

УДК: 519.6

Алиев Ш.А., Джусупов К.К., Тыныбеков А.К.

КГУ им. И.Арабаева

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ И ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОЗЕРА ИССЫК-КУЛЬ

В настоящей работе предлагается алгоритм моделирования экологических рисков загрязнения поверхностных вод озера Иссык-Куль на основе теории сопряженных уравнений.

Ключевые слова: Экологические риски, модель, загрязнения, функционал.

Бул макалада Ысык-Көлдүн жогорку катмарындагы суунун экологиялык булганычынын тобокелдиктеринин деңгээлин моделдештирүү алгоритми айкалышкан теңдеме теориясынын негизинде чагылдырылган.

Негизги сөздөр: Экологиялык тобокелдиктер, модель, булгануу, функционал.

In this paper, an algorithm for modeling the environmental risks of pollution of surface waters of Lake Issyk-Kul based on the theory of conjugate equations is proposed..

Key words: Environmental risks, model, pollution, functional.

Развитие новых технологий, увеличение объемов промышленного и сельскохозяйственного производства, расширение сети транспортных систем и систем передачи энергии и энергоносителей сопровождаются ростом техногенной нагрузки на биосферу. Следствием этого являются все чаще возникающие чрезвычайные ситуации, аварии и катастрофы, характеризующиеся значительными материальными, социальными и экологическими последствиями. Стала очевидной необходимость в разработке новых подходов к обеспечению безопасности природной среды. Именно поэтому в странах с развитой экономикой сформировалась новая отрасль знания — анализ экологических рисков и управление ими. Естественно, что актуальной стала задача исследования рисков. Основная цель таких исследований — выработать для лиц, ответственных за принятие решений, рекомендации по эффективным мерам управления рисками.

Фундаментальное значение в экологических исследованиях имеют понятия рисков и уязвимости территорий к естественным и антропогенным воздействиям. С их помощью можно выявить потенциально опасные ситуации и объекты, количественно оценить степень тяжести возможных последствий катастрофических событий.

Анализ риска, связанный с загрязнением окружающей среды токсичными химическими веществами, опирается на использование различных математических моделей. Среди них определяющую роль играют модели распространения и трансформации примесей.



Рис. 1. Спутниковый снимок Озера Иссык-Куль.

Прежде чем оценивать риск, надо определить сам термин «риск». Различные

определения, встречающиеся в литературе:

– Термин «риск» употребляется как тождественный термину «опасность» («риск — опасность будущего ущерба» или «риск — это опасность возникновения неблагоприятных последствий рассматриваемого события»).

Вероятность события или процесса здесь выступает одним из компонентов риска, а мера последствий (ущерба) — другим. Такое двумерное определение риска используется при количественном оценивании риска и применяется в настоящей работе. Эти факторы, выявленные психологами, имеют качественный характер. Многомерное определение носит качественный характер, оно полезно при выявлении приоритетов людей в их отношении к совокупности опасных событий или процессов.

Мы принимаем, что риск — количественная мера опасности с учетом ее последствий. Последствия проявления опасности всегда приносят ущерб. Следовательно, оценка риска должна быть связана с оценкой ущерба. Чем больше ожидаемый ущерб, тем значительнее риск. Кроме того, риск будет тем больше, чем больше вероятность проявления соответствующей опасности. Поэтому риск R может быть определен как произведение вероятности опасности рассматриваемого события или процесса P на величину ожидаемых последствий (ущерба) Q :

$$R = P \cdot Q \quad (1)$$

Чтобы придать параметрам качественный смысл, выразим опасность как вероятность нарушения санитарных норм (при заданной относительной частоте аварий). Тогда если показатель ущерба характеризует штрафы за такое нарушение санитарных норм (аварийный выброс поллютанта), то значение риска — это ожидаемые выплаты за нарушения природоохранного законодательства в среднем за расчетный период.

Для задачи оценки экологической опасности используются комбинированные методы решения прямых и сопряженных задач и методы теории чувствительности моделей распространения загрязняющих веществ.

Алгоритм расчета величины экологической опасности и оценка уязвимости. Моделирование экологической опасности (и экологического риска) будет вестись в следующих исходных положениях. Распространение концентрации загрязняющего вещества C происходит по части поверхности сферы D , поэтому используются сферические координаты, $(\varphi, \theta, R_{зем})$ где $R_{зем}$.

$$C \equiv C(\varphi, \theta, t) D_T \equiv (O, T) \times D$$

Прежде всего определим набор оцениваемых характеристик в виде функционалов

$$\Phi_k(C) \int_{D_T} F_k(C) X_k(\varphi, \theta, l) d\Omega dl, \quad k \in \overline{1, K}, K \geq 1, \quad (2)$$

где $F_k(C)$ — функции заданного вида, определенные и дифференцируемые на множестве функций $C \in Q(D_T) \subset L_2(D_T)$; $X_k(\varphi, \theta, l) \geq 0$ — весовые функции, принадлежащие сопряженному пространству $Q^*(D_T)$.

При подходящем выборе функций $F_k(C)$ и X_k с помощью функционалов этого вида можно описать обобщенные характеристики поведения системы, экологические ограничения на качество природной среды, результаты наблюдений различных типов, критерии управления, критерии качества моделей и т. д.

Важнейшей характеристикой при оценке экологического риска является функционал, формирующийся следующим образом: область водоема задается как носитель ненулевых значений весовой функции в (2) и $F_k(C) \equiv C$. функция C описывает концентрацию пассивной примеси в определенной части озера. Функционал представляет суммарное количество загрязнений, которое может поступить в водоем от действующих и потенциально возможных источников. Его цель — понять, до какой степени озеро

подвержено воздействию антропогенных источников, и оценить степень экологической опасности для объекта получить загрязнения от действующих и потенциально возможных источников. В этом случае функционал примет вид:

$$\Phi(C) \int_{D_T} C \cdot X(\varphi, O) dDdt. \quad (3)$$

Рассматривается не все озеро, лишь прибрежная зона, и весовая функция задается следующим образом:

$$X(\varphi, O) \begin{cases} 1, & (\varphi, O) \text{ из подобласти } D \\ 0, & \text{ иначе} \end{cases}$$

для количественной оценки экологических рисков введем пороговые значения величин вариаций $\delta\Phi_k$ функционалов (2). Обозначим их через Δ_k . Тогда условия, при которых выполняются неравенства

$$|\delta\Phi_k| < \Delta_k, \quad (4)$$

можно условно считать экологически благополучными, а условия, при которых они нарушаются, — ситуациями экологической опасности.

Основой для дальнейшего анализа будет служить диффузионная модель переноса. Согласно [2] она наиболее точно и оперативно позволяет получить оценочное представление о концентрации поллютанта в определенной точке водного тела в фиксированный момент времени. Запишем уравнение в следующей дифференциально-операторной форме:

$$LC = \frac{dC}{dt} - \nabla \cdot \mu \nabla C \mid A(C) = 0 \text{ в } D_T, \quad (5)$$

где полная производная переноса имеет вид

$$\frac{dC}{dt} \equiv \frac{\partial C}{\partial t} \mid \frac{u}{R_{зем} \sin \theta} \frac{\partial C}{\partial \varphi} \mid \frac{\vartheta}{R_{зем}} \frac{\partial C}{\partial \theta},$$

а $A(C)$ - член, отражающий скорость трансформации поллютанта, линейный относительно концентрации C .

Рассмотрим подробнее, что из себя представляет слагаемое $A(C)$. Согласно [5], его можно задать линейным по концентрации, если считать, что при таком распространении поллютанта процесс деструкции протекает по закону мономолекулярной реакции первого порядка. Тогда кинетическая кривая распада загрязняющего вещества в точке описывается уравнением:

$$C_1(l) C \lambda \exp(-\lambda l),$$

где l — время превращения загрязняющего вещества;

λ — скорость химической реакции, которая зависит от τ — периода полураспада загрязняющего вещества $\lambda = \ln(2/\tau)$,

Данное выражение используется, например, при нефтяном загрязнении согласно работе [5]. В первом приближении процессы осаждения и испарения загрязняющего вещества могут быть описаны линейной функцией:

$$C_2(t) = C \beta t.$$

Таким образом, скорость удаления примеси из бассейна q параметризуется так:

$$q \equiv (C_1 + C_2) \rho = \lambda C \rho \exp(-\lambda t) + C \rho \beta t.$$

где λ — параметр, определяющий темп биохимической и микробиологической деструкции (окисления) загрязняющего вещества, β — параметр, характеризующий испарение примеси в атмосферу и удаление ее за счет осаждения (биоседиментации), ρ — средняя плотность воды. Тогда

$$A(C) \equiv \frac{q(C)}{p_0} (\lambda \exp(-\lambda l) + \beta l) C. \quad (6)$$

Слагаемое $A(C)$ описано и именно оно принимается в (5). Начальные условия при $l = 0$ можно записать в виде

$$C(\varphi, \theta, 0) = C_0(\varphi, \theta). \quad (7)$$

Итак, выведено основное соотношение теории чувствительности, определяющее связь между вариацией $\Phi(C)$ и вариацией параметра модели (см. [2]):

$$\delta\Phi \equiv (\Gamma, \delta Y), \quad (8)$$

где $\delta Y \equiv \delta C_0$ — вариация управления модели; $\Gamma \equiv C * |_{t=0}$ — функция чувствительности функционала $\Phi(C)$ к этим вариациям.

Информационный смысл функции опасности для функционалов, определяющих качество воды в рассматриваемой области, можно описать следующим образом. Ее значение в точке $(\varphi, \theta, t) \in D_T$ — величина относительного вклада выброса загрязнений от источника, расположенного в этой точке (в интервале времени его действия), в представленное значением функционала суммарное количество загрязнений, поступающих в наблюдаемую область за период наблюдений. Поэтому соотношения чувствительности и функции чувствительности содержат количественную информацию для измерения степени экологических рисков для зоны наблюдения и показывают характер ее уязвимости к возмущениям от потенциально опасных источников.

В конечном итоге нас интересует вероятность невыполнения неравенства (4), выражающего условия попадания изучаемой ситуации в категорию экологической опасности для рассмотренного случая:

$$P \equiv P(|\delta\Phi| \geq \Delta) \quad (9)$$

Предположим, что поверхность акватории разбита на подобласти

$$\bigcup_i D_i = D(\text{мера } mes(D_i))$$

таким образом, что можно было задать вероятность выброса загрязняющего вещества массой \tilde{M} от точечного источника, представленного вариацией управления на конкретной части озера как $P_i((\varphi, \theta) \in D_i)$.

Для каждой поверхности D_i определим зоны $\tilde{D}_i \in D_i$ — зоны экологической опасности, на основе «сопряженных функций» — решений сопряженных уравнений следующим образом:

$$\tilde{D}_i : \left\{ (\varphi, \theta) \in D_i : \left(M \int_{D_i} C * |_{t=0} \cdot \frac{1}{2\pi} C^{-\frac{(\varphi-\varphi)^2 + (\theta-\theta)^2}{2}} dD \right) \geq \Delta \right\} \quad (10)$$

Тогда согласно результатам теории вероятностей имеем:

$$P(|\delta\Phi| \geq \Delta) = \sum_i \frac{mes(D_i)}{mes(D)} P_i$$

что завершает решение задачи оценки экологической опасности. Таким образом, способ нахождения вероятности экологического загрязнения определен.

При оценке экономического ущерба от загрязнения используется два основных методологических подхода: прямой счет, и косвенная оценка. Оценка ущерба прямым счетом, требует сбора и обработки огромного объема информации, вследствие большой трудоемкости неудобны для широкого использования в экономических расчетах, и, как правило, служат лишь инструментом для создания информационной базы при разработке косвенных методов определения ущерба.

Косвенный метод оценки экономического ущерба основан на принципе перенесения на конкретный исследуемый объект общих закономерностей и предполагает использование системы нормативных показателей, фиксирующих зависимость негативных последствий от основных ущербообразующих факторов.

Ущерб от загрязнения водного объекта рассчитывается как плата за сверхлимитный сброс путем умножения приведенной массы M загрязняющих веществ, поступивших в водный объект (масса загрязняющего вещества за вычетом допустимых лимитов), на базовые нормативы платы $H_{уд}$ за сброс загрязняющих веществ в поверхностные с применением коэффициентов индексации $K_{и}$ и коэффициентов опасности (экологической ситуации) $K_{эк}$ [1]:

$$Q = K_{эк} \cdot K_{и} \cdot H_{уд} \cdot M \quad (11)$$

Таким образом, мы рассмотрели факторы, влияющие на значение величины экологического риска, исходя из его двумерного определения, и связанные с его количественным оцениванием.



Рис. 2. Схема вектора движения на глубине 5, 60 и 120 м.

На рис. показаны результаты экспериментальных измерений параметров водной среды озера Иссык-Куль [5].

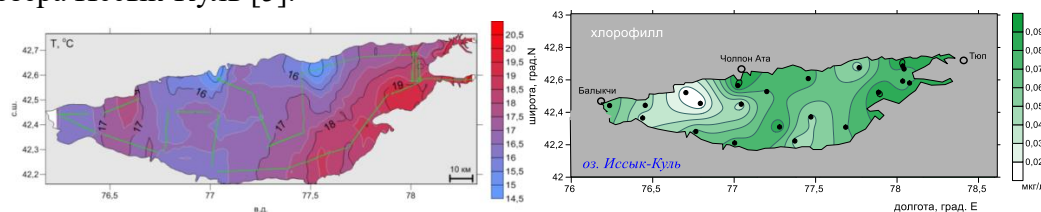


Рис 3. Распределение температуры в поверхностном слое озера Иссык-Куль по данным измерений проточной системы. Зеленым цветом показан путь следования судна.

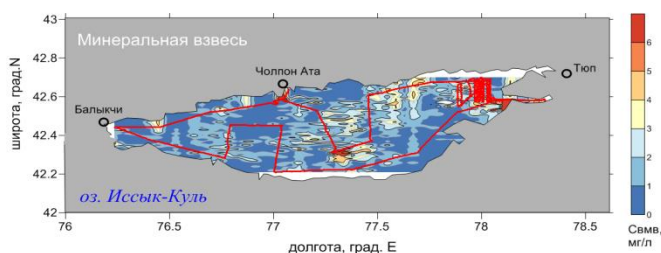


Рис.4. Площадное распределение взвешенного органического вещества в поверхностном слое оз. Иссык-Куль, 23-26 июня 2015 г., полученное флуоресцентным лидаром УФЛ-9 [5].

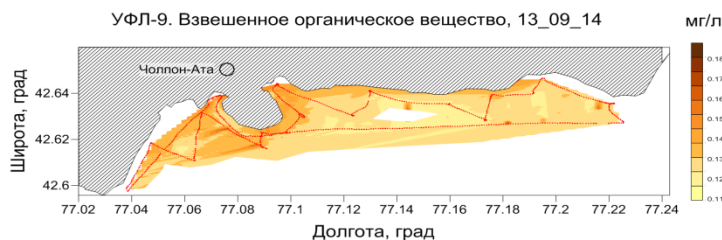


Рис. 5. Результаты лидарных измерений концентрации взвешенного органического вещества 13.09.2014.

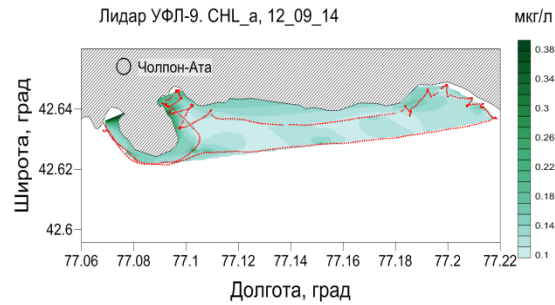


Рис. 6. Результаты лидарных измерений концентрации хлорофилла 12.09.2014.

Литература:

1. Ваганов П.А., Им М.-С. Экологические риски — СПб, 2001.
2. Пененко В. В., Цветова Е. А. Математические модели для изучения рисков загрязнения природной среды //ПМТФ. 2004 Т. 45, № 2. С. 136-146.
3. Тыныбеков А.К. Condition of a phytoplankton in Issyk Kul Lake" KRSU, -Bishkek, 2009;
4. Тыныбеков А.К. Экологические риски малых озер Иссык-Кульского региона. Туризм и рекреация: фундаментальные и прикладные исследования. Труды V международной научно-практической конференции. МГУ имени М.В. Ломоносова, географический факультет, -М., 2010, 655-660 с.102-107.
5. Тыныбеков А.К. Эмпирическая модель состояния фитопланктона озера Иссык-Куль, Vestnik ALATOO ACADEMIC STUDIES, №, 2017,с.37-42.