

УДК 504.06:33

В.М. Умывакин¹**КВАЛИМЕТРИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ
ДЛЯ ПРИРОДНО-ХОЗЯЙСТВЕННЫХ СИСТЕМ**

Рассмотрены модели частных и интегральной оценок экологической опасности для природно-хозяйственных систем и их применение для измерения общей эрозионной опасности земель речных водосборов Воронежской области.

Ключевые слова: квалиметрические модели, природно-хозяйственные системы, эрозионная опасность, Воронежская область.

Введение. В “Основах государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года” (утверждены Президентом РФ 30.04.2012) одно из важнейших направлений — “обеспечение соответствия экономической и иной деятельности установленным нормам и требованиям в области охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности”, поэтому актуальна проблема управления устойчивым (экологически ориентированным) природопользованием, т.е. интегральная оценка качества (деградации) территорий в категориях экологической безопасности и риска [4, 6, 8, 15].

Понятие “безопасность” не существует без антонима “опасность”. Согласно “Инструкции по экологическому обоснованию хозяйственной и иной деятельности” (утверждена приказом Минприроды России от 29.11.1995, № 539), обоснование хозяйственной деятельности “осуществляется для оценки экологической опасности намечаемых мероприятий, своевременного учета экологических, социальных и экономических последствий воздействия планируемых объектов на окружающую среду”. Там же дано определение: “Опасность экологическая — вероятность ухудшения показателей качества природной среды (состояний, процессов) под влиянием природных и техногенных факторов, представляющих угрозу экосистемам и человеку”. В работе [7, с. 151] экологическая опасность определяется как “вероятность нарушения и деградации окружающей среды в результате антропогенных воздействий, стихийных бедствий и природных катастроф, приводящих к угрозе человеку и его здоровью”.

В Федеральном законе РФ “Об охране окружающей среды” экологический риск определяется как “вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды и вызванного негативным воздействием хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайными ситуациями природного и техногенного характера”. В работе [6, с. 15] экологический риск — “это величина, пропорциональная отклонению от эталона качества”, и, таким образом,

“качество и риск можно измерять в сопоставимых шкалах”. Экологическая опасность как мера риска — “угроза изменения состава или свойств окружающей среды либо появление изменений связанных с возникновением нежелательных процессов, обусловленных антропогенным воздействием”. При этом подчеркивается, что смысл этого определения — вероятностный.

Под *экологической опасностью* понимается возможность (вероятность) потери качества территорий *природно-хозяйственных геосистем* (ПХГС) в результате антропогенной деятельности и природных процессов, а под экологическим риском — вероятность невыполнения требований к качеству территорий. ПХГС — это сложный, территориально и функционально целостный природно-антропогенный объект, выделенный по определенному принципу (например, бассейновому), имеющий разнокачественные природные и хозяйственные компоненты, взаимосвязанные потоками вещества, энергии и информации. При этом качество территорий ПХГС, оцениваемое как относительно экологических требований (норм), так и с точки зрения их природно-хозяйственной значимости (ценности), рассматривается в качестве иерархической системы частных свойств геосистемы. На нижнем уровне иерархической структуры (“дерева свойств”) качество территорий описывается определенным набором природно-хозяйственных показателей — частных показателей качества (ПК).

Постановка проблемы. Важнейшей системной принцип — принцип целостности (эмерджентности), характеризующийся: 1) неаддитивностью — “свойство системы (целого) не является простой суммой свойств составляющих ее элементов (частей), которая характеризует взаимосвязь системы как целого с внешней средой”; 2) “свойства системы (целого) зависят от свойств составляющих ее элементов (частей)” [2, с. 55]. При этом, с одной стороны, объединенные в систему компоненты, как правило, утрачивают часть свойств, присущих им вне системы, а с другой — компоненты, входящие в состав системы, могут приобрести новые свойства, например природные ком-

¹ Воронежский государственный педагогический университет, естественно-географический факультет, кафедра экологического образования, профессор, докт. геогр. н.; e-mail: umyvakin@mail.ru

поненты геосистем, подверженные антропогенному воздействию. Таким образом, для геосистемного анализа проблемы устойчивого природопользования на основе квалиметрического подхода необходимо использовать модели и методы неаддитивной интегральной оценки качества территорий ПХГС, имеющей вероятностную интерпретацию в категориях экологической опасности.

Материалы и методы исследований. Рассмотрим методологические аспекты построения интегральной оценки экологической опасности территорий для ранжирования управленческих решений по устойчивому природопользованию. Как показал анализ используемых в системных эколого-географических исследованиях интегральных оценок состояния окружающей среды [3, 8, 15], в геоэкологической квалиметрии широко используются обобщенные критерии (индексы) качества сложных геообъектов типа средних величин (табл. 1): аддитивная (средневзвешенная арифметическая) и мультипликативная (средневзвешенная геометрическая) (табл. 1).

Таблица 1

Виды средневзвешенных величин
(интегральных оценок качества геосистем)

Вид средневзвешенного	Формула
арифметическое	$d_m = \sum_{j=1}^m \lambda_j d_j$
геометрическое	$d_g = \prod_{j=1}^m d_j^{\lambda_j}$
квазигеометрическое	$d = 1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j)^{\lambda_j}$

Примечание. Действительные числа d_j принимают значения из интервала $[0, 1]$.

В табл. 1 через d_j обозначена j -я частная относительная оценка некачественности (деградации, экологической опасности) территорий ПХГС по j -му частному ПК. Весовые коэффициенты λ_j частных оценок d_j удовлетворяют условию

$$\sum_{j=1}^m \lambda_j = 1, \lambda_j \geq 0, j = 1, 2, \dots, m. \quad (1)$$

Например, в работе [3] используются частные оценки, которые получены с помощью нелинейного преобразования $d_j(z_j) = [z_j]^\beta$, где $z_j = (y_j^{\max} - y_j) / (y_j^{\max} - y_j^{\min})$ — нормированное значение j -го ПК i -й геосистемы из интервала $[0, 1]$, параметр $\beta > 1$. Здесь интегральной оценкой является средневзвешенная арифметическая величина. В работе [16] оценки d_j , принимающие значения из интервала $[0, 1]$ — нелинейные экспоненциальные функции желательности $d_j(z_j) = [\exp(-\exp(-z_j))]$,

где z_j — определенным образом нормированное значение j -го ПК, \exp — экспоненциальная функция, при этом в качестве интегральной оценки d используется среднее геометрическое.

Отметим, что аддитивные интегральные оценки и мультипликативные интегральные оценки вроде среднего геометрического не удовлетворяют существенному свойству “ограниченной компенсации”, т.е. условию невозможности улучшения значений некоторых частных оценок за счет компенсации сколь угодно большого снижения качества по другим частным оценкам.

Задача обоснованного выбора вида интегральной оценки (“сводной формулы”) качества типа “экологическая опасность” территорий ПХГС оказывается обычно очень сложной, а на практике такой выбор часто недостаточно корректен. Для нее должна быть выработана некоторая шкала измерения, которая должна отражать содержательный смысл измеряемой величины и иметь вероятностную интерпретацию.

В работе [8] сформулирован набор содержательных требований к комплексной геоэкологической оценке (КОГЭО) территорий: “формирование КОГЭО должно быть простым и понятным лицу, принимающему решение; КОГЭО должна быть детальной, а не средней оценкой территории, такой, на основании которой имелась бы возможность проводить оценки относительно небольших территорий, т.е. подсистем сложной системы; КОГЭО должна позволять выявлять территории (зоны) опасные в экологическом плане; КОГЭО должна быть единой и представлять собой в идеале некоторое математическое выражение (либо набор математических выражений), в которое введены все частные оценки отдельных факторов; методики проведения частных оценок должны быть самостоятельными, но в то же время они должны входить составной частью в КОГЭО” и пр.

Рассмотрим ситуацию, когда качество территорий ПХГС характеризуется только двумя частными ПК — y_1 и y_2 . Пусть d_1 и d_2 — соответствующие частные относительные оценки качества (квалитативные оценки) этих ПК, а $d = d(d_1, d_2)$ — интегральная квалитативная оценка, которая рассматривается как результат некоторой операции над частными квалитативными оценками ПХГС. Сформулируем основные априорные требования (аксиомы), лежащие в основе квалиметрического подхода к построению нелинейной (неаддитивной) интегральной оценки d :

1) *коммутативность (равноценность)* — одинаковая важность частных оценок d_1 и d_2 : $d(d_1, d_2) = d(d_2, d_1)$;

2) *ассоциативность (иерархическая одноуровненность)* — агрегируются лишь частные оценки d_j , принадлежащие одному уровню иерархической структуры (“деревя”) свойств ПХГС: $d(d(d_1, d_2), d_3) = d(d_1, d(d_2, d_3))$;

3) *гладкость* — непрерывная зависимость интегральной оценки от частных оценок: $d(d_1, d_2)$ — многочлен;

4) *ограниченность* — в квалиметрии задаются границы интервала изменения частных и интегральной оценок: $0 \leq d(d_1, d_2) \leq 1$ при $0 \leq d_1, d_2 \leq 1$;

5) *нейтральность* — интегральная оценка совпадает с частной оценкой, когда другая принимает минимальное значение: $d(d_1, 0) = d_1$, $d(0, d_2) = d_2$; $d(0, 0) = 0$, $d(1, 1) = 1$.

Проведенное в работе [5] теоретико-математическое обоснование показывает, что требованиям коммутативности (равноценности) и ассоциативности (иерархической одноуровненности) удовлетворяет интегральная оценка типа среднего “квазигеометрического”:

$$D = d_1 + d_2 - d_1 d_2 = 1 - (1 - d_1)(1 - d_2). \quad (2)$$

Как известно, вероятность суммы двух совместных событий A и B вычисляется по формуле: $P(A + B) = P(A) + P(B) - P(AB)$. В силу независимости событий A и B $P(AB) = P(A)P(B)$. Таким образом, формула (2) совпадает с формулой вероятности суммы двух совместных независимых событий.

В общем случае для m частных ПК интегральная оценка экологической опасности территорий ПХГС — средневзвешенная квазигеометрическая величина (табл. 1) и имеет вид [4, 5]:

$$d = 1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j)^{\lambda_j}, \quad (3)$$

где λ_j — весовые коэффициенты частных оценок d_j^i , удовлетворяющие условию (1), $j = 1, 2, \dots, m$. Отметим, что имеет место неравенство:

$$\left[1 - \prod_{j=1}^m (1 - d_j)^{\lambda_j} \right] \geq \sum_{j=1}^m \lambda_j d_j \geq \prod_{j=1}^m d_j^{\lambda_j}.$$

Таким образом, средневзвешенное квазигеометрическое является оценкой сверху для средневзвешенного арифметического и средневзвешенного геометрического. При этом для частных оценок d_j экологической опасности территорий ПХГС все средневзвешенные величины (интегральные оценки) принимают значения из интервала $[0, 1]$. Чем меньше значение средневзвешенного квазигеометрического (интегральной оценки некачественности ПХГС), тем ниже общая экологическая опасность территорий.

Для построения интегральной качественной оценки d нужно иметь частные относительные качественные оценки d_j ПХГС по j -му ПК, $j = 1, 2, \dots, m$. Обозначим через y_j^i — значение j -го ПК для i -й геосистемы, а через y_j^* — пороговое (предельно допустимое) значение, отражающее нормативное требование к качеству ПХГС по j -му ПК. Поставим им в соответствие две безразмерные величины, принимающие значения из интервала $[0, 1]$: $\mu_j^i = \mu_j(y_j^i)$ — абсолютную частную оценку качества и $\varepsilon_j = \varepsilon_j(y_j^*)$ — соответствующий нормативный уровень по j -му ПК. Будем считать, что требование к качеству ПХГС по j -му ПК выполнено, если $\mu_j^i \geq \varepsilon_j$. При этом частная оценка d_j как

функция величин ε_j и μ_j должна удовлетворять следующим условиям: 1) $0 \leq d_j \leq 1$ при $\mu_j \geq \varepsilon_j$; 2) $d_j = 0$ при $\varepsilon_j = 0$, $\mu_j > 0$ (оценка минимальна, если нет никаких требований к качеству); 3) $d_j = 0$ при $\mu_j = 1$ и $\mu_j > \varepsilon_j$ (оценка минимальна при “идеальном” качестве независимо от требований); 4) $d_j = 1$ при $\mu_j = \varepsilon_j \neq 0$ (оценка максимальна при предельно низком допустимом качестве).

В работах [4, 5] показано, что при $\mu_j \geq \varepsilon_j$ указанным условиям удовлетворяет частная качественная оценка d_j вида

$$d_j = [\varepsilon_j(1 - \mu_j)] / [\mu_j(1 - \varepsilon_j)]. \quad (4)$$

Доопределим оценку d_j следующим образом: 1) $d_j = 1$ при $\mu_j = \varepsilon_j = 1$; 2) $d_j = 0$ при $\mu_j = \varepsilon_j = 0$; 3) $d_j = 1$ для всех $\mu_j < \varepsilon_j$. Отметим, что оценка d_j является убывающей функцией по μ_j и возрастающей по ε_j . Покажем, что эта оценка позволяет вычислять условную вероятность события, состоящего в том, что требование к интегральному качеству ПХГС не выполняется при выполнении требований к ее качеству по j -му частному ПК. Обозначим через μ интегральное качество (качество в целом) ПХГС, а через ε — требование к этому качеству. Будем считать, что требование к интегральному качеству ПХГС выполнено, если $\mu \geq \varepsilon$, причем, если качество μ_j ПХГС хотя бы по одному ПК ниже соответствующего нормативного уровня ε_j , то удовлетворить требование к интегральному качеству ПХГС невозможно. Пусть A — событие, состоящее в том, что не выполнено требование к интегральному качеству, а B_j — событие, состоящее в том, что не выполнено требование к качеству ПХГС по j -му ПК. Тогда условная вероятность $P(A|B_j) = 1$, так как если $\mu_j < \varepsilon_j$, то $\mu < \varepsilon$. В то же время $0 \leq P(A|\bar{B}_j) \leq 1$, где \bar{B}_j — событие, противоположное B_j . Другими словами, $P(A|\bar{B}_j)$ — вероятность невыполнения требований к качеству ПХГС при условии, что требования к качеству ПХГС выполнены по j -му ПК. Эту вероятность и нужно определить. Отметим, что события AB_j и $A\bar{B}_j$ попарно несовместны и $A = AB_j + A\bar{B}_j$. Так как $P(A|B_j) = 1$, то из формулы полной вероятности следует:

$$P(A) = P(AB_j) + P(A\bar{B}_j) = P(B_j)P(A|B_j) + P(\bar{B}_j)P(A|\bar{B}_j) = P(B_j) + [1 - P(B_j)]P(A|\bar{B}_j).$$

Таким образом,

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

Рассмотрим формулу умножения вероятностей $P(AB_j) = P(A)P(B_j|A) = P(B_j)P(A|B_j)$. Опять, учитывая, что $P(A|B_j) = 1$, получаем важное неравенство $0 \leq P(A) = P(B_j) / P(B_j|A) \leq 1$. Отсюда следует, что $P(B_j) \leq P(B_j|A)$. В результате получим:

$$P(A|\bar{B}_j) = \{P(B_j)[1 - P(B_j|A)]\} / \{P(B_j|A)[1 - P(B_j)]\}. \quad (5)$$

Введем следующие обозначения: $d_j = P(A|\bar{B}_j)$, $\varepsilon_j = P(B_j)$ — вероятность некачественности всех геосистем по j -му ПК, $\mu_j = P(B_j|A)$ — вероятность некачественности геосистем по j -му ПК при условии, что требования к качеству ПХГС не выполнены. В результате получаем, что формула (5) совпадает с формулой (4) частной качественной оценки ПХГС типа “экологическая опасность”. В силу вероятностной природы величин d_j , ε_j , μ_j они принимают значения из интервала $[0, 1]$, причем $\mu_j \geq \varepsilon_j$.

Подчеркнем, что интегральная качественная оценка геосистем вида (3) удовлетворяет теореме “о хрупкости хорошего” в теории катастроф, согласно которой “...для системы, принадлежащей особой части границы устойчивости, при малом изменении параметров более вероятно попадание в область неустойчивости, чем в область устойчивости. Это проявление общего принципа, согласно которому всё хорошее (например, устойчивость) более хрупко, чем плохое” [1, с. 31–32]. В геоэкологии используется аналогичный принцип лимитирующего фактора. Таким образом, любая геосистема может считаться “хорошей”, если она удовлетворяет определенному набору требований, но должна быть признана “плохой”, если не выполняется хотя бы одно из них. При этом все “хорошее”, например экологическая безопасность территорий, более хрупко — утратить ее легко, а восстановить трудно.

В работе [4] для содержательной интерпретации такой оценки предлагается использовать вербально-числовую шкалу Харрингтона (табл. 2), имеющую достаточно универсальный характер.

Таблица 2
Степень экологической опасности территорий по зеркальной шкале Харрингтона

Ранг	Содержательное описание градаций	Численное значение
1	очень высокая	(0,8; 1)
2	высокая	(0,63; 0,8)
3	средняя	(0,37; 0,63)
4	низкая	(0,2; 0,37)
5	очень низкая	(0; 0,2)

Отметим, что величина $d_e = 1 - 1/e \approx 0,63$ является особой точкой в зеркальной шкале Харрингтона (точкой перехода системы в “некачественное” состояние), в то же время она является и единичным элементом в алгебре оценок “экологической опасности”.

Результаты исследований и их обсуждение. Рассмотрим пример использования квалиметрической модели интегральной оценки экологической опасности территорий для геосистемного анализа проблемы устойчивого землепользования в условиях интенсив-

ности развития процессов водной эрозии на речных водосборах Воронежской области [14]. В перечень частных ПК анализируемых ПХГС включены: y_1 — смытость почв с площади сельскохозяйственных угодий (%) и y_2 — густота оврагов (км/км²). Информационную базу исследования составили фондовые материалы, электронные тематические карты и космоснимки на изучаемую территорию, литературные источники и интернет-ресурсы. Границы 33 речных водосборов с площадью более 400 км², принадлежащих бассейну р. Дон, выделены на основе обработки находящейся в открытом доступе в Интернете (http://dds.cr.usgs.gov/srtm/version2_1/SRTM3/Eurasia/) цифровой модели рельефа в виде матрицы высот SRTM на территорию Воронежской области (рис. 1).

Сбор и обработка данных выполнены по технологии бассейнового гидрологического моделирования в программе ArcGIS. На основании полученных данных, а также с использованием цифровой топоосновы масштаба 1 : 100 000 определены метрические характеристики (площади, центроиды), а также атрибутивные показатели развития водной эрозии для выделенных водосборов, в частности ПК “густота овражно-балочной сети, км/км²”. Водосборам рек Воронежской области присуща различная степень эрозионной опасности (деградации) территорий (рис. 1).

Для расчета частных оценок d_j^i эрозионной деградации земель i -й ПХГС по j -му ПК использованы различные нелинейные функции качества в соответствии с многовариантным подходом к экологическому картографированию [9–13]. В табл. 3 приведена вербально-числовая шкала показателя “расчлененность территории оврагами, км/км²” в соответствии с “Методическими рекомендациями по выявлению деградированных и загрязненных земель”.

Таблица 3
Вербально-числовая шкала показателя “расчлененность территории оврагами”, км/км²

Содержательное описание градаций	Численное значение	Степень деградации
очень сильнодеградированные	>2,5	4
сильнодеградированные	0,8–2,5	3
среднедеградированные	0,4–0,8	2
слабодеградированные	0,1–0,4	1
недеградированные	<0,1	0

На рис. 2 показаны совмещенные графики значений ПК (y_2 — густота овражно-балочной сети и соответствующей частной функции желательности d_2 для территорий речных водосборов Воронежской области), на основе которых построена частная оценочная карта опасности развития линейной эрозии в регионе. Значение коэффициента парной корреляции ($r_{y_2 d_2} = 0,98$)

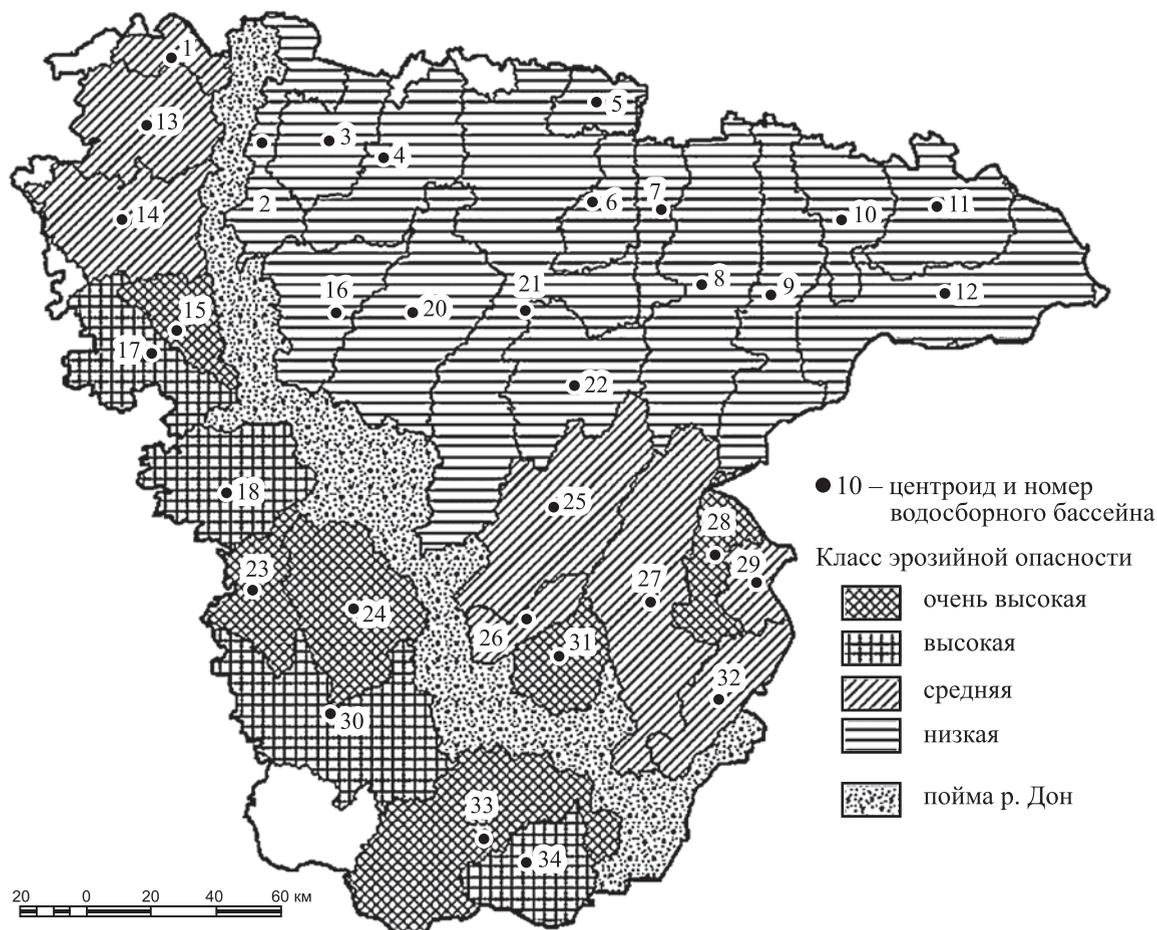


Рис. 1. Интегральная оценочная карта общей эрозийной опасности земель речных водосборов в Воронежской области: 1 – Б. Верейка, 2 – Воронеж, 3 – Усмань, 4 – Хава, 5 – Эртиль, 6 – Курлак, 7 – Токай, 8 – Елань, 9 – Савала, 10 – Карачан, 11 – Ворона, 12 – Хопер, 13 – Ведуга, 14 – В. Девица, 15 – Н. Девица, 16 – Хворостань, 17 – Потудань, 18 – Тихая Сосна, 19 – Дон, 20 – Икорец, 21 – Битюг, 22 – Чигла, 23 – Ольховатка, 24 – Россошь, 25 – Осередь, 26 – Гаврило, 27 – Толучеевка, 28 – Подгорная, 29 – Манина, 30 – Черная Калитва, 31 – Мамоновка, 32 – Криуша, 33 – Богучар, 34 – Левая Богучарка

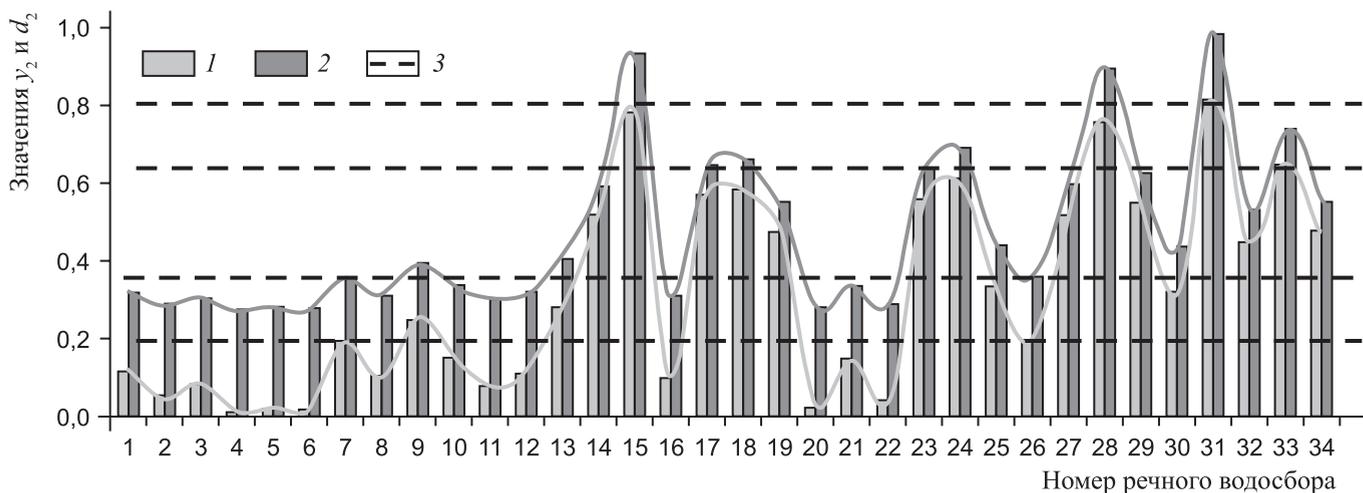


Рис. 2. Взаимосвязь плотности оврагов (y_2) и частной оценки эрозийной опасности территорий речных водосборов (d_2): 1 – значения y_2 , км/км²; 2 – значение d_2 ; 3 – градации эрозийной опасности земель по шкале Харрингтона

и графики этих показателей, приведенные на рис. 2, свидетельствуют о сопоставимости предлагаемых моделей частных оценок эрозионной опасности территорий ПХГС с известными методиками диагностики деградированных земель. На рис. 3 графически представлена интегральная оценка эрозионной деградации земель речных водосборов Воронежской области, вычисленная по формуле (3) и содержательно интерпретируемая в шкале Харрингтона (табл. 2).

Эта оценка позволяет выделить речные водосборы, для которых в первую очередь необходимо разработать и реализовать комплекс программных противоэрозионных мероприятий (управленческих решений для устойчивого землепользования), снижающих интенсивность эрозионной деградации земель при приемлемых затратах [14].

Выводы:

— разработан и на примере Воронежской области апробирован научно-методический аппарат квалиметрического подхода к построению неаддитивной интегральной оценки экологической опасности территорий ПХГС, которая является средневзвешенной “квазигеометрической” величиной (табл. 1);

— методика построения этой оценки характеризуется оригинальным способом формирования нелинейных частных оценок и интегральной оценки, имеющих вероятностный смысл, что позволяет квалифицированно измерять и содержательно интерпретировать общую экологическую опасность территорий ПХГС в универсальной вербально-числовой шкале Харрингтона (табл. 2);

— предлагаемая интегральная оценка экологической опасности территорий ПХГС отличается от аналогов тем, что: 1) позволяет измерять степень несоответствия экологического состояния территорий нормативным требованиям к их качеству; 2) требования к качеству территорий ПХГС задаются в виде нормативных уровней — нижних предельно допустимых значений для каждого ПК в отдельности; 3) частные показатели качества территорий ПХГС можно измерить в разных шкалах (шкале отношений, в порядковой шкале, в виде балльных оценок); 4) возможен учет неравноценности частных оценок качества территорий ПХГС на основе определения их весовых коэффициентов; 5) “технологически” связана с методом дерева свойств (методом анализа иерархий), используемого в квалиметрии [4] и системном анализе [2].

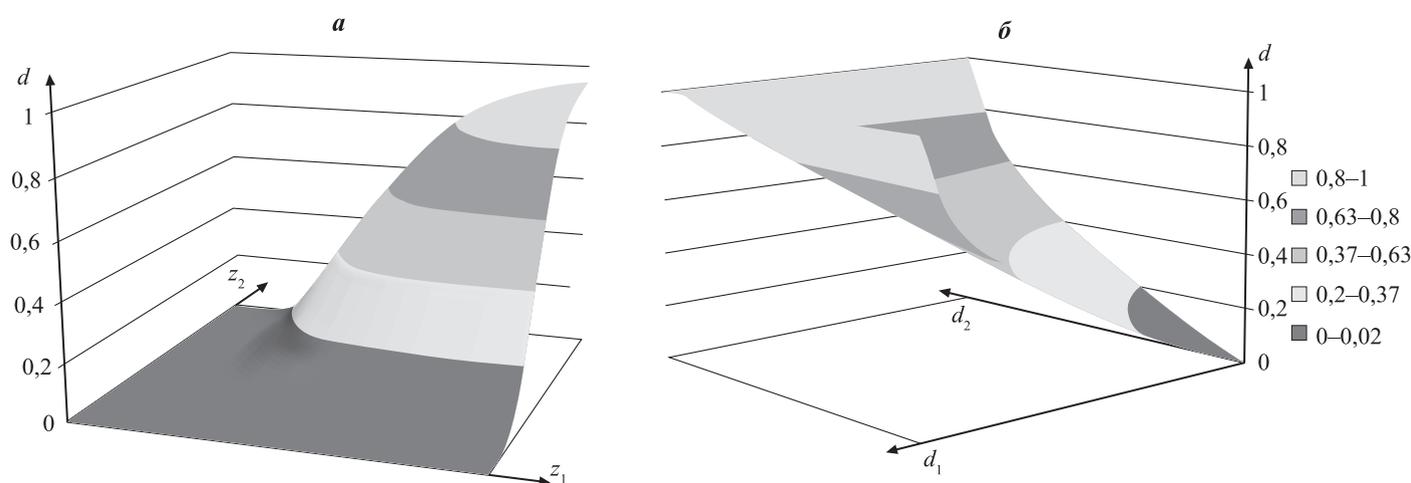


Рис. 3. Визуальное представление интегральной оценки эрозионной деградации территорий речных водосборов в шкале Харрингтона: *a* — z_1 — нормированный показатель, y_1 — смытость почв с площади сельскохозяйственных угодий, z_2 — нормированный показатель, y_2 — густота овражно-балочной сети, *b* — d_1 — частная оценка по показателю z_1 , d_2 — частная оценка по показателю z_2

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Арнольд В.И. Теория катастроф. М.: Наука, 1990. 128 с.
2. Волкова В.Н., Денисов А.А. Основы теории систем и системного анализа. СПб.: Изд-во СПб. гос. техн. ун-та, 1999. 512 с.
3. Дмитриев В.В. Определение интегрального показателя состояния природного объекта как сложной системы // Общество. Среда. Развитие. 2009. № 4. С. 146—165.
4. Зибров Г.В., Умывакин В.М., Матвиец Д.А. Геоэкологическая квалиметрия природно-хозяйственных территориальных систем // Экологические системы и приборы. 2011. № 5. С. 3—9.
5. Каплинский А.И., Русман И.Б., Умывакин В.М. Алгоритмизация и моделирование слабоформализованных задач

выбора наилучших вариантов систем. Воронеж: Изд-во ВГУ, 1991. 168 с.

6. Карлин Л.Н., Музалевский А.А. Рискологические исследования в РГГМУ // Безопасность жизнедеятельности. 2011. № 2. С. 5—19.

7. Кочуров Б.И. Экодиагностика и сбалансированное развитие. М.; Смоленск: Маджента, 2003. 384 с.

8. Потапов А.И., Воробьев В.Н., Карлин Л.Н., Музалевский А.А. Мониторинг, контроль, управление качеством окружающей среды: науч. и учеб.-метод. справ. пособие: В 3 ч. Ч. 3. Оценка и управление качеством окружающей среды. СПб.: РГГМУ, 2005. 598 с.

9. Рубанов И.Н., Тикунов В.С. Методология оценки экологической составляющей устойчивого развития и состояния окружающей среды в российских условиях // Мат-лы междунар. конф. “Устойчивое развитие территорий: теория ГИС и практический опыт”. ИнтерКарто/ИнтерГИС-11. Ставрополь; Домбай; Будапешт, 2005. С. 206—214.

10. Рубанов И.Н., Тикунов В.С. Оценка социальной, экономической и экологической устойчивости развития регионов России // Эконом.-географ. вестн. Южного федерального университета. 2009. № 6. С. 58—70.

11. Тикунов В.С. Моделирование в картографии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997. 405 с.

12. Тикунов В.С., Цанук Д.А. Картографирование устойчивого развития // Мат-лы междунар. конф. “ГИС для устойчивого развития окружающей среды”. ИнтерКарто-3. Новосибирск, 1997. С. 428—441.

13. Тикунов В.С., Цанук Д.А. Устойчивое развитие территорий: картографо-геоинформационное обеспечение. М.; Смоленск: Изд-во СГУ, 1999. 176 с.

14. Умывакин В.М., Пахмелкин А.В., Иванов Д.А. Геоинформационный анализ эрозионно-экологической ситуации на территории речных водосборов для управления устойчивым природопользованием // Тр. НИИ геологии ВГУ. Вып. 67. Воронеж: ВГУ, 2012. 81с.

15. Шитиков В.Г., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. М.: Наука, 2005. 281 с.

16. Harrington E.C.Jr. The desirability function // Industrial quality control. 1965. Vol. 21, N 10. P. 494—498.

Поступила в редакцию
16.05.2013

V.M. Umyvakin

QUALIMETRIC MODELS OF THE ECOLOGICAL RISK EVALUATION FOR NATURAL-ECONOMIC SYSTEMS

Models of partial and integral evaluation of ecological risk for natural-economic systems are discussed, as well as their application for the estimation of the total erosion risk on the lands of river watersheds in the Voronezh oblast.

Key words: models, ecological risk, natural-economic systems, Voronezh oblast.