

38. Способ биологической очистки воды от солей: пат. 2094392РФ МПК С02F3/32 / М.Г. Журба, Т.Н. Любина; Всероссийский комплексный НИКТИ водоснабжения, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии. – № 5043833; заявл. 14.03.1992; опубл. 27.10.1997 // Официальный бюл. / Федеральная служба по интеллектуальной собственности, патентам и товарным знакам. – 1997. – № 5. – С. 25.
39. Установка очистки стоков автозаправочной станции: пат. 2386593, РФ МПК С02F3/32 / Н.Н. Красногородская [и др.]; Уфимский государственный авиационный технический университет. – № 2008142779; заявл. 28.10.2008; опубл. 20.04.2010 // Официальный бюл. / Федеральная служба по интеллектуальной собственности, патентам и товарным знакам. – 2010. – С. 15.
40. Фитофильтр для очистки сточных вод: пат. 2149836РФ МПК С02F3/32 / А.М. Насонов, О.Р. Ильясов; Российский НИИ комплексного использования и охраны водных ресурсов. – № 98119203; заявл. 21.10.1998; опубл. 27.05.2000 // Официальный бюл. / Федеральная служба по интеллектуальной собственности, патентам и товарным знакам. – 2000. – №3. – С. 12.
41. Scholz, M. Casestudy: design, operation, main tenanceandwater quality management of sustainablestorm water pondsforroof runoff / M. Scholz // Bioresource Technology. – 2004. Vol. 95. – P. 269–279.
42. Shutes, B. Constructed wetlands for flood prevention and water reuse / B. Shutes, M. Revitt, L. Scholes // Urban Pollution Research Centre. – 2010. – P. 1–8. [Электронный ресурс]. – Режим доступа: www.switchtraining.eu – Дата доступа: 16.01.2013.

Материал поступил в редакцию 28.03.13

**VOLCHEK A.A., BULSKAYA I.V. Drain from the urbanized territories and its cleaning**

This work presents a review of urban surface runoff treatment methods and possibility to implement them in the city of Brest.

УДК 614.8.084+638.512.011.56:574

**Шведовский П.В., Волчек А.А., Кирвель И.И.**

## ОСОБЕННОСТИ ПРОГНОЗОВ И ОПТИМИЗАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ И НАДЁЖНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ПРИРОДНО-ХОЗЯЙСТВЕННЫХ И АНТРОПОГЕНИЗИРОВАННЫХ СИСТЕМ

**Введение.** Всё возрастающие масштабы прямого и косвенного ущерба от последствий проявления чрезвычайных ситуаций техногенного и природного характера и затрат на их ликвидацию могут и, в некоторой мере, уже оказывают существенное влияние на темпы устойчивого экономического развития как отдельных регионов, так и страны в целом.

Как показывает практика, экологическая безопасность, надёжность функционирования систем и риск тесно взаимосвязаны, и чем выше риск, тем меньше безопасность и надёжность функционирования. Отсюда – только достоверный прогноз и оптимизация управления риском могут обеспечить малорисковую безопасность и высокую надёжность функционирования природно-хозяйственных и антропогенезированных систем (объектов).

Существующие принципы управления риском можно объединить в четыре группы:

- ресурсосбережение и привлечение альтернативных ресурсов;
- оптимизация регулирования их использования;
- межкомпонентное их перераспределение по схемам жёсткого приоритета;
- равномерный приоритетный компромисс.

Для экономического обоснования допустимости риска наиболее целесообразно использовать функцию ущербов  $U_{S(p)}$ , позволяющую получить оценку риска в стоимостной интерпретации  $R_s$ :

$$R_s = \int_p^1 U_s(p) dp + \Pi(x) \rightarrow \min, \quad (1)$$

где  $p$  – надёжность функционирования системы (объекта) с допустимым риском;  $U_{S(p)}$  – текущие значения прямых и косвенных ущербов от экологических последствий различной вероятности;  $\Pi(x)$  – функция затрат в восстановительно-профилактические мероприятия с учётом фактора неопределённости.

Отсюда методология анализа и управления экологическим риском должна учитывать широкий спектр экономических, социальных, технологических и целого ряда других факторов. В настоящее

время база знаний по этим факторам неполна, что всегда ведет к неопределенностям. Значительные неопределенности имеются также и в идентификации ситуаций и оценке соответствующих рисков. Например, неопределенность в оценке риска, по мнению различных групп экспертов [1, 2], составляет один порядок величины при оценке ущерба и два порядка – при оценке вероятности. Еще большие неопределенности возникают на уровне системного анализа социально-экономической структуры и функционирования систем.

В качестве же ключевых направлений и задач в развитии методологии прогнозирования риска необходимо рассматривать:

- создание баз данных (в области описания и численного моделирования процессов гидродинамики тепло- и массопереноса, и их воздействия на био-, эко- и техносистемы);
- совершенствование методов математического и имитационного моделирования процессов, формирующих чрезвычайные ситуации и определяющие их последствия;
- исследование роли человеческого фактора с целью оценки его вклада в общий риск любых функционирующих природно-хозяйственных и антропогенных систем;
- разработку критериев рисков и их социально-экономических и экологических последствий;
- комплексную оценку и прогнозирование риск-ситуаций систем с учетом природных катаклизмов.

Проведенный анализ наиболее известных в практике методов прогнозирования процессов и состояния систем (объектов) показал, что по существу все они сводятся к четырем основным методам: экстраполяции, экспертных оценок, морфологического расчленения и моделирования.

*Метод экстраполяции* основывается на временном переносе развития событий, т.е. экстраполяции динамических рядов. Сюда также могут быть отнесены метод прогнозирования по параметрам, методгибающих кривых и различные их модификации, обусловленные особенностями полиномов, применяемых при экстраполяции.

В основу *метода экспертных оценок* ложится выяснение мнения экспертов. Его разновидностями являются методы мозговых

**Шведовский Петр Владимирович**, к.т.н., профессор, заведующий кафедрой геотехники и транспортных коммуникаций Брестского государственного технического университета.

Беларусь, БрГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.

**Кирвель Иван**, д.г.н., профессор, профессор кафедры географии Слупской Поморской Академии.

Республика Польша, г. Слупск, Партизанского, 17.

атак, ассоциаций, «проб и ошибок», сценария событий, щелей, синектических оценок Гардона и др. Широкое распространение получила его модификация – метод Делфа, базирующийся на корректировании «опозиционных мнений» экспертов.

Метод морфологического расчленения базируется на расчленении проблемы на «цели» прогнозирования, каждой из которых присваивают определенный «вес». Расчленение проводится до тех пор, пока не станет возможным конкретное решение задач, вытекающих из целей прогнозирования. По этому же принципу построены система ПАТТЕРН, метод горизонтальных и вертикальных матричных решений, метод Цвиги и др.

Метод моделирования базируется на абстрагировании при исследовании процесса развития события в будущем и создании логических, информационных и математических моделей.

**Анализ и методика исследований.** Экологическая надежность определяет способность системы выполнять характерные ей функции экологического аспекта, с сохранением основных параметров при антропогенных воздействиях на нее.

Основные параметры надежности, по исследованиям [3, 4, 5, 6], должны определяться соотношением в системе (объекте) самовосстанавливающихся и не восстанавливающихся элементов (цепей), структурно-функциональной связанностью их (последовательное, параллельное, наложенное, с последствием и др.), степенью их управляемости, продолжительностью эксплуатационных циклов и наличием слабых «звеньев» (степенью контролируемости и прогнозируемости).

С математической точки зрения параметрическая функция экологической надежности есть вероятность того, что за время функционирования ( $T$ ) системы (объекта) параметры их состояния и состояния среды не выйдут за допустимые пределы, т.е.

$$P = \inf_{t \leq T} (R_{n1} < \bar{Z}_n < R_{n2}), \text{ где } R_{ni} - \text{ допустимые пределы,}$$

являющиеся координатами поверхности предельных экологических состояний системы (объекта) и среды.

Если базировать экологическую надежность на обобщенных сопротивляемости (живучести)  $R$  и нагрузке  $P$ , то вероятность экологической надежности системы можно выразить соотношением:

$$P_i = P(R - P) > 0, \text{ при } P_i + Q = 1, \quad (2)$$

где  $Q$  – вероятный риск.

Соответственно непараметрическая функция будет иметь вид:

$$F(t) = n^t \cdot (1 - \bar{h}_j), \quad (3)$$

где  $\bar{h}_j$  – оценка функции максимального правдоподобия;  $t$  – время функционирования системы;  $n$  – число независимых нецензурируемых (неконтролируемых) и цензурируемых систем.

В общем экологическая надежность должна аспектироваться относительно функций эколого-социальных последствий ( $F_1$ ) и экологической безопасности ( $F_2$ ), определяющих параметры и степень экологических нарушений среды обитания ( $\Pi_1$ ) и изменения социально-экономических условий проживания ( $\Pi_2$ ) населения.

Количественное определение этих параметров можно осуществлять через самые различные критерии, но независимо от системы определяющих критериев понятие «отказ» для систем всегда будет случайным событием, вызывающим разного рода эколого-социальные и экономические последствия, как материально осязаемые, так и ценностно-неосязаемые.

Так как параметры экологической надежности всегда случайные величины, то их количественную оценку необходимо определять с позиций теории вероятности и выбросов (флуктуации) случайных функций.

Однако специфичность отказов (социально-экономические последствия для общества и экологические – для агроценозов и биогеосистем) требует разработки новых методов статистического анализа данных, так как они формируют специфическую группу – данные типа времени жизни. Наиболее целесообразно использовать суммарные статистики на базе теории векторов с анализом покомпонентных воздействий и свойств систем внутренних и внешних,

которые позволяют учесть накопленную меру воздействий ( $K_j$ ) и их сдвиг во времени ( $\tau_j$ ).

Необходимо также отметить, что структурная сложность и неоднородность систем (объектов) позволяют создать только формализованные методы прогноза и оценки их состояний, ибо в принципе любое изменение абиотических параметров вызывает изменения всей системы в целом.

При этом степень допустимости (недопустимости) изменений состояниями системы имеет всегда внеэкономическую компоненту, связанную с уникальностью, т.е. оценка изменений состояния природных объектов, а соответственно и антропогенизированных систем, должна проводиться на основе теории полезности, включающей как «материально осязаемые», так и «неосязаемые полезности».

Отсюда функция экологической надежности ( $P_C$ ) должна охватывать три области: собственно систему ( $P_1$ ), ее элементы ( $P_2$ ) и происходящие процессы ( $P_3$ ), т.е.  $P_C = P_1 \cdot P_2 \cdot P_3$ . При этом, если не наступает катастрофического разрушения системы,  $P_1$  – определяет вероятность ее функционирования в пределах допустимого,  $P_2$  – вероятность того, что основные элементы системы, в течение определенного периода, не выйдут за пределы допустимого, а  $P_3$  – вероятность того, что технология природопользования не вызовет катастрофических изменений основных элементов системы, а соответственно, и среды.

Анализ единичных графиков функции экологической надежности  $[P_C(t)]$ , функции интенсивности нарушения элементов природной среды  $[\lambda(t)]$  и функции «резервной» надежности  $[f(t)]$ , определяющей длительность периода до неблагоприятных изменений, (2,5) показал, что интенсивность отказов в период формирования критического уровня экологической надежности определяется уровнем начальной надежности и изменчивостью во времени внутренних процессов системы и внешних факторов. Отсюда, необходим достоверный учет созидательных антропогенных факторов (последствий условных значений ошибок и упущений) и непредвиденных геоклиматических и георегиональных факторов. Выбор же начальной «резервной» надежности является, при этом, чисто экономической задачей, так как она определяет, в итоге, стоимость создания экологически надёжно функционирующих систем (объектов).

Так же очевидно, что оптимальный уровень экологической надежности можно обеспечивать по двум направлениям: начальным «резервированием» и поэтапной реализацией природоохранных и природовосстановительных мероприятий.

С эколого-социальной точки зрения определение оптимального компромисса между приведенными затратами и экологической надежностью требует установления функции экологического ущерба вида:

$$Y_i(S) = Y(a_1, a_2, \dots, a_n; b_1, b_2, \dots, b_n), \quad (4)$$

где  $a_i$  – параметры, определяющие состояние системы воздействий, влияющих на вероятность появления экологических изменений;  $b_i$  – детерминированные величины, определяющие технологические и эколого-экономические характеристики.

Отсюда, прогнозирование поведения любых био-, гео- и техно-систем требует выделения и анализа четырех возможных и несовместимых состояний:  $S_0$  – нормального функционирования;  $S_1$  – некоторой допустимой перегрузки;  $S_2$  – потери способности к самовосстановлению;  $S_3$  – критического состояния.

По принципу формирования возможных реальных состояний системы ее поведение можно описать функцией –  $S_i = \sum_{j=1}^a \sum_{n=1}^m S_i^{r,t}$ ,

где  $i$  – состояние группы элементов типа  $r = 1, 2, \dots, m$ , находящихся под воздействием  $t = 1, 2, \dots, n$  – факторов, для которых характерно 7 прямых ( $S_0 \Leftrightarrow S_1$ ) и 3 контингентных ( $S_0 \Leftrightarrow S_2 \cdot S_3$ ) рисков.

Общий закон вероятности разрушения системы (объекта) или отдельных ее элементов, исходя из предельных состояний и способности к самовосстановлению и нормальному воспроизводству, имеет вид:

$$Q = F_0(T_{CP}) = \int_0^{1/\beta_2} \phi_1(S) \cdot \left[ \int_0^{\beta_1/\beta_2} \phi_2(r) dr \right] dS, \quad (5)$$

где  $\beta_1/\beta_2$  – суперпозиция функций;  $\beta_1 = f(r, S)$  и  $\beta_2 = \lambda(r, S)$ ;  $r$  – характеристика устойчивости системы к преобразованию;  $S$  – резерв экологической надежности;  $T_{CP}$  – период функционирования;  $F_0$  – функция экологической надежности;  $\phi_1(S)$  – плотность вероятности действующих антропогенных воздействий;  $\phi_2(r)$  – плотность вероятности критических (разрушающих) воздействий;  $f$  и  $\gamma$  – соответственно, функции «резервной» надежности и интенсивности нарушений.

Необходимо отметить, что сегодня обязательным дополнением к функции экологической надежности ( $F_0$ ) является и функция эстетичности ( $P_3$ ), определяющая психолого-эстетические качества системы и среды и включающая в себя степень натурального облика, антропогенности визуальных пространств и разнообразия территории по структуре и компонентам [5].

Отметим также, что оптимальность диапазонов критериев экологической надежности ( $F_0$ ) и психолого-эстетических качеств системы и среды ( $P_3$ ) должна обеспечивать их биосферную совместимость.

**Результаты эксперимента и их обсуждение.** Оптимизация экологической безопасности и надёжности функционирования систем (объектов), как показано выше, должна базироваться на оптимизации сроков реализации мероприятий, позволяющих перевести систему (объект) в желаемое состояние. Так как любые системы (объекты) являются многоподсистемными, с непрерывным временем и непрерывными состояниями, то в основу определения оптимальных периодов должна лечь теория восстановления с использованием функции предельного распределения:

$$\psi(y) = \frac{1}{E(t)} \cdot \int_0^y \exp\left(-\int_0^t \lambda(x) dx\right) dt, \quad (6)$$

где  $E(t)$  – математическое ожидание времени функционирования системы до критического уровня экондёжности и

$E(t) = \int_0^\infty \tau \cdot f(\tau) d\tau$ ,  $\tau$  – время оптимального функционирования основных подсистем;  $\lambda(T)$  – средняя интенсивность формирования предритических состояний системы.

Считая, что экологическая надёжность системы в равной степени определяется экологической надёжностью всех  $m$  компонент, то вероятность достижения ею критического уровня в промежутке от  $T$  до  $T+\Delta t$  равна  $\gamma = \lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t)$ , где  $\lambda$  – постоянная величина, не зависящая от времени и числа компонент, определяющих требуемую экологическую надёжность;  $O(\Delta t)$  – величина, имеющая порядок малости более высокий, чем  $\Delta t$ .

Тогда приняв, что система достигает критического уровня экологической надёжности, если число определяющих компонент достигает  $K$ , можно описать соответствующие переходы состояний экосистемы следующим образом  $E_0 \rightarrow E_1 \rightarrow E_2 \rightarrow \dots \rightarrow E_{K-1} \rightarrow E_K \rightarrow E_n$ , где  $E_0$  – начальное состояние системы;  $E_K$  – состояние системы при критическом уровне экологической надёжности;  $E_n$  – состояние системы с критическими уровнями экологической надёжности  $n$  компонент.

Переход системы из состояния  $E_0$  в состояние  $E_n$  за время  $[0, T+\Delta]$  может осуществляться одним из двух взаимно исключающих друг друга способов:

- за время  $[0, T]$  имеет место переход  $E_0 \rightarrow E_n$ , а за время  $[T, T+\Delta]$  не было формирования компонент с критическими уровнями с вероятностью совместности этих событий  $P_n(T) \cdot [1 - (m-n) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t))]$ ;
- за время  $[0, T]$  имеет место переход  $E_0 \rightarrow E_{n-1}$ , а за время  $[T, T+\Delta]$   $E_{n-1} \rightarrow E_n$  с вероятностью совместности этих событий  $P_{n-1}(T) \cdot (m-n+1) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t))$ .

Таким образом –

$$P_n(T+\Delta t) = P_n(T) \cdot [1 - (m-n) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t))] + P_{n-1}(T) \cdot (m-n+1) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t)), \quad (7)$$

и соответственно:

$$\frac{dP_n(T)}{dT} = -(m-n) \cdot \lambda \cdot P_n(T) + (m-n+1) \cdot \lambda \cdot P_{n-1}(T). \quad (8)$$

С каждым из состояний  $E_n$  связано число определяющих компонент  $(m-n)$ , что позволяет отыскать математическое ожидание числа компонент с некритическим состоянием:

$$A_K = \frac{K}{\sum_{i=0}^{K-1} \left[ \left( \frac{1}{m-i} \right) + \frac{\lambda}{\ell} \right]}. \quad (9)$$

Если  $A_K > A_{K+v}$ , то это значит, что, реализуя природоохранные-восстановительные мероприятия при  $K$  критических компонентах, значительно увеличивается период оптимального функционирования системы по сравнению с реализацией этих же мероприятий в период формирования  $(K+v)$  критических компонент.

А так как, если  $A_K > A_{K+1}$ , то  $A_K > A_{K+v}$ , что соответственно и определяет число компонент, обуславливающих достижения системы критического уровня экологической надёжности.

Отсюда период реализации природоохранных-восстановительных мероприятий будет оптимальным при достижении критического уровня

одной компонентой системы, когда  $\frac{1}{m \cdot (m-1)} \geq \frac{\lambda}{\ell}$ , двух компонент, если –  $\frac{1}{m \cdot (m-1)} < \frac{\lambda}{\ell} \leq \frac{3 \cdot m - 1}{m \cdot (m-1) \cdot (m-2)}$  и т.д.

Заметим, что  $\frac{\lambda}{\ell} = \frac{E(\theta)}{E(\tau)}$ , где  $E(\theta)$  – математическое ожидание времени  $\tau$  оптимального функционирования систем с компонентой, не достигшей критического уровня, а  $E(\tau)$  – математическое ожидание времени  $\theta$ , необходимого для восстановления экологической надёжности системы.

Исходя из среднестатистических значений для наиболее типичных агроландшафтных систем, имеем:  $E(\tau) = 15$  лет,  $E(\theta) = 3$  года и  $m = 12$ . Тогда  $m=1$  расчетное соотношение  $1/132$ , для  $m = 2 - 1/40$ ,  $m = 3 - 1/25$ ,  $m = 4 - 1/8$ ,  $m = 5 - 1/4$  и  $m = 6 - 1/2$ .

Так как  $\lambda/\ell = 1/5$ , то оптимизационный период для повышения экологической надёжности системы будет при достижении критического состояния любыми четырьмя компонентами, так как

$$\frac{1}{B} < \frac{\lambda}{\ell} = \frac{1}{5} < \frac{1}{4}.$$

Однако на практике чаще всего осуществляют покомпонентное восстановление экологической надёжности системы, что определяет необходимость исследований особенностей перехода систем не

только в соседние (слабоизмененные) состояния ( $a_i \rightarrow a_{i+1}$ ), но и в сильноизмененные (деградированные) состояния ( $a_i \rightarrow a_{i-k}$ ).

**Заключение.** Прогноз и оптимизацию экологической безопасности и надёжности функционирования систем и объектов необходимо базировать на достоверной идентификации самовосстанавливающихся элементов (цепей), их структурно-функциональной связи, степени управляемости, контролируемости, прогнозируемости и продолжительности циклов функционирования.

Специфичность экологических последствий для природно-хозяйственных систем, формирующих параметрические функции типа времени жизни, обуславливает необходимость учета накопленных мер воздействия и их сдвиг во времени, что требует использования суммарной статистики, на базе теории векторов, и структурного анализа внутренних и внешних свойств системы.

Оптимизация периода функционирования систем в режиме экологической безопасности и надёжности с вероятностью  $P=0,986$  должна базироваться на строго ограниченном числе компонент, достигших критического состояния, при этом экономически эффективным является их покомпонентное восстановление.

#### СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Шведовский, П.В. Особенности математического моделирования скачков в развитии экологических систем и процессов / П.В. Шведовский, В.В. Лукша // Вестник БГУ. – 2001 – № 2(18) – С. 29–31.
2. Бурлибаев, М.Ж. Чрезвычайные ситуации в природной среде / М.Ж. Бурлибаев, А.А. Волчек, П.В. Шведовский. – Каганат, 2011 – 351 с.
3. Логинов, В.Ф. Практика применения статистических методов при анализе и прогнозе природных процессов / В.Ф. Логинов, А.А. Волчек, П.В. Шведовский. – Брест, 2004 – 301 с.
4. Волчек, А.А. Математические модели в природопользовании / А.А. Волчек, П.В. Шведовский, Л.В. Образцов. – Минск: БГУ, 2002 – 281 с.
5. Волчек, А.А. Мониторинг, оценка и прогноз чрезвычайных ситуаций и их последствий / А.А. Волчек, П.С. Пойта, П.В. Шведовский. – Брест: Альтернатива, 2012 – 425 с.
6. Волчек, А.А. Математические методы в природообустройстве / А.А. Волчек, П.С. Пойта, П.В. Шведовский. – Минск: БГУ, 2003 – 340 с.

Материал поступил в редакцию 18.02.13

#### SHVEDOWSKIY P.V. Features of forecasts and optimization of ecological safety and reliability of functioning of natural and economic and antropogenizirovanny systems

In article theoretical and some practical aspects of forecasts and optimization of ecological safety and reliability of functioning of natural and economic and antropogenizirovanny systems and objects are considered.

УДК:911.5(476):631.4(476)

**Пилецкий И.В., Силко И.К.**

### ХОЗЯЙСТВЕННАЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬ КАК ФАКТОР РАЗВИТИЯ ЭРОЗИОННЫХ ПРОЦЕССОВ В КУЛЬТУРНЫХ ЛАНДШАФТАХ БЕЛОРУССКОГО ПООЗЕРЬЯ

**Введение.** Вторая половина XX столетия характеризуется кардинальным преобразованием природных ландшафтов Белорусского Поозерья. Были распаханы эрозионно опасные склоны, террасы рек, массивы переувлажненных земель, территории, подверженные дефляционным процессам, и т.д. Для организации крупномасштабного сельскохозяйственного производства свели многочисленные колки и лесные массивы. Распашка речных террас и несоблюдение водоохраных зон привели к деградации рек региона. Нерациональная территориальная организация культурных ландшафтов региона способствует изменению климата, является причиной деградации почв и снижения эффективности сельскохозяйственного производства [1, 4]. Поэтому актуальность проблемы объективной оценки антропогенного воздействия на сложившиеся ландшафты бесспорна.

Установление последствий воздействия различных видов технической и сельскохозяйственной деятельности человека на природные процессы, размеров трансформации природных условий, охраны и оптимизации окружающей среды возможно только при наличии систематических исследований изменчивости самого географического ландшафта, но и его важнейшего компонента – рельефа земной поверхности. По первой части проблемы имеется достаточно широкий спектр исследований, чего нельзя сказать об изученности влияния хозяйственной деятельности на развитие эрозионных процессов в культурных ландшафтах возвышенностей Белорусского Поозерья.

**Целью работы** явилось установление влияния хозяйственной деятельности на развитие эрозионных процессов в культурных ландшафтах Белорусского Поозерья и возможности снижения ее негативного влияния на природные экосистемы.

**Материалы и методика исследований.** Для изучения влияния хозяйственной деятельности на развитие эрозионных процессов в культурных ландшафтах возвышенностей использовались статистические и картографические материалы, данные ландшафтных исследований, обобщения исследований других авторов с применением методов сравнительно-описательного ряда.

**Результаты исследований и их обсуждение.** В Белорусском Поозерье наиболее распространенными формами рельефа возвышенностей являются овраги. В Беларуси под оврагами занято более 11 тыс. га земель, и их площади продолжают увеличиваться [6]. Особо актуально оврагообразование в формировании рельефа возвышенностей Белорусского Поозерья. Здесь повсеместно наблюдается ускоренная эрозия крутых склонов овражно-балочных долин рек и ручьев, развитие береговых оврагов (склоновых размывов, не выходящих обычно за бровку склонов донных оврагов), вызванных хозяйственной деятельностью [4]. Характерным примером этого являются овраги р. Витьба, ручьев Дунай и Галеевский (Витебская возвышенность).

Практика показывает, что интенсивность развития, площадь распространения и скорость течения процесса оврагообразования определяется рядом способствующих факторов, из них наиболее важные – климат, рельеф, растительность, геолого-гидрогеологические условия [1, 3, 7].

Влияние климата довольно неоднозначно. Большое количество осадков далеко не всегда способствует интенсивному размыву грунтов, например, в том случае, когда склоны защищены бурно развивающейся растительностью. Наиболее интенсивно оврагообразование протекает на склонах с бедной растительностью, при редких, но силь-

**Пилецкий Иван Васильевич**, к.т.н., доцент Витебской государственной академии ветеринарной медицины.

Беларусь, ВГАВМ, 210026, г. Витебск, ул. 1-я Доватора, 7/11.

**Силко Ирина Константиновна**, старший преподаватель Международного государственного экологического университета им.А.Д. Сахарова.

Беларусь, МГЭУ, 220070, г. Минск, ул. Долгобродская, 23.