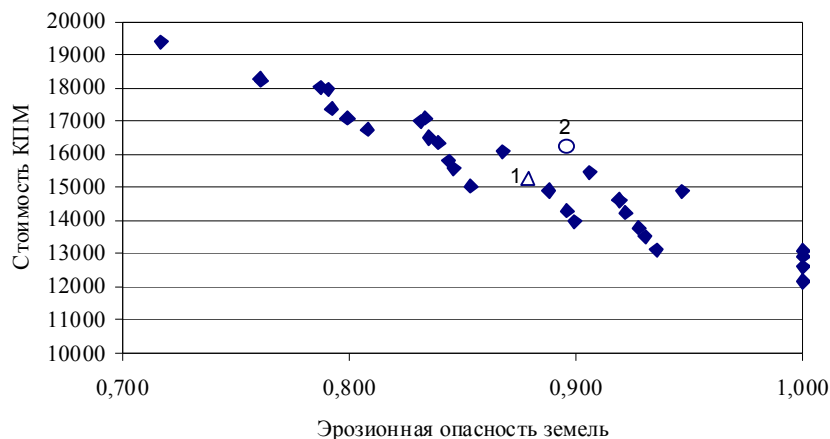


Рис. Визуализация компромиссных вариантов комплекса природоохранных мероприятий

$0 \leq \varepsilon_j \leq 1$ при $a_j \leq y_j^* + \delta_j^* \leq b_j$. Кроме того, если выполняются нормативные требования, т.е. если $y_j^i \leq y_j^* + \delta_j^*$, то $\mu_j \geq \varepsilon_j$. После расчета величин d_j^i для каждого i -го варианта определяется интегральная оценка экологической опасности d^i по формуле (2).

Рассмотрим пример практической реализации нормативной модели интегральной оценки экологической опасности территорий для обоснования инвестиций в устойчивое землепользование в Центральном-Черноземном районе (ЦЧР) в рамках двухкритериального подхода к управлению ЭЭС. Площадь сельскохозяйственных земель ЦЧР составляет, по данным областных управлений сельского хозяйства, 16 824 тыс. га, или 87,4% от всей территории.

В настоящее время важной задачей уменьшения деградации и загрязнения территорий является программно-целевое планирование комплекса природоохранных мероприятий (КПМ). При этом общая цель заключается в максимальном снижении экологической опасности территорий при наименьших затратах на реализацию КПМ. Решение задачи многокритериального выбора наилучших вариантов КПМ для земель сельскохозяйственного назначения обеспечивается достижением разумного компромисса между частными противоречивыми критериями, на основе которых формируется интегральная оценка эрозионной опасности земель, и стоимостью КПМ (см. рисунок).

Из рисунка видно, что вариант 1 лучше варианта 2 сразу по двум обобщенным критериям, что позволяет сократить число рассматриваемых вариантов КПМ. Подчеркнем, что в данной си-

туации появляется возможность построить зависимость типа “затраты - качество”.

Таким образом, двухкритериальный подход к управлению устойчивым развитием территорий обеспечивает потенциальные возможности для повышения экономической и экологической эффективности управленческих решений.

¹ Айвазян С.А. Интегральные индикаторы качества жизни населения: их построение и использование в социально-экономическом управлении и межрегиональных сопоставлениях. М., 2000.

² Багриновский И.Н., Лемешев М.Я. О планировании экономического развития с учетом требований экологии // Экономика и математические методы. 1976. □ 4. С. 681-691.

³ Каплинский А.И., Руссман И.Б., Умывакин В.М. Алгоритмизация и моделирование слабоформализованных задач выбора наилучших вариантов систем. Воронеж, 1991.

⁴ Первозванский А.А., Первозванская Т.Н. Финансовый рынок: расчет и риск. М., 1996.

⁵ См.: Каплинский А.И., Руссман В.М., Умывакин В.М. Указ. соч.; Умывакин В.М. Интегральная эколого-хозяйственная оценка и управление земельными ресурсами в регионе. Воронеж, 2002.

⁶ Умывакин В.М. Указ. соч.

⁷ Каплинский А.И., Руссман И.Б., Умывакин В.М. Указ. соч.

⁸ Умывакин В.М. Указ. соч.

⁹ Литвак Б.Г. Разработка управленческого решения. М., 2002.

Поступила в редакцию 01.09.2010 г.