СУЧАСНИЙ СТАН РЕГІОНАЛЬНИХ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Міжнародна наукова конференція молодих вчених

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РЕГИОНАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Международная научная конференция молодых ученых

CURRENT STATE OF REGIONAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS AND WAYS FOR THEIR SOLUTIONS

Proceedings of the International Scientific Conference for Young Scientists

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
Міжнародна асоціація екологів університетів

MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF UKRAINE
THE ODESSA STATE ENVIRONMENTAL UNIVERSITY
International Association of Universities' environmentalists

СУЧАСНИЙ СТАН РЕГІОНАЛЬНИХ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

Міжнародна наукова конференція молодих вчених
16-18 квітня 2014 р., Одеса, Україна

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РЕГИОНАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Международная научная конференция молодых ученых
16-18 апреля 2014 г., Одесса, Украина

CURRENT STATE OF REGIONAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS AND WAYS FOR THEIR SOLUTIONS

Proceedings of the International Scientific Conference for Young Scientists
16-18 April 2014, Odessa, Ukraine

Одеса – 2014

ББК 28.081
С-89
УДК 504

Сучасний стан регіональних екологічних проблем та шляхи їх вирішення. - Матеріали Міжнародної наукової конференції молодих вчених. - Одеса: ОДЕКУ, 2014. - 300 с.

Современное состояние региональных экологических проблем и пути их решения. - Материалы Международной научной конференции молодых ученых. - Одесса: ОГЭКУ, 2014. - 300 с.

Current State of Regional Environmental Problems and Ways for Their Solutions. -Proceedings of the International Scientific Conference for Young Scientists. - Odessa: OSENU, 2014 - 300 p.

У збірнику представлені матеріали наукової конференції студентів, магістрантів і аспірантів, які відображують регіональні екологічні проблеми, а також науково-методичні та прикладні аспекти їхнього вирішення.

В сборнике представлены материалы научной конференции студентов, магистрантов и аспирантов, которые отражают региональные экологические проблемы, а также научно-методические и прикладные аспекты их решения.

The collected articles contain the proceedings of the scientific conference for undergraduate, graduate (master) and postgraduate students which address the regional environmental problems as well as methodological and applied ways for finding solutions to them.

Редактор: д.г.-м.н., проф. Т.А. Сафранов
Відповідальний за випуск: к.г.н., доц. А.І. Волков
Editor: Prof. T.A. Safranov.
Responsible for Compilation: PhD. A.I. Volkov

© Одеський державний
екологічний університет, 2014

WASTEWATER BIOCHEMICAL TREATMENT MANAGEMENT

A.O. Dychko, *PhD*
National Technical University of Ukraine «Kyiv Polytechnic Institute», Kyiv, Ukraine

Wastewater biochemical treatment (WBT) management in Ukraine face a lot of problems of economic, legal, methodological and technical character. They need system analysis and scientific approach to solve all present environmental challenges.

Monitoring and management of WBT should be based on systematic control of treatment process with adequate indicators, expert system creation and methods of decision making theory use.

WBT management should comprise system monitoring, creation of expert systems, development of data and knowledge bases, intellectualization of monitoring systems, modeling and forecasting of treatment process.

Human role in modern water recourses management systems is determinative. He creates goals of system and alternative ways of its development, determines real structure of system and forms its behavior. The most difficult and responsible stage of human's activity in management systems and the major factor of any direction is decision making. In process of looking for the best decision it is necessary to use maximum relevant information (data and knowledge bases). But decision making person often doesn't have much time, enough information and knowledge about object and situation in which it functions. The most important moments in decision making is goals determination, forming decision making problems and choice of adequate alternative. Choice is made on base of advantages of decision making person.

The task of decision making may be formulated in next way: there is a lot of decisions; realization of each alternative result in certain consequences; analysis and estimation of results by effectiveness (criteria) characterizes alternatives. Having considered advantages of decision making person, it is necessary to build model of choice the best alternative [1].

The logical choice of criteria at decision-making means selection of such base variable value in which function of belonging achieves maximal value. Thus there is a problem of determination of belonging of those or other objects to the noted unclear sets. Heuristic and traditional algorithmic methods of decision-making are used at presence of unclear, incomplete information of wastewater quality. Heuristic methods are based on empiric rules or simplifications that limit search of decisions effectively.

As for WBT process modeling we should consider not only the type of pollution and its concentration in water, but also the processes of mechanic, chemical and biological migrations of ecologically hazardous matters, including such fact as synergism, for example.

The process of WBT is carried out by the heterogeneous population of microorganisms present in activated sludge, which use the multicomponent substrate for their vital activity. The species composition of activated sludge is specific and individual for each type of wastewaters and, mainly, is determined by the qualitative and quantitative composition of organic and mineral impurities, as well as by the degree of treatment. For steady mode activated sludge can be regarded, in a first approximation, as a "monoculture" which continuously grows in the specified multicomponent substrate. This approach allows the use of the main theoretical regularities obtained and used in the continuous cultivation of pure monocultures of microorganisms.

Masse A. et al. [2] compare biomass structure and membrane bioreactor operation and conventional process with activated sludge in treatment of the same domestic wastewater. The effect of the separation method (membrane filtration or sedimentation) and operation at a long sludge age were studied. An emphasis is made on the change in the sludge properties since the increase of the sludge age resulted in the deterioration of the sedimentation properties and quality of treated water after secondary sedimentation tank (the presence of filamentous bacteria, increase of proteins and separation of polysaccharides).

The increase of the biomass concentration in the study of Rosenberger [3] was determined by the increase of the sludge concentration and its ash content. In the first period the biomass was enriched by microorganisms coming with wastewater since the sludge was not added in the reactor. The biomass concentration increased rapidly at first and further it increased slower with the increase in the sludge concentration. Then sludge concentration was stabilized.

According to the concept of Pirt [4] the biomass increase slows down with the decrease in incoming of nutrients, which leads to the competition between microorganisms and is reflected in the decrease of the net increment of sludge.

Rosenberger [3] comes to a conclusion on the necessity to study the effects of different operation modes on the microorganisms in the reactor. Although the sludge increase can fully be suppressed, a small amount of the sludge will have to be removed regularly because of the accumulation of the inert substances in the reactor. However, this amount will be significantly smaller than the amount of excess sludge generated at the conventional treatment facilities. Also, an emphasis is made on the necessity to study the extraction of phosphorus, kinetics and mass transfer at high sludge concentrations since biocenosis and its structure significantly differ from the well-studied biocenosis of the conventional wastewater treatment plants. The increase in the reaction rate can ensure a shorter residence time. Another peculiarity will be the increase in the viscosity of activated sludge, which will complicate the aeration and mixing.

In the study of Parco et al. [5] the impact of the membrane separation on the kinetics of nitrogen and phosphorus removal was investigated. In a series of experiments on activated sludge the rates of phosphorus removal and

denitrification were obtained. The capacity of activated sludge for denitrification under oxygen-free conditions with simultaneous phosphorus absorption was confirmed and quantitatively determined.

The activated sludge concentration had no impact on the specific rate of denitrification which took place at a constant specific rate relative to active mass of typical heterotrophic organisms. The similar results were obtained for the kinetics of the process of removal by activated sludge. A comparison of the specific rate of consumption of diluted oxygen by activated sludge microorganisms showed that the difference in the substrate consumption rate amounted on average to 7.7%, which pointed to the same activity of microbial colonies of activated sludge and biofilm. This is most probably connected with the fact that diluted oxygen and biogenic elements continuously come from the sludge mixture to microflora attached to the membrane surface since the continuous diffusion of the substrate through the whole thickness of biofilm takes place in contrast to the hydrodynamic conditions in microorganisms attached to the impermeable film carrier. The DNA analysis of activated sludge microorganisms and biofilm also detected no differences in their composition.

The problem of control of the WBT process includes problems of its observation and identification, insuring reliability of monitoring data and their assessment (building of equidistant of pollutions different levels, detection of contaminations zones dynamics, identification of pollutions migration). Intellectualization of monitoring systems should consider the decision making theory and dynamic aspect of this process, automated conscious expert systems, but not automatic ones.

References

1. Єремєєв, І.С. Проблеми прийняття рішень в умовах невизначеності підчас моніторингу довкілля: материалы международной научно-технической конференции [«Системный анализ и информационные технологии САИТ-2008» / І.С. Єремєєв] – (Київ, 2008).
2. Masse, A. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time [Text] / A.Masse, M.Sperandio, C.Cabassud // Water Research. - 2006. – vol. 40, №12. – C.2405-2415.
3. Rosenberger, S. Performance of bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water [Text] / S.Rosenberger, U.Kruger, P.Witzig et al. // Water Research. – 2002. - vol.36, №15.
4. Pirt, S.J. The maintenance energy of bacteria in growing cultures [Text] / S. J. Pirt // Proc. Roy Soc. London. – 1965. – vol.163. – C. 31.
5. Parco, V. Biological nutrient removal in membrane bioreactors: denitrification and phosphorus removal kinetics [Text] / V.Parco, G.Toit, M.Wentzel, G.Ekama // Water Science & Technology. – 2007. - vol.56, №6. - C. 125-134.

MICROALGAE – SOURCE OF BIOLOGICALLY ACTIVE SUBSTANCES FOR HUMAN NUTRITION

Katya Dimitrova Yanakieva, *Assistant professor Nadezhda Petkova, Associated Professor Panteley Denev, Department of Organic Chemistry University of Food Technologies, Plovdiv, Bulgaria*

The increasing world population needs proper nourishment and search of new cost-effective sources that can rapidly produce substances with nutritional value. Due to the presence of valuable nutritional components microalgae can provide a significant source of critical nutrients. Along with their simple and rapid growth characteristics, these autotrophic organisms are exceedingly desired for use in nutraceuticals and nutritional supplements. Many types of algae have documented health benefits from strengthening the immune system to fighting cancer and heart disease. The current review evaluates the use of microalgae *Aphanizomenon, Spirulina, Chlorella* and *Dunaliella* as nutritional supplements. The specific objectives of this research are characteristics of these microalgae, description of their nutritional benefits and evaluation of their potential for nutraceutical production.

Microalgae are microscopic photosynthetic organisms that are found in both marine and freshwater environments [4, 5]. They have the ability to grow rapidly, to use efficiently light energy, fix atmospheric CO_2, and produce more biomass per acre than vascular plants [2]. The dominating species of microalgae in commercial production includes *Isochrysis*, *Chaetoceros, Chlorella, Arthrospira (Spirulina)* and *Dunaliella*. They can be used to produce a wide range of metabolites such as proteins, lipids, carbohydrates, carotenoids, vitamins like vitamin A, C, B1, B2, niacin, B6, B12, E, K, D, essential elements including iodine, potassium, zinc, iron, magnesium, selenium, copper, phosphorus, sodium, nitrogen, cobalt, molybdenum and calcium for health, food and feed additives, cosmetics and for energy production. Algae are also high producers of essential amino acids, saturated or unsaturated fatty acids (12 to 22 carbon atoms): Omega 6 (arachidonic acid) and Omega 3 (docosahexaenoic acid, eicosapentaenoic acid) fatty acids [4]. Being such a rich source of essential nutrients, they are a major source of food, especially in Asian countries like China, Japan and Korea. Microalgae are marketed in different forms such as tablets, capsules and liquids and can also be incorporated into pastas, snack foods, candy bars or gums, and beverages [5].

The detailed information about four species of microalgae *Aphanizomenon*, *Spirulina, Chlorella* and *Dunaliella* are presented. Their nutritional composition have been shown in Table 1.

Table 1 - Nutritional compositions of the described microalgae (g/100 g dry weight) [2]

Component	*Aphanizomenon*	*Chlorella*	*Spirulina*	*Dunaliella*
Protein	1.0	64.5	63	7.4
Fat	3.2-4.5	10.0	4.3	7.0
Carbohydrates	23.0	15.0	17.8	29.7
Chlorophyll	1.8	5.0	1.15	2.2
Magnesium	0.2	0.264	0.319	4.59
Beta-Carotene	0.42	0.086	0.12	1.6
Vitamin B1, (Thiamin)	0.004	0.0023	0.001	0.0009
Vitamin B2, (Riboflavin)	0.0006	0.005	0.0045	0.0009
Vitamin B3, (Niacin)	0.013	0.025	0.0149	0.001
Vitamin B_5 (Pantothenic acid)	0.0008	0.0019	0.0013	0.0005
Vitamin B6, (Pyridoxine)	0.0013	0.0025	0.00096	0.0004
Folic Acid	0.0001	0.0006	0.000027	0.00004
Vitamin B_{12}(Cobalamine)	0.0006	0.000008	0.0006	0.000004

Aphanizomenon* (AFA-*Aphanizomenon flos-aquae) is a prokaryotic cyanobacterium (blue-green alga) commonly found in freshwater systems throughout the world. The dominant production source of *Aphanizomenon* in North America is Upper Klamath Lake, Klamath Falls, Oregon and currently constitutes a significant part of the health food supplement industry throughout North America. Its annual production is approximately 500 tons for use in food and pharmaceutical products.

Aphanizomenon is a large producer of polyunsaturated fatty acids (i.e., omega 3 and omega 6. *Aphanizomenon flos-aquae* is the dominant species. It contains a significant amount of chlorophyll (1-2% dry weight), that acts as liver function stimulator and increase bile secretion and C-Phycocyanin [2]. *Aphanizomenon flos-aquae* promotes good overall health and is used alone or in combination with other nutraceuticals and natural food products [5]. *Aphanizomenon* also has high hypocholesterolemic activity, causings a decrease in blood cholesterol and triglyceride levels. Additionally, components of this alga have been shown to decrease certain cancer risks, inflammation and prevent platelet accumulation [2]. It has been established that *Aphanizomenon flos-aquae* increased transient recruitment of NK cells into tissue and mobilization of T and B cells into blood, induces apoptosis in some human tumor cell lines. The polysaccharide contained in it stimulate also the macrophage activity [3].

Aphanizomenon flos-aquae has not been shown to produce hepatotoxins (microcystins), although can produce neurotoxins (anatoxin and saxitoxin). *Aphanizomenon* often grows amongst other toxin producing cyanobacteria including *Anabaena* and *Microcystis* that could be harvested unknowingly and contribute to toxin loads including microcystins and nuerotoxins. However, with extensive studies on the possible exposures and responses little risk has been observed in current nutritional supplements.

Spirulina is a prokaryotic cyanobacterium that has been commercially produced for over thirty years for uses including: fish food, vitamin supplements, food dyes, aquaculture, pharmaceuticals and nutraceuticals. Approximately 3,000 tons dry weight is currently produced annually in the United States, Thailand, India, Taiwan, China, Pakistan, and Burma.

Spirulina is a rich source of nutrients such as protein (60-70 % many amino acids), B vitamins, phycocyanin, chlorophyll, beta-carotene, vitamin E, omega 6 fatty acids and numerous minerals (Table. 1). *Spirulina* positively affected weight loss, diabetes, high blood pressure, cholesterol metabolism and hypertension. It has well documented antiviral and anticancer properties, enhance the phagocytic activity in macrophages and produce antigen-specific antibody production to help treat depression and attention-deficit hyperactivity disorder [2].

Spirulina contains special substances with possessed increased biological activity. Calcium Spirulan (Ca-Sp) selectively inhibits penetration of virus into host cell (Herpex Simplex, human cytomegalovirus, measles, mumps, influenza A, HIV-1), reduces lung metastasis of melanoma cells and inhibit tumor cell invasion of basal membrane. Cyanovirin-N irreversibly inactivates several strains of HIV (inhibited cell-to-cell and virus-to-cell fusion). The extracellular Spirulina products promote growth of lactic acid bacteria in vitro [3]. C-phycocyanin - a prevalent pigment in Spirulina possesses the antioxidant and anti-inflammatory properties [2].

Spirulina platensis is used as a food supplement, being one of the most nutritious food known to human. It is an excellent source of proteins polyunsaturated fatty acids, pigments, vitamins and phenolics [5]. Some *Spirulina* supplements have been shown to contain traces of the toxin microcystin due to invasion of other algae (like *Microcystis* spp.) in culturing areas, which acts primarily on decreasing liver function and could cause liver cancer and other diseases [2].

Chlorella is a unicellular, green alga found in many aquatic systems. Over 2500 tons of dried *Chlorella* each year is produced by USA, Japan, China, Taiwan, and Indonesia. This microalga is widely sold as a health food, food supplement, and nutraceutical. It is important functional food and source of nutrients in many areas due to its abundance and positive health effects [2].

Chlorella is composed of 55-67% protein, 1-4% chlorophyll, 9-18% dietary fiber and numerous minerals and vitamins (Table 1) [2, 3]. The protein of *Chlorella* contains all essential amino acids required for the nutrition of heterotrophic organisms [2]. The most important substance in *Chlorella* is β-1,3-glucan, which is an active immunostimulator, a freeradical scavenger and a reducer of blood lipids. *Chlorella* can also be used as a food additive owing to the tasteand flavour-adjusting actions of its coloring agent [5]. It has been reported information about agricultural application for protection of grape and grape seedlings against plant-parasitic nematodes *Xiphinema index* [1, 6].

Chlorella is a large producer of lutein, which has been shown to prevent and treat macular degeneration and contains anti-cataract properties. Extracts of *Chlorella* have been documented as possessing diverse antitumor,antioxidant, anti-inflammatory and antimicrobial activities [2] and phytoprotectors [1]. *Chlorella* is able to decrease blood pressure, lower cholesterol levels, accelerate wound healing, and enhance the immune system.

Chlorella consumption as a nutritional product has initiated investigations to its possible side effects. It has been labeled as a weak allergen. Another possible negative aspect is connected with its expensive cultivation systems and their contamination by other algae or bacteria, thereby hindering production [2].

Dunaliella is a unicellular, green alga. Its production (1,200 tons dry weight per year) is located in Israel, China and USA. Due to its unique growth environment and halo tolerance of saline conditions (up to 100 g NaCl/L) it does not utilize waters appropriate for agricultural and domestic uses. In such conditions, the opportunity for contamination by other algae, fungi, animals and bacteria is minimal and open outdoor cultures can be utilized [2].

Dunaliella powder is used as an ingredient of dietary supplements and functional foods [5]. It is reach source of beta-carotene (until 14 % in some species), glycerol and protein. It produces numerous carotenoid pigments (alpha-carotene, lutein, and lycopene) but in smaller amounts.

The main health benefits of *Dunaliella* are due to carotenoids that act as free radical scavengers. They reduce levels of lipid peroxidation and enzyme inactivation, prevent from certain types of cancer of various organs, and inflate intracellular and immune response. Supplements of *Dunaliella* have also shown excellent hepatoprotective effects. Little data are present on risks associated with consumption of supplements containing this alga [2].

Some species of microalgae are important for production of high-value bio products. At present microalgal market is dominated by *Chlorella* and *Spirulina,* mainly because of their high protein content, nutritive value, and moreover they are easy to grow. The major economic important product of *Chlorella* is several by-products that are used in fruit and vegetable preservatives [5]. *Spirulina platensis* is used for extraction of carotenoids, phycocyanin, *Dunaliella salina* for photosynthetic pigment, beta-carotene. *Chlorella minutissima* for polyunsaturated fatty acids (PUFAs) - Eicosapentaenoic acid EPA [4].

Because of the importance of microalgae for human health and nutrition, tthey are object of biotechnological production of some biologically active substances. Some of the most biotechnologically relevant microalgae are the green algae (*Chlorophycea*) *Chlorella vulgaris, Dunaliella salina, Spirulina maxima* which are widely commercialized and used, mainly as nutritional supplements for humans and as animal feed additives (Table 2).

Table 2 - Biotechnological applications of Bioactive compounds from Microalgae and Cyanobacteria [4]

Species	**Group**	**Product**	**Application**	**Culture system**
Spirulina platensis	Cyanobacteria	Phycocyanins, biomass	Health food, cosmetics	Open ponds, natural lakes
Chlorella vulgaris	Chlorophyta	Biomass, Ascorbic acid	Health food, food supplement	Open ponds, basins, glass tube PBR
Dunaliella salina	Chlorophyta	Carotenoid, β - carotene	Health food, food supplement, feed	Open pond, lagoons

The detailed review for these four microalgae reveals that they are cultivated as a source of highly valuable molecules for human health. Nowadays, there are numerous commercial applications of microalgae in fields of human and animal nutrition, aquaculture, cosmetics. Microalga products would in that way become even more diversified and economically competitive.

References

1. *Bileva T.* Influence of Green Algae *Chlorella vulgaris* on Infested with *Xiphinema index* Grape Seedlings. J Earth Sci Climate Change, 4:2, 2013
2. *Bishop W.*, Zubeck H. Evaluation of Microalgae for use as Nutraceuticals and Nutritional Supplements J Nutr Food Sci., 2012, 2:5
3. *Jensen, G.*, Ginsberg S., Donald I.; Drapeau Ch. Blue-Green Algae as an Immuno-Enhancer and Biomodulator. Journal of the American Nutraceutical Association **3** (4), 2001, 24–30
4. *Priyadarshani I.*, Rath B. Commercial and industrial applications of micro algae – A review. J. Algal Biomass Utln., 2012, 3 (4): 89–100
5. *Spolaore P.,* Joannis-Cassan C., Duran E., Isambert A. Commercial Applications of Microalgae, Journal of Bioscience and Bioengineering, 2006, Vol. 101, No. 2, 87–96.
6. *Yancheva S.*, Bileva T. In vitro test for establishing of *Chlorella vulgaris* effect on grape infested with *Xiphinema index*. Field Crop Studies, 3, 2006, 637-640 (in Bulgarian).

АВТОТРАНСПОРТ КАК ОСНОВНОЙ ФАКТОР ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ПРИДОРОЖНОГО ПРОСТРАНСТВА ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

А.В. Аболмасова
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

К главным источникам загрязнения окружающей среды (ОС) и потребителям энергоресурсов относятся автомобильный транспорт (АТ) и инфраструктура автотранспортного комплекса. Наряду с преимуществом, которое обеспечивает обществу развитая транспортная сеть, ее прогресс так же сопровождается негативными последствиями — отрицательным воздействием транспорта на ОС. Экологический ущерб от эксплуатации автотранспортных средств обусловлен токсичными выбросами. Выбросы в атмосферу от АТ по объёму более чем на порядок превосходят выбросы от железнодорожных транспортных средств. Отработавшие газы (ОГ) двигателей внутреннего сгорания содержат более 200 вредных загрязняющих веществ (ЗВ). Нефтепродукты, продукты износа шин, тормозных накладок, сыпучие и пылящие грузы, хлориды, используемые в качестве антиобледенителей дорожных покрытий, загрязняют придорожные полосы и водные объекты. В мировом балансе загрязнений, основная доля (54%) падает на автомобильный транспорт, но в разных странах доля неодинакова и колеблется от 13 - 30% до 60 - 80%. Общее количество автомашин в мире превысило 500 млн. шт. Ежегодно с ОГ в атмосферу поступают сотни млн. т вредных веществ; дорожная сеть, особенно вблизи городских агломераций, «съедает» ценные сельскохозяйственные земли.

В настоящее время известно о негативном воздействии АТ на придорожные экосистемы. Почвы, располагающиеся вблизи автодорог, претерпевают изменения своих физико-химических свойств, и накопление ЗВ, что во многом определяет нарушение их биогеоценотических функций. Известно, что воздействие АТ сопровождается поступлением и аккумуляцией в почвенном покрове придорожных территорий тяжелых металлов (ТМ) и полициклических ароматических углеводородов. ТМ поступают в придорожное пространство, как в результате функционирования АТ, так и при истирании дорожного полотна. В результате истирания автопокрышек в почву придорожного пространства поступают *Al, Cu, Co, Mn, Fe, Pb, Ni, Ti, Zn* и др. элементы. Вкладыши, подшипники, тормозные масла – источники поступления в окружающую среду *Zn* и *Cu*; сгорание этилированного топлива – основной источник *Pb*. *Cd* поступает в природную среду в результате износа шин и истирания асфальтобетона. *Ni* и Cr – продукты износа покрытий кузовов, *Fe* –

продукт истирания цилиндров двигателя. Основная масса металлов чрезвычайно быстро попадает на поверхность почвы. Часть из них включается в процессы почвообразования, часть выносится поверхностными и грунтовыми стоками, часть поглощается растениями. В результате этого вдоль автомобильных дорог формируются геохимические аномалии ТМ. Наиболее опасными поллютантами природной среды среди ТМ считаются *Cd* и *Pb*. Хорошо изучена специфика поведения этих ТМ в поверхностном слое почвы, а также рассеяния их на различное расстояние от дорожного полотна. Наиболее крупные частицы оседают в непосредственной близости от дорожного полотна (на расстоянии 5-7 м), соединения *Pb* более мелкой фракции характеризуются большей растворимостью и поэтому более токсичны. Самые мелкие частицы *Pb* потоком воздуха переносятся на большие расстояния. Техногенное загрязнение почвы *Pb* можно проследить до глубины 10-15 см, редко до 20 см, этот ТМ удерживается слоем гумуса и слабо мигрирует в почве. Граница зоны загрязнения почвы *Pb* может достигать 500 м от полотна автомобильной дороги. *Cd* более подвижен в почвах и мигрирует тем легче, чем слой почвенного гумуса меньше. Частицы *Cd* в основной своей массе оседают в непосредственной близости от края автомобильной дороги. Информация о перераспределении *Cd* в техногенных ландшафтах практически отсутствует. Продолжительность пребывания ЗВ в почвах гораздо больше, чем в атмосфере или гидросфере. ТМ, поступающие на поверхность почвы, накапливаются в почвенной толще, особенно в верхних гумусовых горизонтах и медленно удаляются при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии. Первый период «полувыведения» (т.е. удаления половины от начальной концентрации) ТМ значительно варьируется у различных элементов и занимает весьма продолжительный период времени: для *Zn* - от 70 до 510 лет; *Cd* от 13 до 110 лет, *Cu* -от 310 до 1500 лет, Cu - от 770 до 5900 лет. ТМ способны образовывать сложные комплексные соединения с органическими веществами почвы, поэтому в почвах с высоким содержанием гумуса они менее доступны для поглощения. Избыток влаги в почве способствует переходу ТМ в низшие степени окисления и в растворимые формы. Анаэробные условия повышают доступность ТМ растениям. Поэтому дренажные системы, регулирующие водный режим, способствуют преобладанию окисленных форм тяжелых металлов и тем самым снижению их миграционных характеристик. Растения могут поглощать из почвы микроэлементы, в том числе ТМ, аккумулируя их в тканях или на поверхности листьев, являясь, таким образом, промежуточным звеном в цепи «почва - растение - животное – человек».

ПЕРСПЕКТИВЫ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМЫ НИТРИФИКАЦИИ-ДЕНИТРИФИКАЦИИ НА АЭРОТЕНКАХ ПЕРВИЧНОЙ ОЧИСТКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОКОВ

И.П. Аистов, д.т.н., проф., А.Е. Гаглоева, к.т.н.
Омский государственный технический университет,
Российская Федерация

В настоящее время вследствие увеличения численности населения, урбанизации, индустриализации и в особенности развития сельскохозяйственного производства растет водопотребление. В результате увеличивается объем сточных вод, поступающих на очистку в водоотводящие системы и сооружения, которые представляют собой один из видов инженерного оборудования и благоустройства населенных пунктов, жилых, общественных и производственных зданий, обеспечивающих необходимые санитарно-гигиенические условия труда, быта и отдыха населения (СНиП 2.04.03-85).

Особенностью сточных и канализационных вод, очищаемых в цехе ОСК ОАО «ОмскВодоканал», является повышенное содержание нитритов и нитратов в концентрациях, превышающих допустимые нормы (табл.).

Таблица - Эффективность очистки сточных вод по основным загрязняющим веществам

	Вход		Выход		Эффект очистки, %
	мг/дм^3	т	мг/дм^3	т	
Аммоний	38,081	6685,938	4,047	710,490	89,37
Нефтепродукты	2,173	381,459	0,058	10,166	97,33
Алюминий	1,330	233,487	0,100	17,583	92,47
Нитрит-ион	0,060	10,617	0,892	156,622	–
Нитрат-ион	0,510	89,539	54,389	9549,058	–

Употребление в течение долгого времени воды с высоким содержанием нитратов приводит к аллергии, нарушению деятельности щитовидной железы, возникновению многочисленных болезней в результате нарушения обмена веществ, опорно-двигательного аппарата и нервной системы [1].

Учитывая выше сказанное, актуальной является проблема увеличения эффективности очистки сточных вод, содержащих нитраты и нитриты.

Распространенным методом очистки нитритов и нитратов является денитрификация [2]. Поскольку в сточных водах азот входит в состав соединений в восстановленной форме, то, прежде чем можно будет проводить денитрификацию, эти соединения должны быть подвергнуты нитрификации. Нитрификация – это процесс, в ходе которого аммоний

превращается в нитрит, нитрит в конечном итоге – в нитрат. Для того чтобы полностью очистить воду от избытка нитритов и нитратов необходимо применить метод денитрификации. Денитрификация – это процесс превращения нитрата в атмосферный азот под действием бактерий [3]. В процессе денитрификации окислителем органического вещества выступает нитрит, частично заменяющий кислород. Это означает, что денитрификацию следует рассматривать как одну из стадий удаления органического вещества. Эта зависимость усиливается в связи с тем, что многие бактерии в отсутствии кислорода способны мгновенно переключаться на использование нитрата в качестве окислителя.

Для осуществления метода денитрификации возможно переоборудование существующих аэротенков на ОСК «ОмскВодоканал» под денитрификатор и нитрификатор (рис.1).

Рис. 1 - Реконструированный аэротенк
(чередование зоны аэрации и зоны перемешивания)

Вследствие того, что в сточных водах ОСК «ОмскВодоканал» содержится большое количество органики, под воздействием которой окисляются нитраты и нитриты происходит самопроизвольный процесс, называемый нитрификацией, первоначальную нитрификацию на ОСК проводить не нужно.

Удаление азота методом нитрификации – денитрификации может осуществляться по трем схемам [4]. Но для очистных сооружений г. Омска наиболее приемлемой считается схема с устройством денитрификатора на первой стадии биологической очистки стоков, причем, в качестве питательного субстрата используются загрязнения поступающей на очистку сточной жидкости (рис. 2). В случае недостатка питательного субстрата вводится искусственный субстрат. Если количество питательного субстрата сточной жидкости превышает количество, необходимое для восстановления, поступающего в денитри-

Рис. 2 - Схема удаления азота методом денитрификации – нитрификации.

фикатор азота нитратного, то после денитрификации желательно предусмотреть аэротенк, в котором $БПК_{полн}$ сточной жидкости будет снижаться до 15 мг/дм^3.

Для определения возможности переоборудования существующих аэротенков под денитрификатор были проведены расчеты по установлению необходимых объемов сооружений: денитрификатора, аэротенка, нитрификатора [5].

Судя по результатам проведенных нами расчетов, существующие на городской цепочке аэротенки имеют объем 70000 м^3, поэтому реконструкция данных аэротенков под денитрификаторы – нитрификаторы при настоящем расходе сточной жидкости (240000 м^3/сут.) невозможна. Для решения данной проблемы необходимо строительство новых сооружений или снижение подачи сточной жидкости на городскую технологическую цепочку до 145000 м^3/сут. за счет перераспределения стоков на аэротенки 2 и 3 технологических цепочек, чтобы использовать имеющиеся на них объемы. Следовательно, для удовлетворения эксплуатационных требований денитрификаторов, аэротенков, нитрификаторов при расходе 240000 м^3/сут. необходимо строительство дополнительных 3 секций сооружений.

Таким образом, внедрение метода денитрификации, позволит достичь более высоких показателей очистки сточных вод от нитратов в цехе ОСК.

Литература

1. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. – М.: Стройиздат, 1980. – 200 с.
2. Хенце М. Очистка сточных вод. – М.: Мир, 2004. – 480 с.
3. Яковлев С.В., Карелен Я.А. Очистка производственных сточных вод. – М.: Стройиздат, 1985. – 335 с.
4. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.
5. Методика технологического контроля работы очистных сооружений городской канализации. – М.: Стройиздат, 1977. – 200 с.

ПЕРЕВАГИ ВИКОРИСТАННЯ ПАЛИВА З РОСЛИННИХ ВІДХОДІВ ДЛЯ ОПАЛЮВАННЯ

М.Ю. Албул, Т.*П. Шаніна, к.х.н, доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Впровадження біоенергетичних проектів в рамках механізмів Кіотського протоколу є ефективним шляхом зниження викидів парникових газів. З огляду на існуючу енергетичну та екологічну ситуацію, Україна має негайно приступити до широко впровадження біоенергетичних технологій і застосування всіх видів біопалив – твердого, рідкого, газового. Але це має робитися з урахуванням питання сталого розвитку.

Житлово-комунальне господарство (ЖКГ) можна сміливо назвати однією чорних дір української економіки. Хоча частка ЖКГ у ВВП країни становить 5-6%, галузь споживає 30% всієї енергії в країні. Більше 11% теплових мереж є аварійними. Щороку на кожні 100 км трубопроводів реєструється понад 70 випадків їх пошкоджень, внаслідок чого сумарні втрати енергії наближаються до 30%. Кожен п'ятий опалювальний котел експлуатується понад 20 років. Як правило, це старі котли радянського зразка з коефіцієнтом корисної дії 70-80%. Теплова енергія в ЖКГ виробляється за допомогою газу - дорогого імпортного палива. У 2012 р. на потреби ЖКГ було витрачено 10 млрд. м^3 газу. За цінами «Газпрому» це більше 4 $ млрд. В Україні з 23978 котелень комунальної форми власності лише 285 працюють на альтернативних видах палива, що становить 1,2% від загальної кількості. Річний об'єм виробництва цього виду палива - 800 тис. т. Основна частина продукції експортується в ЄС, на ринку щороку зростає кількість інвесторів. Варто лише створити умови, і галузь переорієнтується на внутрішній ринок. В якості прикладу можна розглянути бюджетні установи. Для них газ коштує 3628 грн. Щороку вони споживають 700 млн. м^3 на 4 млрд. грн. Враховуючи, що використання брикетів та пелет є економічно вигіднішим, ніж газу, на 10-15%, витрати місцевих бюджетів за рік можуть скоротитися на 400-600 млн. грн за умови переведення котелень на біопаливо. Заміну котлів можна зробити за рахунок інвесторів, адже виробництво теплової енергії з використанням твердого біопалива є інвестиційно привабливим проектом з нормальною рентабельністю. Тобто державі не потрібно витрачати великі кошти. Характеристика різних видів палив наведена у табл.1 [1].

Таблиця 1 – Характеристика різних видів палива

Вид палива	Пелети	Деревина	Кам’яне вугілля	Природний газ
Теплота згорання палива, кВт/кг	4,963	2,833	6,133	8,000 кВт/м^3
Середня вартість палива	900 грн./т	450 грн./м^3	1700 грн./т	2 грн./м^3

Аналізуючи табл. 1 за показником середньої вартості за одиницю палива, можна сказати, що найменшу вартість має деревина. Але варто пам'ятати про той факт, що для автоматизованої роботи котлів із системою автоматичного згоряння на деревних відходах, потрібно подрібнення, що тягне за собою додаткові економічні витрати. При згоранні такого виду палива викиди CO_2, який в даному випадку майже не наносить збитки навколишньому середовищу, тому що деревина являється природною складовою.

Наступним за вартістю являється природний газ з тарифом для населення. На природному газі працюють автоматичні котли, котрі не потребують великих економічних витрат на обслуговування даного обладнання, це є досить комфортно та економно. Викиди CO_2 в 15 разів вище ніж у пелет.

Пелети являються доступними на українському ринку палива в порівнянні з природним газом. Пелетні котли можуть бути як автоматичні, так і напівавтоматичні. Також вони мають різні за місткістю бункери, в які пелети засипаються на цілий рік, на половину сезону, на місяць, на тиждень або декілька днів, що в принципі дозволяє отримувати рівень комфорту на рівні газового котла. Викиди, які утворюються під час горіння пелет це вуглекислий газ та зола. CO_2 вважається нейтральним та не вноситься до реєстру парникових газів, а зола уловлюється спеціальними фільтрами і може використовуватись на газонах, садах і лісах.

Вугілля являється найбільш економічно неефективним, котли на даному паливі не являються автоматичними, виникає проблема видалення, транспортування, складування золи та шлаку, а при зольності вугілля понад 40% викиди забруднюючих речовин виділяються у великих кількостях. При горіння вугілля викиди CO_2 до 50 разів більші, ніж у пелет.

Нами проведено розрахунок вартості опалення для деяких площ різними видами палив. Для визначення вартості опалення необхідно вирахувати скільки теплової енергії споживає приміщення за опалювальний сезон. На сьогоднішній день для приміщень з сучасною теплоізоляцією коефіцієнт теплових втрат нижче 70 Вт /м^2 на годину; висота приміщення - 3 м; температура 22 ^{o}С. У табл. 2 наведені одержані нами витрати палива на опалення в залежності від площі і тепловтрат для України.

Виходячи з даних розрахунків розподіл витрат палива від меншого до більшого можна розташувати наступним чином вугілля – пелети – природний газ – дрова. Для більш зрозумілої картини нами були розраховані вартісні витрати на опалення різними видами палива. Отримані результати наведені у табл. 3.

Таким чином, найбільш ефективним і економічним видом палива являються пелети, а найменш ефективним і економічним – деревина.

Таблиця 2 – Порівняння витрат палива на опалення приміщень

Площа приміщення, $м^2$	Паливо			
	Пелети, т	Газ, $м^3$	Вугілля кам'яне, т	Деревина, $м^3$
100	4,9	2396	3,3	13,5
150	7,4	3594	4,9	20,2
200	10,3	4792	6,6	27
250	12,3	5990	8,2	33,7
300	14,7	7189	9,9	40,4
350	17,2	8387	11,5	47,2
400	19,6	9585	13,1	53,9
500	24,5	11980	16,4	67,4
700	34,3	16774	23	94,4
1000	49	23963	32,9	134,8
2000	98	47927	65,7	296,6
10000	490,2	239637	328,7	1348

Таблиця 3 – Порівняння економічних витрат на опалення приміщень

Площа приміщення, м кв.	Паливо			
	Пелети, грн.	Газ, грн.	Вугілля кам'яне, грн.	Деревина, грн.
100	4410	4792	5610	6075
150	6660	7188	8330	9090
200	9270	9584	11220	12150
250	11070	11980	13940	15165
300	13230	14378	16830	18180
350	15480	16774	19550	21240
400	17640	19170	22270	24255
500	22050	23960	27880	30330
700	30870	33548	39100	42480
1000	44100	47926	55930	60660
2000	88200	95854	111690	121320
10000	441180	479274	558790	606600

У пелетних котлів є такі переваги: котли на деревних гранулах в деяких випадках можуть істотно знизити витрати на опалення; інвестиції в можуть повернутися всього за 1-2 роки; гранули є легко доступними в Україні, і можуть бути доставлені прямо на будинок; гранули зручно зберігати, вони не токсичні і не викликають алергічних реакцій; пелети покращують енергетичну безпеку в регіоні використання; ціна на деревні гранули більш стабільна ніж тариф на газ або електрику; це доведена технологія, з більш ніж 1 млн. успішних впроваджень в Європі.

Недоліки пелетних котлів: це трохи менш зручно, ніж нафта і газ; гранули як правило поставляються в мішках або біг-бегах, їх потрібно завантажувати 1-2 рази на тиждень; зажадають очищення теплообмінника спеціальним йоржиком кожні 1-2 тижні протягом опалювального сезону для підтримки кращої ефективності; зола в золозбірнику також повинна бути вилучена.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ОТЕЧЕСТВЕННЫХ И ЕВРОПЕЙСКИХ ПРИНЦИПОВ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Е.А. Алексеенко, *С.Н. Юрасов к.т.н., доц.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

Проблема чистой воды в настоящее время становится наиболее актуальной. И поскольку вода является одним из важных ресурсов Украины, становится необходимой детальная оценка экологического состояния водоемов и водотоков, что предполагает учет временной изменчивости состава и свойств вод при оценке их качества.

В санитарных нормах [1], предназначенных для обеспечения безопасности населения при водопользовании, оценка качества вод выполняется методом детального анализа, который заключается в сопоставлении значения каждого показателя с его нормативом. На основе этого делается заключение о соответствии или несоответствии качества вод требованиям водопользования.

Здесь необходимо отметить, что оценка состояния какого-либо водного объекта в соответствии с отечественными нормами выполняется по осредненным за некоторый период времени значениям показателей качества вод (за исключением оперативного контроля).

В настоящее время все больше появляется методик классификации качества вод для различных нужд по комплексным индексам (например, ДСТУ 4808:2007 [2]), при расчете которых выполняется не только осреднение значений показателей во времени, но и обобщение по всем показателям качества вод. При этом информация по каждому отдельному показателю теряется. Такой подход может быть использован при решении многих научных задач, однако в случаях, когда речь идет о практическом водопользовании, о безопасности людей, его применение недопустимо.

В нормах стран ЕС [3] оценка качества вод выполняется по результатам разовых наблюдений. В них наряду со значением показателя нормируется также: 1) частота превышений норматива за рассматриваемый период времени (не более 5 – 10%); 2) продолжительность отдельных периодов загрязнения вод (не должно быть превышений норматива в подряд отобранных одна за другой пробах); 3) соотношение значения показателя с его нормативом (превышение норматива не более чем в 1,5 раза).

В отечественных нормах об этом не упоминается. Более того, использование среднего значения показателя при оценке качества вод приводит к тому, что при совпадении значения показателя с его нормативом примерно половина результатов наблюдений за рассматриваемый период времени превышают этот норматив.

Для устранения этого недостатка авторами статьи было предложено при оценке качества вод [4] использовать не средние значения показателей, а значения с 10%-й обеспеченностью (C_{10}).

Исследования законов распределения показателей качества вод р. Днестр - г. Беляевка (табл. 1) показали, что на этом участке реки результаты наблюдений лучше всего аппроксимируют законы логнормальный и Вейбулла. Причем, из 23-х показателей только у 5-и (нитраты, алюминий, медь, растворенный кислород и нефтепродукты) плотность связи была лучше при аппроксимации законом Вейбулла. У остальных показателей лучший результат дал логнормальный закон. Нормированное среднеквадратичное отклонение результатов расчетов от эмпирических данных изменялось от 0,02 до 0,44.

Таким образом, при оценке временной изменчивости показателей качества вод р. Днестр можно рекомендовать законы распределения логнормальный и Вейбулла.

Таблица 1 – Параметры законов распределения и плотность связи

№ п/п	Показатель	Логнормальный			Вейбулла		
		$(lnC)_{CP}$	$\sigma(lnC)$	S/C_{CP}	β	$ln\alpha$	S/C_{CP}
1	Натрий и калий	3,424	0,290	0,051	4,000	-14,26	0,088
2	Железо	-0,9806	0,521	0,090	2,280	1,676	0,103
3	Нитриты	-3,046	0,778	0,020	1,550	4,161	0,101
4	Нитраты	2,066	0,236	0,023	5,015	-10,92	**0,023**
5	Сульфаты	4,302	0,208	0,052	5,506	-24,25	0,084
6	Хлориды	3,612	0,190	0,021	6,188	-22,91	0,049
7	Алюминий	-3,061	0,595	0,159	2,003	5,572	**0,140**
…	…	…	…	…	…	…	…

Литература

1. *СанПиН* – 4630–88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. Министерство здравоохранения СССР. – Москва – 1988.
2. *ДСТУ* 4808:2007 – Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води та правила вибирання. – К., 2007.
3. *Матеріали семінару* «Основи природоохоронного законодавства України та Європейського співтовариства: водні ресурси». – К.: Державний інститут підвищення кваліфікації та перепідготовки кадрів Мінекобезпеки України, травень 1997 р.
4. *Юрасов С.Н., Алексеенко Е.А.* Учет временной изменчивости состава и свойств вод при оценке их качества по санитарным нормам на примере р.Днестр-г.Беляевка // Український гідрометеорологічний журнал: Науковий журнал / Голов. ред. С.М.Степаненко. – Одеса: “Екологія”, 2012. – № 11 – 250 с.

ОСОБЛИВОСТІ БІОГЕОХІМІЧНОЇ РУХЛИВОСТІ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В СИСТЕМІ «ГРУНТ – РОСЛИНА» В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Д.В. Ахтирський, *А.Н. Некос, д.г.н., проф.*
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, Україна

У колі сучасних екологічних проблем досить суттєвого значення набуває питання щодо нормування токсичних хімічних елементів, в тому числі важких металів, у продукції рослинного походження. За умов прогресуючого розвитку промисловості, збільшення щільності руху автотранспорту в країні у більшості випадків спостерігаються значні перевищення концентрацій важких металів у ґрунтах та продуктах харчування рослинного походження в порівнянні з існуючими санітарними нормами. Відомо, що токсичні хімічні елементи, які можуть міститися у рослинній продукції щоденного споживання, здатні викликати ефект кумуляції, тобто поступового збільшення вмісту їх у організмі людини та погіршити стан її здоров'я.

Для забезпечення мінімальної вірогідності забруднення важкими металами рослинної продукції, необхідно розуміти складну систему механізмів потрапляння до рослинної продукції та транслокації важких металів.

Експериментально доведено, що внутрішнє забруднення важкими металами (ВМ) (надходження в тканини з ґрунту через коріння) є більш інтенсивним, ніж зовнішнє (в результаті осідання з повітря на стебла та листя металовмісних частин) [1]. Тому у роботі було розглянуто питання внутрішнього забруднення (тобто через кореневу систему) рослинної продукції важкими металами.

Мета роботи: визначити особливості транслокації важких металів у системі «грунт - рослина» за показником коефіцієнту біогеохімічної рухливості.

Об'єктом досліджень були грунти та фруктова продукція (яблука) .

Проби ґрунту та зразки фруктів відбирались на відстані 150 м від джерела забруднення (автомагістраль Р78 - вулиця Перемоги) у межах Балаклійського району, Харківської області. Частота руху автотранспорту складала 335 автомобілів за годину, з них 76% - легкові, 24% - вантажні.

За допомогою методу атомно – абсорбційної спектрофотометрії [5] у лабораторії аналітичних екологічних досліджень екологічного факультету визначено концентрації ВМ (*Fe, Mn, Zn, Cu, Cd*) у зразках грунту та яблук, які порівнювались зі значеннями ГДК та фонового вмісту важких металів (табл. 1, 2) [4].

Таблиця 1 - Значення концентрацій важких металів у зразках ґрунту, мг/кг

Хімічні елементи	*Fe*	*Mn*	*Zn*	*Cu*	*Cd*
Показники концентрацій	4,4	4,0	2,6	0,9	0,11
ГДК[4]	-	100	23	3,0	-
Фон[4]	2,0	43	1,0	0,5	0,1

Аналіз даних у таблиці показав, що жоден з хімічних елементів не перевищує ГДК, але спостерігаються перевищення фонових концентрацій за Zn та *Cu* у 2,6 та 1,8 рази відповідно. Вміст заліза перевищує фон у 2,2 рази, кадмію у 1,1 разу.

Таблиця 2 - Значення концентрацій важких металів у яблуках, мг/кг

Хімічні елементи	*Fe*	*Mn*	*Zn*	*Cu*	*Cd*
Показники концентрації	6,4	9,6	1,4	0,8	0,14
ГДК [4]	-	-	10,0	5,0	0,03

З вище наведених даних таблиці видно, що перевищення встановлених норм спостерігається лише за *Cd* у 4,6 разів.

Для дослідження характеру та особливостей накопичення важких металів у ґрунті та рослинній продукції, було використано один з найпростіших та оперативних методів якісного аналізу - побудувано акумулятивні ряди накопичення важких металів. [2]

ґрунт *(мг/кг)* *Fe(4,4)> Mn(4,0) >Zn(2,6)> Cu(0,9) >Cd(0,11)*

яблука *(мг/кг)* *Mn(9,6) > Fe(6,4) >Zn(1,4)> Cu(0,8) >Cd(0,14)*

З вище наведених даних видно, що акумулятивні ряди для грунту та яблук майже однакові, лише марганець та залізо змінили місця, але все ж таки мають показники найбільших концентрацій.

З метою виявлення актуальної доступності для рослин хімічних елементів та ступеню використання ними рухомих форм металів, що містяться в ґрунті, розраховано коефіцієнт біогеохімічної рухливості Вх за М.С. Касимовим [за данними 3] як варіант коефіцієнту біологічного поглинання. Коефіцієнт біогеохімічної рухливості розраховувався як відношення вмісту хімічного елемента у сухій речовині рослин до його рухомих форм у ґрунті.(табл. 3).

Таблиця 3 - Значення коефіцієнту біогеохімічної рухливості (Вх)

Хімічні елементи	*Fe*	*Mn*	*Zn*	*Cu*	*Cd*
$К_б$	3,2	2,08	1,4	1,6	1,4

На основі розрахованих показників Вх для рослинної продукції, що досліджувалась, побудовано ряди біологічного поглинання:

$$Fe\ (3{,}2) > Mn\ (2{,}08) > Cu\ (1{,}6) > Zn\ (1{,}4) > Cd\ (1{,}4)$$

Аналізуючи дані, видно, що при транслокації ВМ металів в системі «грунт - рослина», залізо найбільш поглинається яблуками. За ним слідує марганець, потім мідь. Найгірше поглинається цинк та марганець. Дане явище пояснюється властивостями рослин вибірково поглинати метали. Однак слід зазначити, що рослини мають и природні захисні бар'єри, які у певній мірі захищають плоди від надмірного надходження токсикантів.

Відповідно до побудованих рядів біологічного поглинання можна зробити висновок, що Fe, Mn, Cu найбільш інтенсивно поглинаються з ґрунту рослинами, що дозволяє віднести ці елементи до важких металів енергійного біотичного накопичення.

На основі результатів досліджень можна стверджувати, що у разі можливості значного техногенного забруднення грунтів, що знаходяться поблизу джерела забруднення (у нашому випадку автомагістралі) слід уникати вирощування на таких ділянках рослинної продукції, задля зниження ймовірності забруднення рослинної продукції важкими металами.

Література

1. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение./ В.Б Ильин - Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1991. - 151 с.
2. Некос А. Н. Экология и проблемы безопасности товаров народного потребления: учебное пособие. Изд. 2-е, перер. и доп /А.Н. Некос, В.М. Дудурич. Под общ. ред. В.Е. Некоса. - Х.: ХНУ имени В. Н. Каразина, 2007. - 380 с.
3. Некос А. Н. Акумулятивні властивості рослин як фактор формування екологічної безпеки рослинної харчової продукції (на прикладі Харківського регіону) /А. Н Некос // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. , 2012.- № 1-2.- С. 100 – 106.
4. Охорона водних, грунтових та рослинних ресурсів Донецької області від забруднення важкими металами в умовах зрошення / Посібник до ВНД 33 – 5.5 – 06 – 99 «Охорона водних, грунтових та рослинних ресурсів від забруднення важкими металами в умовах зрошення»// ННЦ (Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського) - 2002. -50 с.
5. Экологическая оценка обьектов окружающей среды и пищевых продуктов (методика проведения исследований): учебно-методическое пособие/ А.Н. Некос, А.Г.Гарбуз. – Х.: ХНУ имени В.Н. Каразина, 2012. – 104 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЛИМАНА САСЫК И ПЕРСПЕКТИВЫ ЕГО ХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

И. Бабынина, *Н.А. Берлинский, д.г.н., проф.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

В Одесской области расположено значительное число причерноморских лиманов и одним из них является Сасык (Кундук), расположенный на крайнем юго-западе Дунайско-Днестровского междуречья, в непосредственной близости от Килийской дельты р. Дунай. На протяжении столетий Сасык существовал как соленый лиман, имеющий периодически связь с морским бассейном. В конце 1970-х годов лиман стал частью масштабного проекта по строительству канала Дунай – Днестр – Днепр и был отделен от моря дамбой длиной 14 км и шириной 150 м. Согласно данному проекту, опреснение Сасыка и создание на его базе Дунай-Днестровской оросительной системы (ДДОС) должно было решить проблему аграрного освоения засушливых землях Татарбунарского и Саратского районов.

Водоем имеет грушевидную асимметричную форму. Он вытянут с севера на юг на 35 км, его ширина составляет от 3 до 12 км. Глубина Сасыка – от 0,6 до 3 м. Площадь зеркала воды – 200-210 км^2, объем воды – 0,5-0,7 км^3.

От моря лиман отделялся 14 км песчаной пересыпью. Ее ширина составляла от 50 до 250 м, высота – 1,5 –3 м над уровнем моря. Сасыкская пересыпь не являлась устойчивым образованием. Под влиянием течений и волновой деятельности она медленно смещалась в сторону суши, в ней образовывались промоины. После строительства бетонированной дамбы водоем оказался полностью изолированным от моря.

С юго-востока к Сасыку примыкают лиманы Малый Сасык и Джантшейский. Все вместе они образуют Сасыкский комплекс водоемов. Площадь акваторий Малого Сасыка и Джантшейского лиманов невелика, соответственно – 2,7 и 7,1 км^2. Глубины не превышают 0,6-1,2 м. В отличие от Сасыка эти лиманы вытянуты вдоль моря и отделены от него 13-ти км пересыпью, в которой также образуются промоины [1].

После реализации проекта выяснилось, что при создании Сасыкского водохранилища в новом качестве не были проработаны важные вопросы его эксплуатации. Не были достигнуты проектные показатели ирригационного качества воды. Подача на поля солоноватой воды привела к засолению почвы на значительных участках, часть земель была выведена из севооборота. Дунайская вода, кроме дополнительного притока питательных веществ, несет с собой и минеральные взвешенные вещества с адсорбированными токсичными загрязняющими веществами. Увеличился объем дренажных вод, которые поступают в реки Когильник и

Сарата с орошаемых массивов. При этом произошло замыкание стока на водоисточник. Водохранилище стало постепенно превращаться в накопитель загрязняющих веществ.

В связи с неблагополучной экологической обстановкой в районе водохранилища и низкой экономической эффективностью сельского хозяйства в условиях орошаемого земледелия в последнее время среди местного населения получило распространение мнение о необходимости восстановления естественного состояния Сасыка как соленого лимана. В научных и хозяйственных кругах ведется дискуссия о целесообразности «открытия» Сасыка. При этом противники вторичного восстановления Сасыка в естественные условия, помимо высокой стоимости реконструкции построенной дамбы, аргументируют более высокой рыбопродуктивностью современной экосистемы Сасыка по сравнению с соленым лиманом в пошлом [2]. Однако Сасыкское водохранилище создавалось как ирригационный водоем, и его рыбохозяйственное использование всегда имело второстепенное значение. Поэтому аргументы рыбной отрасли «за» или «против» восстановления естественного статуса водоема не могут являться решающими, поскольку, как правило, доминируют интересы развития сельского хозяйства региона.

На данный момент существует три варианта решения проблемы водохранилища Сасык, один из которых - использование в качестве акватории морского порта, однако высокая степень затрат не позволит реализовать этот вариант в ближайшей перспективе. Второй вариант - использовать водохранилище как в качестве высокопродуктивного объекта рыбного хозяйства. Третий вариант - восстановление естественных условий. Таким образом, следует вывод о том, что строительство дамбы, отделившей Сасык от Черного моря, было ошибочным, однако реконструкция дамбы или ее полная ликвидация требует высоких затрат. За время существования дамбы в Сасыке сложилась определенная сбалансированная экологическая система, характеризуемая достаточно высокой рыбопродуктивностью.

Литература

1. Гидрология дельты Дуная / Под. ред. В.Н. Михайлова. – М.: ГЕОС, 2004. – 448 с.
2. Старушенко Л. И., Бушуев С.Р. - Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. - О.: «Астропринт», 2001г. – 152 с.

НЕДОЛІКИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОД ЗА ВІДПОВІДНИМИ КАТЕГОРІЯМИ

О.П. Багуш, *С.М. Юрасов, к.т.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Комплексна оцінка якості вод має важливе значення при організації мережі моніторингу, при визначенні пріоритетів водоохоронної діяльності, при плануванні водогосподарських заходів у галузі охорони довкілля.

Існуюча методика екологічної оцінки якості вод за відповідними категоріями – є методикою комплексної оцінки стану поверхневих вод. Вона має ряд недоліків, які не дозволяють відповідно оцінити стан водних об'єктів.

Узагальнений екологічний індекс I_E розраховується згідно з методикою [1], у відповідності з якою дані спостережень по кожному показнику за деякий період часу осереднюються. Далі усі показники якості групуються у три блока:

– критерії сольового складу;
– трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні) критерії;
– критерії вмісту специфічних речовин токсичної і радіаційної дії.

Потім визначаються номера категорії по кожному показнику у блоках (таблиці класифікацій наведені у [1]), розраховуються середні блокові індекси (I_1, I_2, I_3); узагальнюється екологічний індекс I_E (осереднюється) по трьох блоках і оцінюється узагальнений клас та категорія якості за таблицею, яка також наведена у [1].

Недоліки методики [2] таки:

а) В методиці не враховані рибогосподарські ГДК по показниках цинк, марганець і ртуть.

Права границя третьої категорії («досить чиста» вода) по цинку перевищує ГДК в 2 рази, по марганці – в 5 разів, а по ртуті – в 20 разів. Тобто вода в якій вміст цинку буде перевищувати рибогосподарські норми в 2 рази, марганцю – в 5 разів, а ртуті – в 20 разів буде характеризуватися як «досить чиста».

Рибогосподарські ГДК наближені до екологічних, однак їх не можна вважати такими, тому що риба не є самою слабкою ланкою водних екологічних систем. Наприклад, зоопланктон найбільше чуйно реагує на всі зміни складу й властивостей водного середовища, чим риба. А екологічні ГДК повинні бути орієнтовані на самі слабкі ланки. Якщо риба є самою слабкою ланкою по якомусь показнику, то екологічна ГДК по цьому показнику буде дорівнювати рибогосподарської. Звідси висновок - екологічна ГДК не більше рибогосподарської.

б) Перелік показників якості вод у методиці досить обмежений, і при оцінці стану вод не представляється можливим урахувати ті показники, які

не входять у цей перелік.

У переліку рибогосподарських ГДК утримується біля тисячі забруднювальних речовин. У методиці екологічної оцінки якості поверхневих вод їх близько 30. Будь-яка забруднювальна речовина із тисячі, що не входить у методику, не буде врахована при оцінці якості води, навіть якщо її концентрація дуже велика.

в) Не враховується ефект сумарної дії речовин.

Наприклад, наявність у воді фенолів і нафтопродуктів зі значеннями концентрації близькими до правої границі категорії 2 відповідно до методики дозволяє зробити висновок про те, що за даними показниками вода ставиться до категорії «чиста». Однак відповідно до рибогосподарських норм нафтопродукти й феноли мають ефект сумарної дії (вони нормовані з рибогосподарською ЛОШ). Сума значень концентрації цих речовин у частках від ГДК складе приблизно 1,5. Таке водне середовище не відповідає вимогам рибогосподарських норм і повинно оцінюватися як «забруднене». Зазвичай групи сумації з токсикологічною і з санітарно-токсикологічною ЛОШ об’єднають гаразд більше речовин, ніж у прикладі.

г) На другому етапі оцінки кожному показнику привласнюється номер категорії (індекс), що не залежить від значення показника в границях цієї категорії.

Наприклад, по показнику «залізо» категорія 4 має границі від 101 до 500 мкг/дм^3. Це означає, що значення показника може становити 101 або 500 мкг/дм^3, однаково, для подальшої обробки він одержить індекс 4.

Далі в методиці автори рекомендують усереднити індекси по показниках усередині блоків і між блоками для одержання узагальненого індексу, значення якого розраховується з точністю до сотих часток для того, щоб гнучко оцінити субкатегорію якості.

У цьому випадку говорити о гнучкості запізно. Оцінка субкатегорії рівносильна спробі знайти середню вагу декількох предметів з точністю один грам, зважуючи ці предмети набором стограмових гир.

Наприклад, є чотири предмети вагою 2, 2, 2 й 102 г. При зважуванні предметів набором стограмових гир, прийнявши вагу цих гир за умовну 1, одержимо – 1, 1, 1 й 2, середнє значення складе 1,25, округлимо до цілого – 1. Дійсне середнє значення ваги предметів становить 27 г і відповідає умовної 1. При такому підході середнє значення необхідно представляти з точністю до цілого числа (про субкатегорії мова йти не може).

Точний збіг оцінки із дійсним середнім значенням буде спостерігатися лише в тому випадку, коли вага предметів буде кратною 100 г (коли значення показників якості води будуть близькі до правих границь категорій якості, за винятком категорії 7).

д) Максимальний індекс, що одержує показник якості води, використовуваний надалі при узагальненні, дорівнює 7 (відповідно до

номера категорії).

Наприклад, індекс 7 одержить показник «нафтопродукти» при значенні 0,31 мг/дм^3 (перевищення рибогосподарської ГДК у 6 разів), при значенні 5,0 мг/дм^3 (перевищення ГДК у 100 разів) він теж одержить індекс 7. Не важно у скільки разів перевищується норматив, аби тільки його значення було більше лівої границі сьомої категорії. Це приводить до того, що узагальнений індекс стає незалежним від значень показника в категорії 7 (від значень показника з найбільшим перевищенням ГДК).

е) Присвоєння цілого значення індексу (номера категорії) показнику якості на другому етапі повинне приводити до граничній (убік погіршення) узагальненій оцінці якості водного середовища. Однак, відсутність обліку ефекту сумарної дії речовин, потрійне осереднення індексів (при визначенні блокових індексів й узагальненого індексу) і незалежність узагальненого індексу від значень показників в категорії 7, в підсумку прикрашує оцінку стану водного середовища.

Розрахунки по ріках Дунай, Дністер, Південний Буг, Інгулець й ін. показали, що через перераховані недоліки розглянута методика не дозволяє адекватно характеризувати стан водного середовища. Оцінка прикрашується якщо у воді є речовини з ефектом сумарної дії й з вмістом, який у багато разів перевищує рибогосподарські нормативи. Більше того, у деяких випадках підсумкова оцінка для того самого пункту залишалася колишньою при виключенні показників, що надають основний внесок у забруднення води (з найбільшим перевищенням ПДК). Останній недолік може суттєво знизити значення узагальненого індексу I_E.

Однак, самим суттєвим недоліком методиці є потрійне осереднення інформації про стан воді.

Найбільш адекватну характеристику дає методика [3], де інтегральна оцінка визначається за найгіршим показником.

Література

1. *Методика екологічної оцінки* якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. – К.: Символ-Т, 1998. - 28 с.
2. *Оцінка якості природних вод*: Навчальний посібник / С.М.Юрасов, Т.А.Сафранов, А.В.Чугай. – Одеса: Екологія, 2012. – 168 с.
3. *СанПиН* – 4630–88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. Министерство здравоохранения СССР. – Москва – 1988.

ШЛЯХИ ЗМЕНШЕННЯ ВПЛИВУ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦТВА НА ЯКІСТЬ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Г.В. Біньковська, *Т.П. Шаніна, к.х.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Розвиток сільського господарства передбачає збільшення об'ємів споживання природних ресурсів та виробництва продукції. Зростання кількості тваринницьких комплексів та їх розміщення неподалік населених пунктів пов'язане з певними проблемами охорони навколишнього середовища. Забруднення прилеглих територій відбувається за всіма напрямками: в атмосферу потрапляє велика кількість летючих речовин, що негативно впливає на здоров'я населення, яке мешкає поблизу підприємств. Відходи тваринництва, що знаходяться в місцях складування гною, містять органічні сполуки, які забруднюють ґрунт та поверхневі водні об'єкти, визивають бурхливий розвиток водоростей та подальшу евтрофікацію води, змінення видового складу у гідробіоценозах та домінування синє-зелених водоростей й нагромадження великої кількості їх біомаси. Гной тварин є постійним джерелом мікроорганізмів, що мінералізують органічні речовини та збільшують вміст рухомих форм азоту, – в 1 г добре перепрілого гною міститься біля 90 млрд. мікробів, - а також патогенної флори: штамів бактерій групи сальмонел, патогенних штамів кишкової палички; яєць гельмінтів, аскарид.

Існуючі технологічні схеми очищення стоків тваринницьких ферм передбачають розділення рідкого гною на тверду та рідку фракції. Тверда частка складується на спеціальних майданчиках, через певний час знезаражується та вивозиться на поля у якості добрива, рідка фракція після відстоювання потрапляє на поля. Процес зберігання гною супроводжується втрачанням поживних речовин (не тільки органічної маси, але й азоту, фосфору, калію), що значно знецінює використання його в якості добрива, а також займанням значних за розміром територій.

Окрему проблему складає емісія парникових газів, що утворюються в процесі прибирання, зберігання та використання гною. Велика рогата худоба є дуже важливим джерелом викидів у атмосферу метану, що пов'язано з особливостями травної системи жуйних тварин. Насамперед значна кількість утворюваного CH_4 залежить від стійлового утримання тварин, коли гной оброблюється у рідинних системах. Дані по викидах парникових газів при утриманні великої рогатої худоби та свиней за п'ятирічний період в Одеській області графічно відображені на рис.

Проведені розрахунки та отримані результати дозволили зробити висновки щодо необхідності втілення комплексного підходу до регулювання механізмів в системі поводження з відходами тваринництва.

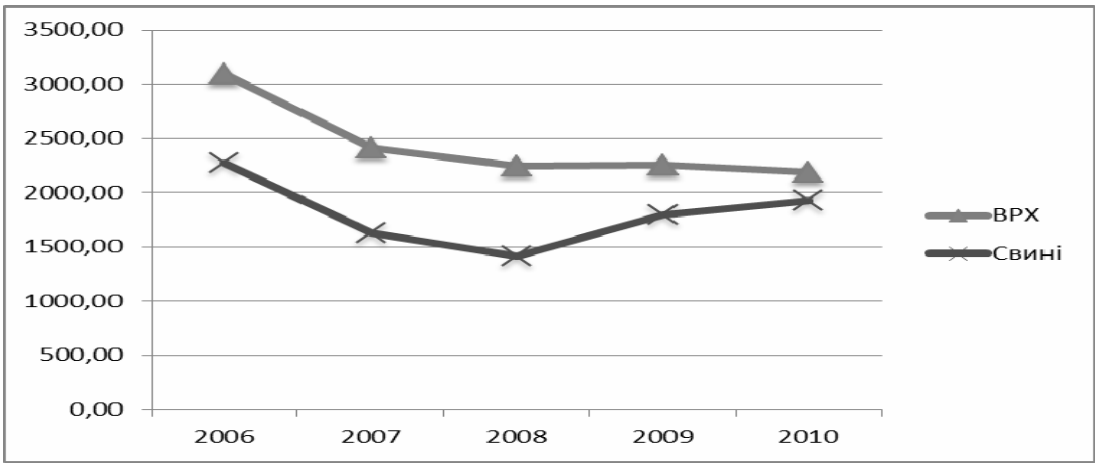


Рис. - Викиди парникових газів при прибиранні, зберіганні та використанні гною в Одеській області, Гг (тис. т).

Основним питанням щодо вирішення існуючих проблем з поводженням з відходами тваринництва та зменшення їх негативного впливу на навколишнє середовище є розробка ефективних способів використання їх корисних властивостей. Р. Мюррей у своїй книзі «Мета – Zero Waste» сформулював основний принцип раціонального підходу: «… з точки зору забруднення навколишнього середовища, проблема зводиться до питання про те, що таке відходи. З точки зору раціонального використання ресурсів, це – питання про те, на що можна перетворити відходи. Якщо розглядати відходи як забруднюючі речовини, тоді над ними потрібен контроль. Але якщо розглядати їх як джерело енергії та матеріалів, тоді існують альтернативні рішення. Одне з таких рішень зводиться до того, щоб усе залишалося, як було. Інші рішення відкривають шлях до нового».

З огляду на іноземний досвід можна констатувати успішність нової точки зору на органічні відходи, наприклад, у Швеції біопаливо, що виробляється у тому числі з сільськогосподарських відходів, є одним з найважливіших напрямків та досягнень у сфері розвитку альтернативної енергетики. Частка біомаси у паливно-енергетичному балансі Швеції займає третє місце і сягає 22%, в розвитку цієї галузі країна займає лідуючу позиції у світі.

Сьогодні можна говорити про те, що наша країна має величезний потенціал утворюваних відходів тваринництва, який не використовується належним чином. В умовах сучасного господарювання втілення анаеробних методів переробки відходів тваринництва у практику роботи підприємств є одним з ефективніших способів, що дозволить знизити навантаження на навколишнє середовище та отримати не тільки додаткове джерело енергії у вигляді біогазу, але й високоцінне добриво.

КІНЕТИКА УТВОРЕННЯ НАНОЧАСТИНОК СРІБЛА ІЗ ВОДНИХ РОСЛИННИХ ЕКСТРАКТІВ

Вікторія Біркнерова, *Руслан Марійчук, к.х.н., доц.*
Пряшівський університет, м. Пряшів, Словаччина

Вступ. Наночастинки металів проявляють незвичні фізико-хімічні та біологічно-активні властивості у порівнянні з властивостями вихідних металів. Саме цікаві електричні, оптичні, каталітичні та магнітні властивості призвели до швидкого розвитку методів синтезу наночастинок. До цих методів слід віднести електрохімічне відновлення, фотохімічне відновлення, термічне випаровування та інші фізичні і хімічні методи. Хімічні методи поєднують в собі процеси відновлення катіонів металів разом з стабілізацією наночастинок, тобто запобіганню їх укрупненню. Природно, що особливий інтерес викликала можливість біосинтезу наночастинок металів, яка з часом перетворилась на окрему область матеріалознавства. Природа є багатим джерелом сировини для біосинтезу наночастинок, що пов'язано з різноманіттям флори і фауни(наприклад, рослини, організми, мікроорганізми і т.д.) На протязі останніх років, методи біосинтезу наночастинок металів за допомогою рослин, водоростей, грибів та бактерій використовуються як альтернативні до стандартних хімічних через їх низьку вартість, енергоефективність та відсутність необхідності використання токсичних стабілізуючих агентів та розчинників.

Різноманітні методи синтезу наночастинок металів з використанням рослинних екстрактів описано в літературі (A. Cauerhff; G.R. Castro. Bionanoparticles, a green nanochemistry approach – 2013. Electr. J. Biotechn. v.16, N.3 - DOI: 10.2225/vol16-issue3-fulltext-3). Рослинні екстракти одночасно містять у обидва компоненти, які необхідні для утворення наночастинок – відновники для відновлення катіонів металів до атомів металів і поверхнево-активні речовини для стабілізації наночастинок і запобіганню їх укрупнення. Однак до цього часу відсутня уніфікована методика оптимального синтезу. Розходяться також думки стосовно оптимальної рослинної сировини. У більшості випадків, перевагу надають екстрактам листя легкодоступних і дешевих рослин.

Метою даного є дослідити процес утворення наночастинок срібла методом з використанням водних екстрактів меліси (*Melissa officialis L.*), м'яти (*Menta piperita*) та календули (*Calendula officialis L.*).

Експериментальна частина. В якості рослинної сировини використовували сухе листя меліси (*Melissa officialis L.*), м'яти (*Menta piperita*) та сухі квіти календули (*Calendula officialis L.*) від ПрАТ «Ліктрави» (м. Житомир, Україна). В якості джерела катіонів срібла

використовували нітрат срібла ($AgNO_3$, Lach-Ner s.r.o., Чеська республіка) класу «ч.д.а.».

Рослинні екстракти готували шляхом мацерації 20 г сухої рослинної сировини в двократно дистильованій воді при температурі 60 ^oC протягом 5 хвилин. Екстракт відділяли від рослинного матеріалу фільтруванням через фільтрувальний папір Whatman №1. Фільтрат зберігали у замороженому стані до використання у подальших дослідах.

Синтез наночастинок срібла здійснювали змішуванням 0.5 мл рослинних екстрактів з розчинами нітрату срібла різних концентрацій, які готували розбавленням 0.01 М розчину $AgNO_3$. Синтез проводили повільним зливанням розчинів при неперервному перемішування при кімнатній температурі.

Процес утворення наночастинок срібла досліджували методом УФ-спектроскопії за допомогою спектрофотометра Shimadzu UV-1800.

Результати та їх обговорення. Процес відновлення катіонів срібла різними рослинними екстрактами спостерігали візуально та досліджували методом УФ спектрофотометрії. Є вже добре відомим, що наночастинки срібла забарвлюють розчин в жовто-коричневий колір.

Зразки, що містить нітрат срібла та екстракти з листя м’яти і меліси починають змінювати забарвлення вже після кількох хвилин. Слабо коричневий колір екстрактів змінюється на інтенсивно жовто-коричневий, що характерно для наночастинок срібла. Візуальне порівняння інтенсивності забарвлення розчину дозволяє стверджувати, що утворення наночастинок срібла при взаємодії нітрату срібла в екстрактом м’яти відбувається помітно швидше, ніж з екстрактом календули. Про це свідчить стрімка зміна забарвлення розчину. У зразоку, що містить екстракт із квітів календули, в перші години і навіть через добу, ніяких змін забарвлення розчину не спостерігається. Однак через 4 доби з’являється характерне жовто-коричневе забарвлення розчину, що свідчить про присутність в ньому наночастинок срібла.

Кількісно охарактеризувати динаміку утворення наночастинок срібла дозволяють УФ-спектроскопія. Достеменно відомо, що поява наночастинок срібла у розчині супроводжується виникненням максимуму поглинання при 438 $см^{-1}$ у УФ-спектрах (рис. 1).

На рис. показано зміни УФ-спектрів розчинів наночастинок срібла синтезованих з водних екстрактів: a) меліси (*Melissa officialis L.*), b) м’яти (*Menta piperita*), c) календули (*Calendula officialis L.*) через 5 хв, 30 хв, 60 хв, 90 хв та 120 хв після початку реакції. Зростання інтенсивності піку при 438 $см^{-1}$ свідчить про зростання концентрації наночастинок. Оскільки, в усіх зразках концентрація нітрату срібла була однакова, зростання поглинання при 438 $см^{-1}$ через однакові інтервали часу дають уявлення про відмінності швидкостей реакції.

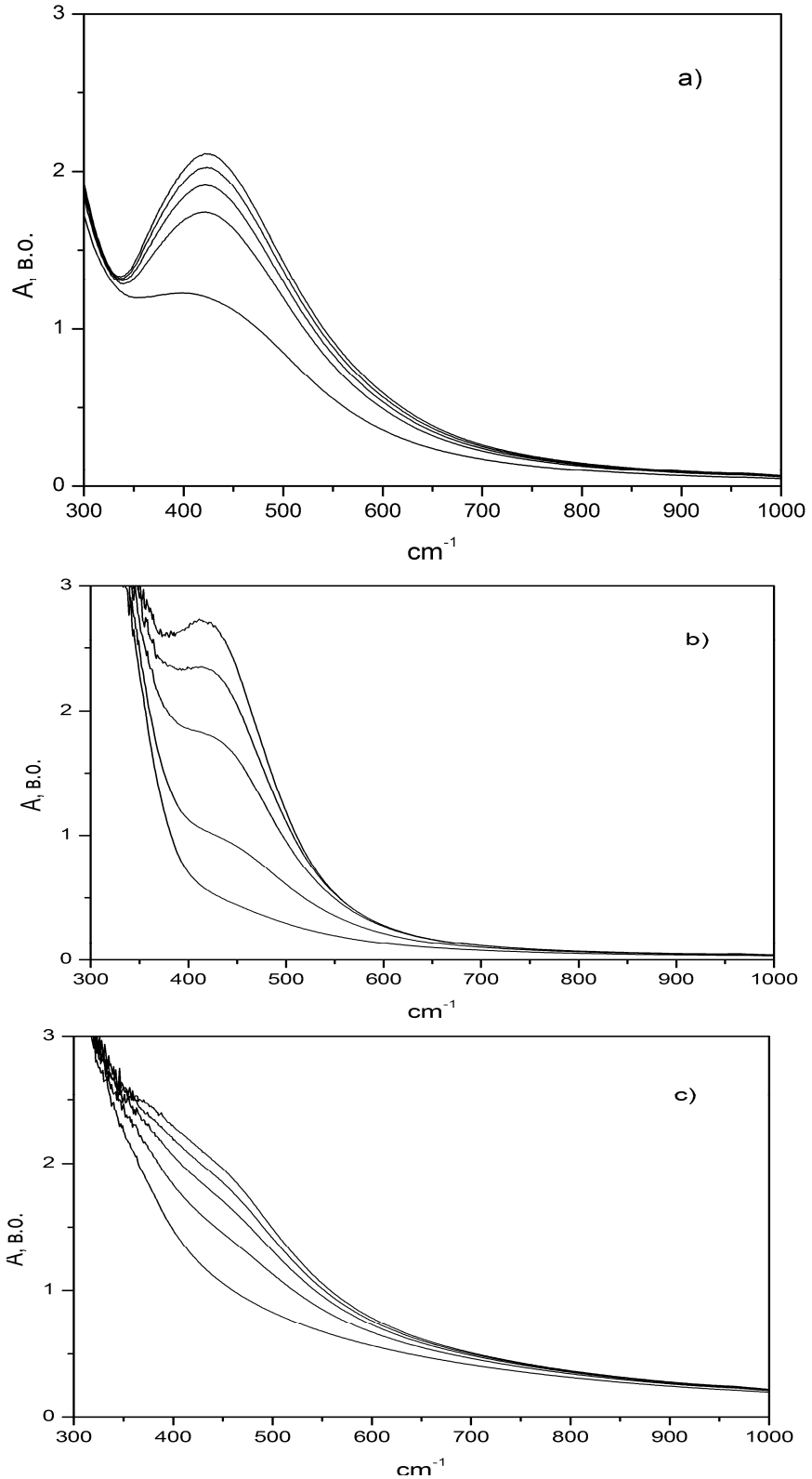


Рис. - УФ спектри розчинів наночастинок срібла синтезованих з водних екстрактів: a) меліси (*Melissa officialis L.*), b) м'яти (*Menta piperita*), c) календули (*Calendula officialis L.*) через 5 хв, 30 хв, 60 хв, 90 хв та 120 хв після початку реакції.

Зростання оптичної густини розчину наночастинок срібла з екстрактом м'яти через 30 хв складає 0.542, з екстрактом меліси 0.399, а з екстрактом календули 0.055. Через 120 хв, приріст величини оптичної для екстракту м'яти складає 0.914, з екстрактом меліси 0.963, а з екстрактом календули 0.096. Оскільки, приріст оптичної густини розчину є прямо пропорційним до зростання концентрації наночастинок срібла, можна оціни швидкості реакцій їх утворення. Так, швидкість утворення наночастинок срібла в екстракті срібла відбувається швидко на початку взаємодії. Однак, вже через 2 години, загальна концентрація наночастинок срібла в екстракті меліси перевищує їх концентрацію в екстракті м'яти. Швидкість утворення наночастинок срібла в екстракті календули приблизно в 10 разів нижча, ніж при використанні екстрактів м'яти чи меліси.

Висновки. Наночастинки срібла синтезовано прямою взаємодією нітрату срібла з екстрактами рослин у водному розчині без застосування додаткових синтетичних токсичних матеріалів. Тому цей метод синтезу відповідає усім вимогам, що ставляться до «зеленого» синтезу.

Однак, швидкість утворення наночастинок срібла залежить від цілого ряду факторів, серед яких фізичні (температура, концентрація і т.д.) та хімічні (склад рослинного екстракту). Незважаючи на помітну різницю швидкості реакції в залежності від рослинної сировини (м'яти, меліси та календули), всі вищезгадані екстракти можуть бути використані для біосинтезу наночастинок срібла без використання додаткових відновлюючи і стабілізуючих речовин.

ПРОБЛЕМА ЕЛЕКТРОННИХ ВІДХОДІВ ТА ШЛЯХИ ЇЇ ВИРІШЕННЯ В УКРАЇНІ

А.В. Бучка, *Т.П. Шаніна, к.х.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Виробництво електронної техніки зростає з кожним роком, але вона стрімко зістарієтьcя, їй на зміну приходять більш потужні, більш сучасні ПК та оргтехніка. Це в свою чергу призводить до збільшення електронних відходів.

Проведений нами аналіз даних продажу комп'ютерів в світі за 13 років (рис. 1) [1], показує, що вперше з 2001 року зафіксовано зниження продажів комп'ютерів за підсумками року. З 2002 по 2011 роки продаж комп’ютерів зростав, досягнувши відмітки 363,9 млн. одиниць. В 2012 році кількість проданих ПК знизилась на 3,3%, а в 2013 році на 10,5%. Це зниження викликане появою нової операційної системи Microsoft Windows 8, яка не викликала великої зацікавленості з боку спожива. Також зріс попит на планшети, які є більш компактними ніж ПК, та в більшості випадків мають нижчу вартість [2].

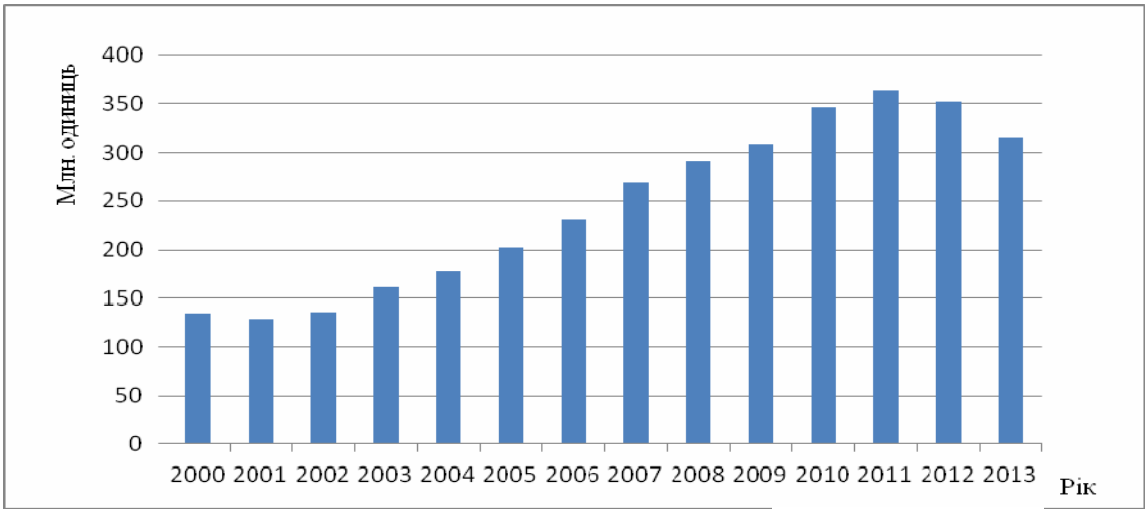


Рис.1 – Рівень продажу комп’ютерів в світі в 2000-2013 роках.

Електронна техніка має різну степінь екологічності, яка залежить від життєвого циклу кожного виду товару (від процесу виробництва, експлуатації до напрямів утилізації). Тобто при визначенні цього показника враховується екологічність матеріалів, споживання енергії, вплив на людину та навколишня середовище і можливість утилізації. В [3] наведені дані перевірки комп’ютерів (табл. 1).

В склад такої техніки входить багато компонентів, в тому числі і токсичні - органогалогенні сполуки. Окрім таких сполук, в електронній техніці присутні й ресурс оцінні компоненти (табл.2).

Таблиця 1 – Рейтинг екологічності настільних комп'ютерів

Місце	Продукція	Бал
1	HP Compaq 6005 Pro Ultra-slim	6.06
2	Fujitsu Esprimo E9900	5.65
3	Dell Optiplex 980	5.41
4	Asus CS6110	5.37
5	WiproWSG59755W7	5.02
Можливий продукт*		8.23

* Можливий продукт - це продукт, що поєднує кращі риси всіх персональних комп'ютерів.

Таблиця 2 - Приблизний компонентний склад комп'ютера

Компонент	Вміст, %
Пластик	25,00
Кераміка	19,00
Мідь (*Cu*)	18,00
Залізо (*Fe*)	13,00
Алюміній (*Al*)	4,00
Цинк (*Zn*)	1,50
Нікель (*Ni*)	0,90
Олово (*Sn*)	0,48
Свинець (*Pb*)	0,33
Срібло (*Ag*)	0,10
Інші речовини, в тому числі:	17,59
Хром (*Cr*)	0,06
Стибій (*Sb*)	0,05
Золото (*Au*)	0,02
Паладій (*Pd*)	0,01

Життєвий цикл такої техніки передбачує як повторне використання, так і її переробку (рис. 2).

На першому етапі продукція знаходиться в розпорядженні покупця або «першого користувача». На другому етапі товар може бути переданий або проданий іншому споживачу для вторинного використання або спрямований на зберігання (в складах або в підвальних приміщеннях). Третій етап полягає в тому, що кінцевий споживач готовий вилучити товар з приватного будинку або бізнесу.

Перепродаж може відбуватися як усередині країни, так і фірмами за межами України. Електронні вироби можуть вторинно використовуватись, а ті, що не підлягають перепродажу, розбирають, розрізають, і кінцевий матеріал поділяється на вторинні матеріальні потоки та утилізується.

Рис. 2 – Структурна модель життєвого циклу електронної продукції

В Україні є підприємства, які спеціалізуються на збиранні електронних відходів, їхньою утилізацією [4]. Але, на наш погляд, такі підприємства не вбудовані в життєвий цикл такого виду продукції, вони займаються частковою утилізацією і приймають електронні відходи лише від юридичних осіб. Частина підприємств лише в 2013 році отримала ліцензію на проведення даних робіт. Це означає, що дана сфера поводження з відходами лише набирає темпи розвитку.

Література

1. International Data Corporation [Электронный ресурс]/Ведущий поставщик информации и консультационных услуг - Режим доступа: http://idcukraine.com/ru
2. IDC: в 2012 году продажи компьютеров снизились на 3,2% [Электронный ресурс] / ITC - ведущий украинский информационный ресурс об IT - Режим доступа: http://itc.ua/news/idc-v-2012-godu-prodazhi-kompyuterov-snizilis-na-3-2
3. Towards green electronics [Електронний ресурс] / Greenpeace - non-governmental environmental organization - Режим доступа: http://www.greenpeace.org/international/en/publications/reports/Towards-green-electronics-Getting-greener-but-not-there-yet
4. МП «Солярис» [Электронный ресурс]/Предприятие в области переработки и производства драгоценных металлов и продукции из них. - Режим доступа: http://solyaris.com.ua/?id=1

ОСОБЕННОСТИ ВИЗУАЛЬНОГО ВОСПРИЯТИЯ ЦВЕТНОЙ ТРОТУАРНОЙПЛИТКИ

К.В.Василенко, *М.И.Василенко, к.б.н., доц.*
Белгородский государственный технологический университет имени В.Г.Шухова, Российская Федерация

На протяжении всей жизни, изо дня в день, человек находится в постоянном взаимодействии с окружающей средой, следствием чего является не только физическое, но и психоэмоциональное влияние условийобитания на состояниечеловека.

Как правило, в большинстве случаев, городская среда обладает такими неблагоприятными факторами, как неразвитость ландшафтного благоустройства или совершенно неверное его применение, агрессивная и гомогенная визуальная среда, неправильное сочетание цветов.

Говоря о видимой среде как об экологическом факторе, следует обратить внимание на то, что человек как биологический вид сформировался в определенных естественных природных условиях, в которых преобладала и определенная цветовая гамма.Цвет является одним из мощных факторов, формирующих комфортную визуальную среду. За счет использования широкой цветовой гаммы можно обогатить визуальную среду и насытить её зрительными элементами.

Видеоэкология, как составная часть информационной экологии, обеспечивает взаимосвязь и гармонию естественной и искусственной макросреды, а также макросреды с микросредой, чтобы цвет служил всем людям и каждому человеку, обеспечивая необходимое информационное питание, комфорт и красоту. Важно, чтобы интересно, полезно и приятно было смотреть вокруг, чтобы ничто не кричало, не отвлекало, не навязывало себя, не пряталось, не вызывало отрицательных эмоций.

Грамотно подобранный цвет способен снять зрительное напряжение, облегчить процесс различения цветов, оптимизировать условия для работы глаз. Цвет в архитектуре города призван выполнять ряд важнейших функций: он ориентирует человека в пространстве и во времени, придает значение отдельным компонентам среды, создает психофизиологический комфорт, формирует содержательное и эмоционально насыщенное городское пространство.

Разноцветное плиточное покрытие городских тротуароввполне может стать инструментом создания более комфортной среды урбанизированных территорий.

В Белгородской области функционируют несколько предприятий по изготовлению тротуарной плитки широкого цветового спектра - белого, бежевого, желтого, горчичного, оранжевого, розового, красного, коричневого, серого, светло-зеленого, зеленого, синего, черного. Однако обследо-

вание улиц областного центра показало преимущественное наличие красной, бежевой, желтой, серой плитки, скомбинированной чаще в геометрические фигуры, реже встречалась синяя и белая плитка, совсем редко - зеленая.

Нами было проведено исследование с целью изучения влияния цветовой гаммы тротуарных плиточных покрытий (на примере города Белгорода) на психофизиологический комфорт человека. Для оценки воздействия использовали адаптированную методику анализа визуальной среды (автор Филин В.А.) по выявлению степени ее агрессивности, возникающей при просмотре тестовых заданий.

В эксперименте приняли участие 50 человек в возрасте 19-45 лет, не имеющие, в большинстве случаев, нарушений со стороны органов зрения и отличающиеся по профессиональному признаку, по темпераменту, а также по месту проживания. В качестве теста была разработана специальная анкета, позволяющая оценить степень агрессивности визуальной среды, критерием которой служили психофизиологические ощущения испытуемых при рассматривании предлагаемых им фотографий (тестов) плиточных тротуарных покрытий.

На основе психофизиологического тестирования проведена оценка комфортности зрительного восприятия тротуарных покрытий города (12 тестов) по черно-белым и цветным фотографиям по трехбалльной шкале (1-плохо, 2-средне, 3-хорошо). Кроме того, при сравнении определенных пар снимков необходимо было оценить влияние рисунка и цветовой гаммы на комфортность их визуального восприятия.

Коэффициент агрессивности каждого теста рассчитывался по формуле

$$К_{агр.} = \frac{\quad}{\quad}$$

где *P* - среднее число баллов при оценки фотографий.

Результаты сравнительной оценки черно-белых и цветных изображений показали, что снижение значений коэффициентов агрессивности при переходе к цветным фотографиям (в среднем от 73,4% до 38,7%) являются доказательством того, что цвет представляет собой мощный психофизиологический фактор формирования комфортной среды обитания.

Что касается особенностей цветовой палитры, то сочетание яркого красного с ярким желтым или бежевым было более привлекательным для молодого поколения (этим вариантам отдали предпочтение исключительно молодые люди в возрасте до 22 лет). Такая реакция вполне согласуется с теорией известного швейцарского психолога и психотерапевта Макса Лю-

шера, согласно которому «красный»- это поток жизненной силы, активность и подвижность. Именно поэтому он привлекает молодое, активное поколение.

Макс Люшер в течение шести лет изучал цветовые предпочтения людей с разными психо-эмоциональными особенностями и сделал вывод, что существует сильная связь между психикой человека и восприятием цвета; цвет является одним из мощных факторов, формирующих комфортную визуальную среду.

Более приглушенная гамма рисунков покрытий из плитки серого, белого, бежевого цветов импонировала старшему поколению (на 60% это были тестируемые старше 35 лет). Объяснить предпочтения среднего и пожилого населения города серому цвету также возможно сточки зрения теории психолога. В толковании Люшера«серый»- это промежуточный цвет он не является ни светлым, ни темным, ни цветным; он не вызывает никакого возбуждения и свободен от каких-либо тенденций, хотя и создает порой унылое настроение.

Важно заметить, что те и другие(молодые и возрастные) оказались единодушны в плане ощущаемого дискомфорта от рассматривания «ряби» чередующихся в шахматном порядке небольших (30×30 см) квадратов синего и желтого цветов (коэффициентагрессивности – более 75%).И это несмотря на то, что «синий»по Люшеру, выражает чувство гармонии и умиротворения, покоя и безмятежности, является охлаждающим контрастом ко всему беспокойному и яркому.Вероятно, в большей степени это «работает» для пространственных полей, когда существенная площадь окрашена синим. В нашем случае, по причине «быстрой» смены квадратов глаз долго не может «зацепиться» за объект, нарушается фиксация зрения,возникает чувство раздражения.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что цвет (в том числе и тротуарных покрытий) активно и многопланово участвуетв нашей жизни и имеет сильное воздействие на людей, поэтому необходимо грамотно его использовать не только для повышения художественной ценности архитектурного облика города, но и для повышения физического и психического здоровья его жителей.

Литература

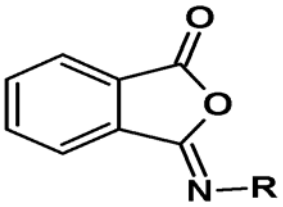
1. Карманова И. Визуальная среда современного города, Будмайстер, №13, 2003 С. 35-36.
2. Филин В.А. Видеоэкология. Что для глаза хорошо, а что – плохо/ В.А.Филин. - М.: Видеоэкология, 2006.
3. Базыма Б. А. Цвет и психика / Б. А.Базыма - Харьков, 2001.

ПОЛУЧЕНИЕ ИЗОИМИДОВ *ОРТО-*, *ПЕРИ-*, *ЦИС-*ДИКАРБОНОВЫХ КИСЛОТ

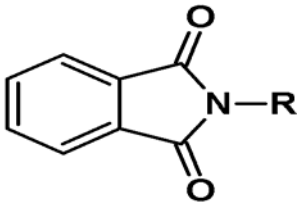
С.А. Васильев, *Э.В. Ганин, д.х.н.,проф., М.Г.Горличенко, к.п.н.,доц.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

Согласно современным представлениям, О-ацилимидаты,в том числе изоимиды (**I**), представляют собой высокоэнергетическую, кинетичкски выгодную промежуточную структуру при ацилировании аминосоединений производными карбоновых кислот и являются предшественниками в синтезе термодинамически более стабильных имидов (**II**). Такие изоимиды относят к классу гетероциклов, которые в свою очередь являются одним из ключевых фрагментов биохимических молекул. С учетом сбалансированного соотношения стабильности и реакционной способности циклические изоамиды представляют собой удобные модели для изучения превращения первичных О-ацилимидатов в условиях самоорганизации и поэтому изучение особенностей синтеза, превращений и свойств циклических изоимидов является сейчас актуальной задачей.

Впервые гипотеза о промежуточном образовании соединений типа **(Iа)** в реакции фталоилхлорида с аммиаком была сформулирована Хогеверфом и ван Дорпом, которые на основании выделения в данной реакции орто-цианобензойной кислоты и по аналогии с известной изомерией «симметричный – несимметричный фталоилхлорид» в качестве интермедиата предположили образование изоимида (Hoogewerff M.S., Van Dorp W.A., 1892), они доказали, что изоимиды – реальный класс объектов, получив N-метил- и N-бензилизоимиды фталевой кислоты **(Iа,б)** дегидратацией соответствующих амидокислот ацетилхлоридом.



Iа-в

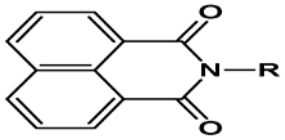


IIа-в

R: а – $-CH_3$; б – $-CH_2C_6H_5$; в – $-C_6H_5$

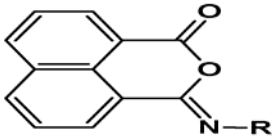
В отношении продуктов ацилирования первичных аминов дихлорангидридом 1,8-нафталидикарбоновой (нафталевой) кислоты разногласия отсутствовали. Mason F. (1924) продукту ацилирования анилина нафталоилхлоридом была предложена структурная формула симметричного имида (**III**). Возможность образования альтернативной структуры (**IV**) была рассмотрена, но отвергнута (Э.В. Ганин и др., 2013).

Вслед за этим, Е.Хотинский и Р.Мацкевич продуктам ацилирования нитроанилинов нафталоилхлоридом также предложили строение типа **(IV)**. С учетом изложенных выше данных по синтезу изофталимидов, для продуктов взаимодействия 1,8-нафталоилхлорида с первичными аминами также не исключено изонафталимидное строение типа **(III)**. Так под действием моноаза-18-краун-6 изонафталимид **(IV)** перегруппировывается в нафталимид (**IV)** симметричного строения.



III

R = Alk, Ar



IV

При использовании рентгеноструктурного анализа было показано, что продукты ацилирования аминов 1,8-нафталоилхлоридом имеют строение N-замещенных изонафталимидов **(IV)**. Показано также, что N-(4-нитрофенил) изонафталимид является перспективным люминофором (Ganin E., Masunov A., Fonari M., 2013).

Принимая во внимание данные об образовании изоимидов на основе орто- и пери-дикарбоновых кислот, фталевая и нафталевая соответственно, представлялось небезынтересным проверить возможность образования изоимидов на основе орто-дикарбоновой кислоты, в частности – 2,3-дихлормалеиновой, в обсуждаемой реакции. N-монозамещенные изоимиды 2,3-дихлормалеиновой кислоты ранее не были описаны. В случае использования в реакции нафталоилхлорида продуктам было приписано строение симметричных нафталимидов. Исправление неточностей в описании структур, синтез и однозначное доказательство строения продуктов взаимодействия аминов с орто- и пери-дикарбоновыми кислотами позволили обобщить материал и предположить возможность образования изоимидов на основе цис-дикарбоновой кислоты. Установлено, что при взаимодействии первичных аминов различного строения с дихлорангидридом 2,3-дихлормалейновой кислоты образуются соответствующие N-замещенные изоимиды. Синтезирован ряд N-замещенных изоимидов.

В настоящее время учеными рассматриваются возможные пути получения простейших нуклеотидов (предшественников пробионтов), исследуются данные сравнительного биохимического анализа с современными примитивными системами для создания теоретической модели возникновения жизни. Так была доказана возможность поликонденсации нуклеотидов в присутствии цианидов при pH=8-9 (Huntress W.T., Jr., Baldesch wielder J.Z., Ponnamperuma C.,1969). Сейчас наибольшой интерес вызывает синтез изоимидов дикарбоновых кислот.

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ В КОНТЕКСТЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СУТИ РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩИХ ПРОЕКТОВ

Н.К. Веретено, *М.В. Барун*
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

Развитие новых технологий, увеличение объемов промышленного и сельскохозяйственного производства, расширение транспортных систем и систем передачи энергии и энергоносителей сопровождается постоянным возрастанием техногенной нагрузки на окружающую природную среду. Вследствие чего, все чаще возникают чрезвычайные ситуации, аварии, катастрофы, которые характеризуются значительными материальными, социальными и экологическими последствиями.

В контексте проблематики рационального использования природных ресурсов и внедрения в промышленное производство ресурсосберегающих проектов можно сказать, что одним из наиболее важных аспектов полноценной реализации такого типа проектов является определение возможности наступления неблагоприятных событий. То есть рисков реализации проекта, которые влияют на успешность выполнения, как отдельных этапов, так и всего проекта в целом.

Многие типы и видов рисков уже достаточно хорошо изучены, такие как: страховые, финансовые, инновационные, и т.д. Однако, по нашему мнению, особое внимание следует обратить на экологический риск, это обусловлено тем, что любое производство тесно связано с использованием природных ресурсов и с вероятностью причинения вреда окружающей природной среде и здоровью человека.

В настоящее время экологические вопросы касаются практически всех аспектов деятельности предприятий. Невозможность создания абсолютно безопасных технологий в производственной деятельности несет за собой скрытую экологическую угрозу, поэтому экологические риски можно отнести к приоритетным вопросам. В связи этим вопрос определения, анализа, оценки и управления экологическими рисками являются весьма актуальными для предприятий на современном этапе развития государства.

Существует много определений понятия «риск»: В.Д. Шапиро [1] рассматривает риск как возможную потерю, которая была вызвана наступлением случайных неблагоприятных событий; И. А. Бланк под риском понимает возможность наступления неблагоприятных событий, которые связанных с различными видами потерь [2]; У.Ф. Шарп подходит к определению понятия «риск» с точки зрения неопределенности стоимости инвестиций в конечном периоде реализации проекта [3].

Согласно ДСТУ ISO 14004-97 экологический риск представляет собой вероятность негативных последствий от совокупности вредных воздействий на окружающую среду, которые повлекут необратимую деградацию экосистем. Н. Реймерс [4] рассматривает экологический риск как «вероятность неблагоприятных для экологических ресурсов последствий любых (преднамеренных или случайных, постепенных и катастрофических) антропогенных изменений природных объектов и факторов».

Учитывая вышесказанное, под экологическим риском следует понимать вероятность возникновения и проявления негативных неконтролируемых изменений в окружающей природной среде, а также последствия этих изменений, которые могут нанести вред состоянию окружающей среды.

В общем виде экологический риск можно представить как:

– проявление экологической опасности;

– возможность потери контроля над возникающими экологическими событиями и нанесения вреда окружающей среде и здоровью человека;

– риск прекращения или полного закрытия объекта по причинам экологического характера;

– причину, которая влечет за собой неблагоприятные финансовые последствия в виде дополнительных расходов, штрафов, компенсаций;

– основание для прекращения или закрытия производства, которые не придерживаются экологического законодательства, стандартов и требований;

– вероятность наступления гражданской ответственности за нанесение вреда окружающей природной среде, а также жизни и здоровью третьих лиц.

Экологический риск, является одной из разновидностей риска, и соответственно его можно систематизировать, опираясь на базовую классификацию рисков, а именно: по масштабу проявления, по степени допустимости, по возможности прогнозирования; по возможности предотвращения; по возможности страхования.

Поэтому, экологические риски можно подразделить на:

1. *природно-экологические риски* – риски, которые обусловлены изменениями в окружающей природной среде;

2. *техно-экологические риски* – риски, которые обусловлены появлением и развитием технологической сферы:

– риск устойчивого техногенного воздействия – риск, связанный с изменением окружающей среды в результате обычной хозяйственной деятельности;

– риск катастрофического воздействия – риск, связанный с изменением окружающей среды в результате техногенных катастроф, аварий и т.д.

3. *социально-экологические риски* – риски, обусловленные защитной реакцией государства и общества на обострение экологической ситуации:

– эколого-нормативный риск – риск, который обусловлен принятием экологических законов и норм или усилением контроля их выполнения;

– эколого-политический риск – риск, который обусловлен экологическими акциями протеста;

4. *экономо-экологические риски* – риски, обусловленные финансово-хозяйственной деятельностью.

В целом для анализа риска реализации ресурсосберегающих проектов применяется несколько методик. В литературе по инвестиционному анализу наиболее распространенными являются следующие методы оценки рисков: 1) метод достоверных эквивалентов; 2) метод сценариев; 3) анализ вероятностных распределений потоков платежей; 4) дерево решений.

Методики, которые основаны на аналитическом и опытно-статистическом методах имеют ряд недостатков. А именно: возможности достоверного определения вероятностей наступления неблагоприятных событий на основе специальных методов математической статистики при анализе факторов инвестиционного проекта очень сильно ограничены. Что объясняется малой устойчивостью основных факторов инвестиционного риска и невозможностью получения выборки большего объема, которой было бы достаточно для построения функции распределения доходов от капиталовложений. Также, следует отметить, что существующей информационной базы в сфере практической реализации ресурсосберегающих проектов для применения аналитических и опытно - статистических методов недостаточно.

Поэтому, по нашему мнению, наиболее эффективным, в данном случае, будет применение метода экспертных оценок. То есть применение вероятностных методов анализа рисков реализации ресурсосберегающих проектов, которые базируются на использовании экспертных оценок.

Литература

1. Мазур И.И. Управление проектами / И.И. Мазур, В.Д. Шапиро, Н.Г. Ольдерогге [Под общ. ред. И.И. Мазура]. – М.: ЗАО «Издательство «Экономика», 2001. – 574с.
2. Бланк И.А. Основы инвестиционного менеджмента / И.А. Бланк: в 2 т. – К.: Эльга – Н., Ника-Центр, 2001. – 536с.
3. Шарп У. Инвестиции / Шарп У., Александер Г.Ю., Бэйли Дж.: Пер. с англ. – М.: ИНФРА-М, 1998. – 1024с.
4. Реймерс Н.Ф. Природопользование: словарь-справочник / Н.Ф. Реймерс. – М.: Мысль, 1990. – 637с.

ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ НІТРАТАМИ ПИТНИХ ВОД НЕМИРІВСЬКОГО РАЙОНУ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ

М.В. Вечірко, *Г.В. Мудрак, к.г.н.*
Вінницький національний аграрний університет, Україна

Вступ. Гострою проблемою нашого часу є неконтрольоване забруднення навколишнього середовища, пов'язане з діяльністю людини. Особливо небезпечним є забруднення водних ресурсів, зокрема питних в селітебних районах, оскільки їх запаси обмежені. Українці отримують питну воду не тільки з систем централізованого водопостачання. Приблизно третина населення країни користується водою з підземних джерел. Це, як правило, сільські колодязі. Ґрунтові підземні води часто використовуються населенням для питних цілей, проте саме вони мають тенденцію до акумуляції токсичних забруднень. Ґрунтові води містять, як правило, менше нітратів, ніж поверхневі, оскільки родючі ґрунти служить свого роду «фільтром» на шляху пересування нітратного азоту. Чим глибше залягають ґрунтові води, тим менше міститься в них нітратів. У зв'язку з цим доцільними є дослідження і контроль підземних вод, які використовують для питних цілей.

В Україні 5,7 млн. городян на 11,7 млн. сільського населення споживають воду із колодязів та індивідуальних свердловин, що живляться ґрунтовими водами. У переважній більшості ці джерела питної води перебувають у незадовільному технічному і санітарному стані [2].

Однією з причин забруднення водних ресурсів нітратами є надходження їх від дифузних джерел сільського господарства, а також надмірного використання добрив у сільському господарстві. Тобто, основними джерелами забруднення є біологічні відходи життєдіяльності людини та тварин і нераціональне застосування добрив у приватних садибах. Найбільш небезпечними джерелами надходження нітратного азоту у воду є відходи тваринницьких комплексів, а також застосування їх стоків і рідкого гною на підвищених дозах як добрива.

Нітрати – безбарвні кристалічні речовини, солі і ефіри азотної кислоти HNO_3. Вони утворюються при взаємодії азотної кислоти з відповідними металами, або їх оксидами та гідроксидами. Навантаження нітратів на організм людини стало помітно зростати останнім часом. Ця проблема з’явилась внаслідок хімізації сільського господарства, застосування мінеральних добрив з наявністю азоту (калієва селітра - KNO_3, натрієва селітра - $NaNO_3$, аміачна селітра - NH_4NO_3) для підвищення врожаїв сільськогосподарських культур [1].

Згубний вплив нітратів на здоров'я людини проявляється у випадку перевищення допустимих добових норм їх споживання з їжею. Шкідливі для здоров’я є не самі нітрати, а продукти їх відновлення – нітрити, що

утворюються як під дією високих температур (кип'ятіння), так і безпосередньо в організмі під впливом мікрофлори шлунково-кишкового тракту. Вченими доведено, що нітрити викликають метгемоглобінемію, нітрозаміни – рак, вони руйнують нервову і серцево-судинну системи впливають на розвиток ембріонів. При вживанні високих доз нітратів з питною водою, чи продуктами харчування через 4-6 годин проявляються характерні симптоми нітратного отруєння: нудота, задуха, посиніння шкірних покривів і слизових оболонок, діарея. Це часто супроводжується загальною слабкістю, головокружінням, запамороченням, болями у потиличній частині, тахікардією тощо[3].

Результати досліджень. У 2013 р. Немирівською санепідемстанцією була досліджена вода на вміст нітратів в 37 селах району. В таких населених пунктах, як Марксово, Вища Кропивна, Байраківка, Сокілець, Червоне, Саленці, Коржівка, Никифорівці, Будки, Забужжя, Остапківці, Селевінці, Гиренки вода за вмістом нітратів в досліджених пробах з громадських та індивідуальних криниць відповідала нормі. А вода на вміст нітратів у селах: Озеро, Стрільченці, Сорокотяженці, Гунька, Боблів, Вовчок, Бугаків, Бондурівка, Рубань, Кірово, Медвежа, Щолудьки, Юрківці, Зеленянка, Чуків, Вишківці, Обідне, Мухівці, Головеньки, Язвенки – не відповідала нормі (ГДК).

З 69 обстежених проб води 34 не відповідали нормі за вмістом нітратів. Так, при нормі до 50 мг/дм^3, перевищення сягало більше 50 відсотків (табл.) [4].

Таблиця - Вміст нітратів в пробах води різних криниць Немирівського району

Населені пункти	Вміст нітратів мг/дм^3	ГДК мг/дм^3
Озеро	72,33	45
Гунька	70,5	45
Боблів	104,84	45
Вовчок	81,75	45
Бугаків	349,5	45
Рубань	188,72	45
Кірово	158	45
Чуків	255,3	45

За результатами аналізів видно, що у криницях, які згадані у таблиці, відбувається перевищення вмісту нітратів у декілька разів.

Для поліпшення екологічної ситуації, що склалася з якістю питної води в населених пунктах Немирівського району пропонуються такі заходи щодо облаштування колодязів:

1) ізолювати колодязі від проникнення дощових і талих вод, зокрема, облаштувати перехоплюючі канави та «замок» з добре змішаної та

пошарово утрамбованої глини глибиною 2 м і шириною 1 м або бетонувати (асфальтувати) майданчик радіусом не менше ніж 2 м на основі з щебеню товщиною 15-20 см та з ухилом від колодязя;

2) стінки колодязів повинні бути ущільнені;

3) каміння для облаштування стінок має бути з міцних, стійких порід та укладатись на цементний розчин;

4) потрібно враховувати особливості ґрунту, у місцях облаштування колодязя;

5) з метою чистки та ремонту криниці, доцільно встановлювати металеві скоби в стінки колодязя.

Висновки. Нітрати є природним продуктом колообігу азоту в біосфері та головною формою неорганічного азоту в ґрунті. На жаль, у результаті нераціональної і непоміркованої діяльності людини виникло порушення його екологічного балансу, яке спричинило накопичення нітратів у питній воді.

Після проведених досліджень було встановлено що з 69 обстежених проб води 34 не відповідали нормі за вмістом нітратів. Так, при нормі 50 мг/дм^3, перевищення сягало більше 50 %.

Раціональним шляхом зниження вмісту концентрації нітратів у поверхневих і ґрунтових водах є зменшення кількості природних і антропогенних джерел, що містять нітрати. Насамперед, це стосується агроландшафтів, в межах яких застосовують азотні і органічні добрива. З метою поліпшення якості питної води, необхідно створювати водоохоронні зони, що запобігають надходженню рухомих сполук азоту у водойми, воду яких використовують як питну.

Література

1. Циганенко О.І. Нітрати в харчових продуктах / О.І. Циганенко – К.: Здоров'я, 1990. – 55 с.
2. Білявський Г.О. Основи екологічних знань / Г.О. Білявський, Р.С. Фурдуй – К.: Либідь, 1995. – 286 с.
3. Димань Т.М. Екологія людини / Т.М. Димань – К.: Академія, 2009. – 214 с.
4. Статистичні дані про вміст нітратів у питній воді Немирівського району Вінницької області: Електронний ресурс. – Режим доступу – з екрану: URL :http://nemyriv-rda.gov.ua/news/oberezhno_nitrati/2013-06-03-2692

УТИЛИЗАЦИЯ СТАРЫХ АВТОМОБИЛЕЙ В УКРАИНЕ

О. В. Выстороп, И.Д. Скибун
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

Ежегодно свалки всего мира пополняются примерно на 10 млн. т отходов от автомобилей, вышедших из эксплуатации. Утилизация автомобилей, вышедших из эксплуатации, требует развития инфраструктуры и законодательной базы для регламентации взаимодействия всех участников процесса. В настоящее время авторециклинг начал активно развиваться во многих странах. Один из шагов по созданию системы утилизации отходов автотранспортного комплекса сделала Россия, где в марте 2010 г. стартовала программа утилизации автомобилей. Вслед за Россией программу по утилизации автомобилей разработали и в Украине. Данная программа направлена на стимулирование замены старых автомобилей на новые, а также увеличение потребительского спроса на автомобили украинского производства. Программа должна оказать положительное влияние на экологическую обстановку. При составлении программы эксперты Украины учитывали опыт уже реализуемых аналогичных программ в странах Европы, а также в России. По условиям программы, за автомобиль возрастом старше 10 лет с объемом двигателя до 1,5 л и зарегистрированный на одного владельца более одного года, планируется выдавать сертификат на 10 тыс. грн. (около 38 тыс. руб.). Для автомобилей с двигателем 1,6 – 3 л – 12,5 тыс. грн. (около 47,5 тыс. руб.), а для автомобилей с моторами свыше 3 л – 15 тыс. грн. (около 57 тыс. руб.). Дополнительные бонусы планируется выплачивать при покупке более экономичной машины, чем была до этого.

Кроме этого в КМУ прорабатывается вопрос о предоставлении покупателям, приобретающим новые автомобили в рамках программы по утилизации, банковских кредитов на льготных условиях на сумму, необходимую для выплаты разницы между стоимостью сертификата и стоимостью приобретаемого автомобиля, что сделает покупку автомобиля более доступной для населения даже в условиях финансового кризиса.

В программе расписан порядок сдачи автомобилей на утилизацию. Предполагается, что для этого дилерские центры Украины, задействованные в данной системе, создадут пункты утилизации старых автомобилей, где будут вести прием автомобилей, выдачу документов, первичную разборку. Далее транспортные средства будут направляться на переработку. Однако, пока эта программа в Украине не внедрена, в основном из-за отсутствия в государственном бюджете необходимых для ее реализации средств. Кроме того, в Украине действует ряд нормативных актов, устанавливающих правовые, организационные и экономические

основы в сфере обращения с отдельными видами отходов. Так как в процессе эксплуатации автомобиля, а также при его разборке, образуются различные отходы, например, лом черных и цветных металлов, аккумуляторы, шины и др., то к нормативным правовым актам, так или иначе регулирующим деятельность по утилизации отходов автотранспортного комплекса, можно отнести: Законы Украины «О металлоломе»; «О химических источниках тока» (предусматривает лицензирование деятельности по производству, импорту химических источников тока, заготовке и утилизации отработанных источников тока); «Об общегосударственной программе обращения с токсичными отходами»; «О ставках вывозной (экспортной) таможенной пошлины на лом легированных черных металлов, лом цветных металлов и полуфабрикаты с их использованием»; Постановления КМУ «Об утверждении порядка регистрации внешнеэкономических контрактов на осуществление экспортных операций с металлоломом», «Об утверждении перечня отдельных видов отходов как вторичного сырья, сбор и заготовка которых подлежат лицензированию», «Об утверждении перечня отходов и лома черных металлов, операции по поставке которых, в том числе операции по импорту, освобождаются от обложения налогом на добавленную стоимость»; Приказ Министерства охраны окружающей природной среды и ядерной безопасности Украины от 14.01.1999 г. № 12 «Об утверждении инструкции о содержании и составлении паспорта мест удаления отходов»; Приказ Министерства экологии и природных ресурсов Украины от 19.03.2001 г. № 52/105 «Об утверждении лицензионных условий осуществления хозяйственной деятельности по сбору, заготовке отдельных видов отходов как вторичного сырья». В настоящее время в Украине отсутствует единый закон, регламентирующий деятельность по утилизации вышедших из эксплуатации транспортных средств, составных частей и отходов, образующихся в процессе эксплуатации автомобилей.

К началу 2011 г. в структуре автопарка Украины было 2,1 млн. легковых автомобилей старше 1985 г. выпуска. Если такое количество автомобилей будет списано в течение 10 лет, объемы ежегодной утилизации составят 210 тыс. автомобилей в год. Согласно текущим объемом списания, потребности Украины в мощностях по утилизации составляют: 2 предприятия по демонтажу автомобилей и 39 центров по переработке кузовных и других частей. В перспективе потребности в мощностях по утилизации могут составить: 7 предприятий по демонтажу автомобилей, 191 центр по переработке кузовных и других частей. Сеть национального производителя по утилизации автомобилей будет состоять из пунктов приема старых автомобилей, и утилизации и пунктов разборки этих автомобилей. При этом пункты приема необходимо создавать в каждом городе с населением свыше 50 тыс. человек, а утилизационные центры - в каждой области.

ФАКТОРНИЙ АНАЛІЗ ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОД р. ДНІСТЕР В ПУНКТІ МОНІТОРИНГУ с. СТРІЛКИ

Д.М. Гавриленко, *М.В. Захарова, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Вступ. Формування екологічного стану водних об'єктів та річкових систем відбувається під впливом різноманітних факторів. Спостереження за просторовою динамікою гідрохімічних показників є найбільш вдалим науковим методом щодо дослідження закономірностей сучасних процесів зміни хімічного складу поверхневих вод під впливом антропогенних факторів. Виявлення просторової структури розподілу гідрохімічних показників на підставі об'єктивного дослідження сучасними методами всього комплексу процесів формування гідрохімічного режиму та якості вод, дозволить вирішувати актуальні проблеми водокористування та охорони водних ресурсів від забруднення.

Метою роботи є виділення та дослідження головних факторів у формуванні гідрохімічного режиму та екологічного стану річкових вод, обумовлених впливом одних і тих же місцевих факторів, виконане на прикладі пункту гідрохімічного моніторингу р. Дністер – с. Стрілки. Дослідження, здійснене в цій роботі базується на використанні методу багатовимірної статистики, факторного аналізу.

Об'єкти та вихідні матеріали досліджень. Для побудови факторної моделі були використані матеріали спостережень за витратами води (Q) та за гідрохімічними показниками (макрокомпоненти – Ca^{2+}, Mg^{2+}, $Na^{+}+K^{+}$, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}; біогенні речовини – NO_2^{-}, NO_3^{-}, NH_4^{+}, Si^{4+}; вміст мінерального фосфору – P_{min}; вміст органічних речовин – БСК$_5$; вміст розчинених газів – CO_2, O_2; мікроелементи – Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cr^{6+}; забруднювальні речовини – феноли, нафтопродукти, СПАР) в пункті моніторингу р. Дністер – с. Стрілки (в створі 0,5 км вище села) за період 1969-2011 рр.

Основні гідрографічні характеристики р. Дністер на гідрологічному посту с. Стрілки наведені в табл. 1.

Таблиця 1 – Основні гідрографічні характеристики р. Дністер на гідрологічному посту с. Стрілки

Річка – пост	L, км	F, км^2	$H_{сер}$, м	$I_{вод}$, ‰	$I_р$, ‰	$f_л$, %	$f_б$, %
р. Дністер – с. Стрілки	35	384	620	180	10,1	40	0

Методи досліджень. Основна модель факторного аналізу дозволяє представити дані спостережені у вигляді лінійних комбінацій факторів [1]

$$x_j = \sum_{i=1}^{p} a_{ij} F_i + a_j v_j, \ (j=1, 2, \ldots, N), \qquad (1)$$

де F_i – загальні фактори;

a_{ij} – факторні навантаження;

a_j – коефіцієнти навантаження при характерних факторах;

v_j – характерні фактори.

З гідроекологічних позицій вираз (2) можна прокоментувати таким чином: концентрація будь-якого показника якості води формується головним чином за рахунок дії будь-якого загального (головного) фактору та частково за рахунок характерних (другорядних) факторів [2].

Результати дослідження та їх аналіз. Для вивчення узагальнених показників якості водних ресурсів р. Дністер – с. Стрілки було сформовано початкову матрицю даних середньорічних значень 21 гідрохімічного показника. За результатами факторного аналізу було встановлено, що значущість перших шести факторів у формуванні загальної дисперсії середньорічних значень показників, включених до процедури факторного аналізу, становить близько 70%.

За величиною сум квадратів факторних навантажень було зроблено висновок про те, що найбільш повно відображені у факторах такі показники, як: гідрокарбонати (на 91,28%), цинк (на 91,16%), достатньо високо – кальцій (на 90,81%), а слабкіше всього – натрій та калій (на 66%). Це означає, що відмінності в якості води по показнику натрій та калій не пов’язані тісно ні з одним з включених у дослідження показником.

Проведення процедури факторного аналізу для середньорічних значень показників дозволило виявити факторну структуру, представлену 6 факторами та 12 характерними показниками формування екологічного стану вод р. Дністер в пункті с. Стрілки, які наведені у табл. 2.

Виявлені в дослідженні фактори можна інтерпретувати таким чином. Перший фактор F_1 для двох досліджуваних груп показників відбиває такі показники, як іони кальцію, гідрокарбонати, що характеризують макрокомпонентний склад річкових вод, а також вміст кремнію, який є найпоширенішим елементом складу земної кори. Проаналізувавши характеристики першого фактору, можна ідентифікувати його пряму дію як надходження в русло річки іонів кальцію, гідрокарбонатів, кремнію за рахунок процесів хімічного вивітрювання та розчинення мінералів поверхневими водами.

Таблиця 2 – Факторні навантаження на середньорічні значення характерних показників

Фактори	Показники	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
F_1	Ca^{2+}	**0,92**	0,08	-0,10	0,09	0,05	0,13
	HCO_3^-	**0,90**	0,14	-0,12	0,22	0,10	0,10
	Si^{4+}	**0,87**	0,00	0,13	-0,02	0,08	-0,05
F_2	NO_2^-	0,18	**0,73**	-0,14	-0,20	0,03	-0,18
	Cu^{2+}	0,03	**0,86**	0,02	0,00	0,06	0,03
	Cr^{6+}	0,08	**0,93**	-0,04	0,03	-0,06	0,00
	Zn^{2+}	0,02	**0,95**	-0,03	0,01	-0,05	0,02
F_3	SO_4^{2-}	-0,17	-0,18	**0,81**	-0,14	-0,03	-0,20
F_4	CO_2	0,18	-0,06	-0,35	**0,73**	0,00	-0,07
F_5	NH_4^+	-0,29	0,13	0,07	0,23	**-0,83**	0,03
	P_{min}	0,01	-0,06	-0,07	-0,26	**-0,84**	-0,09
F_6	Q	-0,25	-0,12	-0,03	0,01	0,07	**-0,79**

Розглядаючи другий фактор F_2 можна звернути увагу, що його дія відзначається прямими зв'язками з такими іонами, як мідь, цинк та хром, які характеризують мікрокомпонентний склад природних вод, їхній вміст у воді пояснюється особливостями хімічного складу підстильної поверхні. Вміст іонів нітратів, які є проміжним етапом перетворення органічних речовин у середньорічних коливаннях пояснюється скидами комунально-побутових стічних вод або змивом сільськогосподарських стічних вод з поверхнево-схиловим стоком.

Третій фактор F_3 визначає вміст сульфатів. Вміст розчинених газів пояснюється проявом четвертого фактору F_4, що утворюються при різноманітних реакціях біохімічного перетворення. П'ятий фактор F_5 характеризується від'ємними значеннями факторних навантажень, так само як і дія шостого фактору F_6, та відбиває такі середньорічні значення показників, як іони амонію, вміст фосфору мінерального та витрати води.

Література

1. Лобода Н.С. Методи статистичного аналізу у гідрологічних розрахунках і прогнозах: Навчальний посібник. – Одеса: «Екологія», 2010. – 184 с.
2. Дружинин Н.И., Шишкин А.И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 390 с.

АНАЛІЗ ЗАБРУДНЕНОСТІ ГРУНТІВ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

І.О. Головченко, *А.В. Чугай, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Значна частка земельної площі 69,2 % Херсонської області – це сільськогосподарські угіддя, в структурі яких 90,3 % припадає на ріллю. Сільськогосподарська освоєність території досягла 81,5 %, а ступінь розораності земельної площі – 73,6 %.

Територіально Херсонська область знаходиться в межах двох кліматичних зон: Степової посушливої та Сухого Степу. За ґрунтовими та природно-кліматичними критеріями область умовно поділяється на сім основних природно-сільськогосподарських районів.

У роботі виконано оцінку рівня забруднення ґрунтів Херсонської області важкими металами (*Cu, Zn, Pb, Cd*) за 1992 – 2012 рр.

На рис. 1 – 4 наведено динаміку зміни вмісту у ґрунтах району дослідження *Cu, Zn, Pb* та *Cd* у рухливій та валовій формах та їх відповідність санітарно-гігієнічним нормативам.

Як видно з наведених рисунків, за період дослідження концентрація жодного з важких металів, що розглядаються, не перевищувала встановлених *ГДК*. Найбільш наближеними до значень *ГДК* були концентрації свинцю (рухлива форма) та кадмію (валова форма).

Слід відзначити, що для цинку та свинцю (рухлива форма) спостерігається деяка тенденція до зниження вмісту у ґрунтах. Причому для цинку в 1992 р. зафіксовано максимальну концентрацію і різке її зниження у 1993 р. майже в 3 рази. З 1993 р. вміст цинку фактично не змінюється. Що стосується вмісту свинцю, то в 1992 – 1999 рр. його концентрації коливались в межах 1 – 1,7 мг/кг, а з 2000 р. відзначається різке зниження (порівняно з 1999 р.) до 1 мг/кг та менше.

Також було проаналізовано просторовий розподіл вмісту важких металів у ґрунтах по районах Херсонської області у 2011 – 2012 рр. Отримано, що максимальний вміст міді у валовій формі відзначається у Бериславському, Каховському та Каланчацькому районах, у рухливій – у Цюрупинському та Каланчацькому районах. Найбільші концентрації цинку відзначаються у валовій формі у Генічеському та Новотроїцькому районах, у рухливій – у Каланчацькому районі та в цілому в центральній частині області. Для свинцю максимальні концентрації відзначаються в Іванівському і Генічеському районах (валова форма) та у Каланчацькому і Генічеському районах також у рухливій формі. Максимальні концентрацію кадмію у валовій формі за період дослідження відзначені у Скадовському, Каланчацькому, Каховському та Новосірогізькому районах, у рухливій – у Каланчацькому та Новосірогізькому районах.

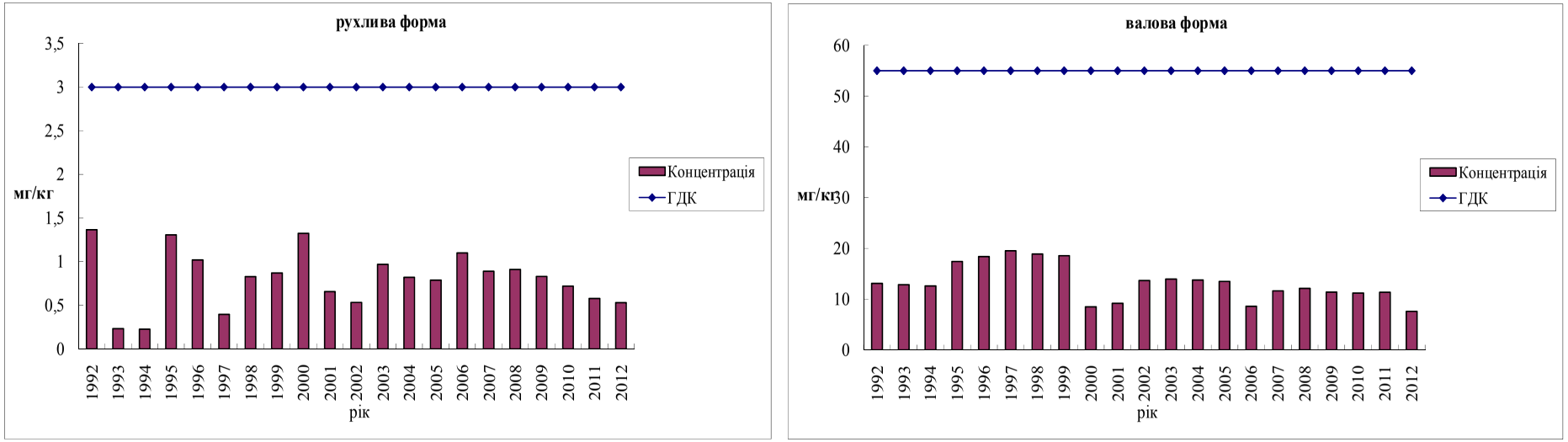


Рис. 1 - Динаміка зміни вмісту *Cu* у ґрунтах Херсонської області в 1992 – 2012 рр.

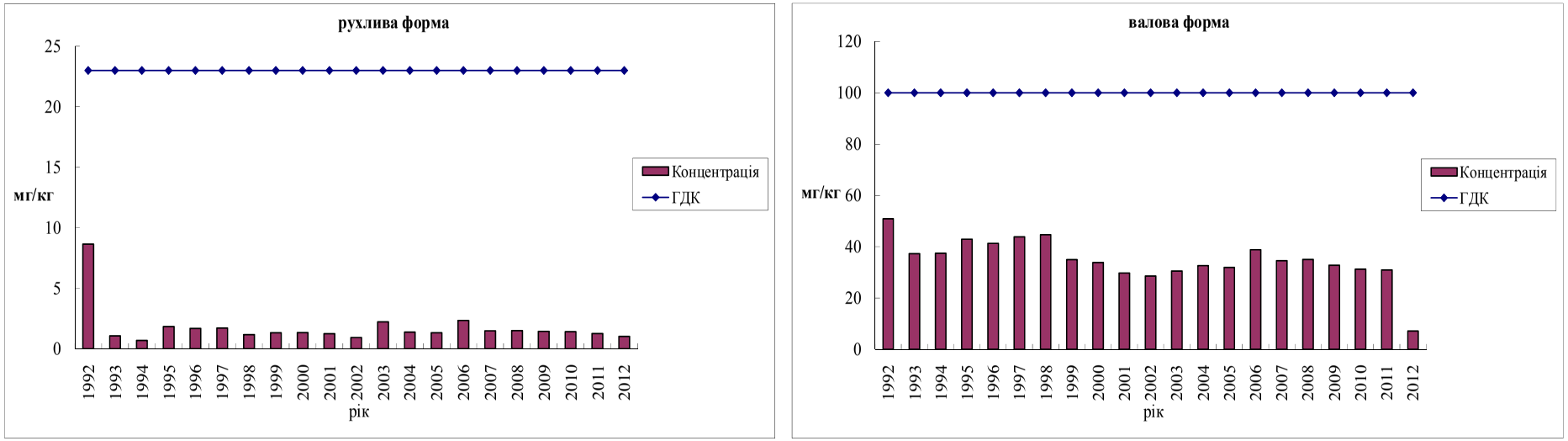


Рис. 2 - Динаміка зміни вмісту *Zn* у ґрунтах Херсонської області в 1992 – 2012 рр.

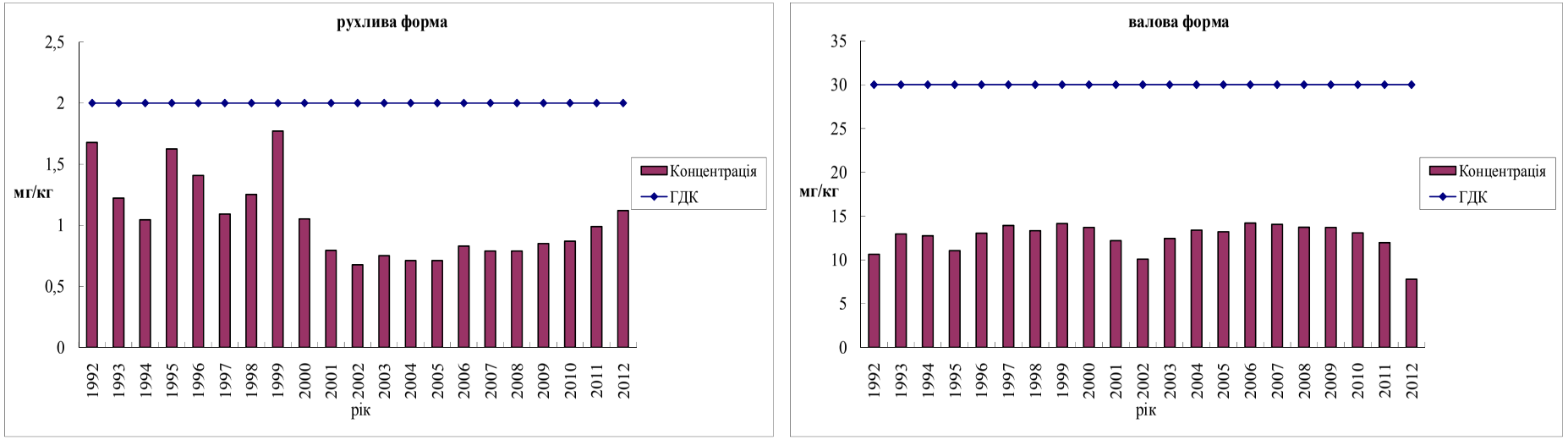


Рис. 3 - Динаміка зміни вмісту *Pb* у ґрунтах Херсонської області в 1992 – 2012 рр.

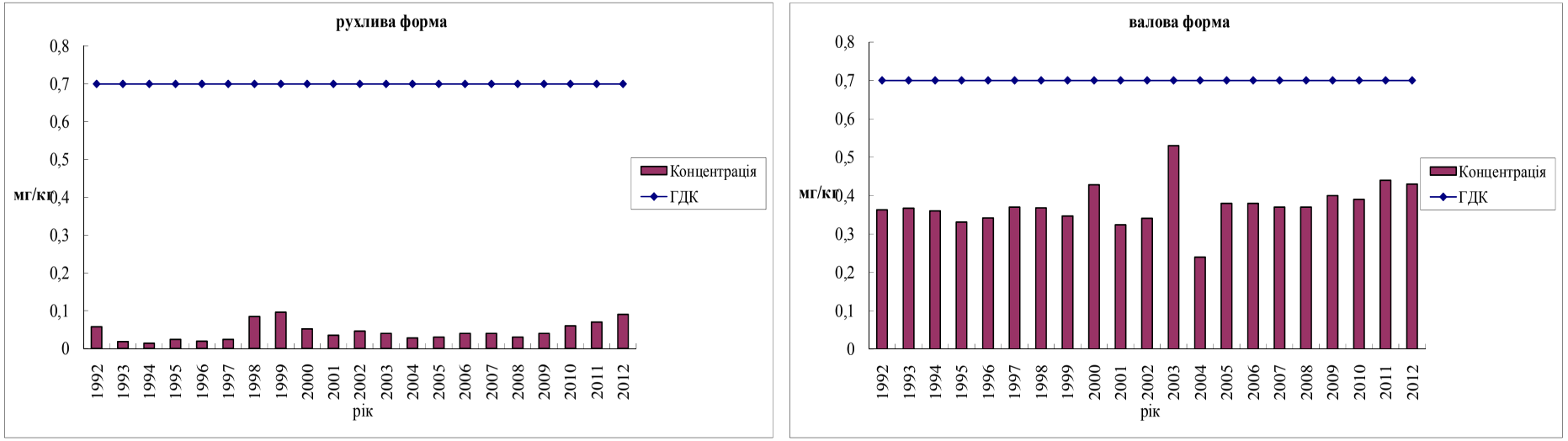


Рис. 4 - Динаміка зміни вмісту *Cd* у ґрунтах Херсонської області в 1992 – 2012 рр.

ОЦІНКА СТАНУ БІОРІЗНОМАНІТТЯ УКРАЇНИ НА ОСНОВІ RDB-ІНДЕКСУ (ВІДПОВІДЬ ЧЕРВОНОКНИЖНИХ ВИДІВ НА АНТРОПОГЕННИЙ ТИСК)

І.С. Гончарук, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.*
Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна

Сьогодні флора України налічує близько 25 тис. видів рослин, серед них майже 4,5 тис. видів вищих (у тому числі лікарських понад 700 видів) і більш як 6 тис. видів водоростей і грибів. Фауна України представлена близько 45 тис. видів тварин (113 — ссавці,17 видів - земноводні, 20 - плазуни, понад 350 - птахи, 200 - риби, решта - безхребетні). На жаль, видове багатство як рослин, так і тварин стрімко зменшується через антропогенне навантаження на середовище і техногенні катастрофи. Територія України, раніше одна з найбагатших за біорізноманіттям, втрачає свій природний потенціал і перетворюється на зону екологічного лиха. Так, за висновками спеціалістів, Україні властива тенденція до суттєвого кількісного і якісного зменшення видового багатства біорізноманіття. Приблизно 9% судинних рослин, 38,0% ссавців, 38,1% плазунів, 29,4% амфібій перебувають у складному стані. Існують прогнози, що за умови збереження таких тенденцій частка ссавців, які будуть занесені до Червоної книги України, становитиме більше 50%, а уже в третьому виданні Червоної книги опиниться до 5% фауни та 2/3 хребетних тварин.

Живі організми можуть бути втрачені з багатьох причин. Учасники BINUProject, на основі аналізу даних до Червоної книги України,визначили основні навантаження на біорізноманіття: втрати середовища проживання в результаті знищення лісів, осушення боліт і безліч змін у землекористуванні; інтенсифікація сільського господарства, такого як монокультури агроекосистем, частий обробіток ґрунту, надмірне використання хімічних речовин і надмірний випас худоби; забруднення в результаті евтрофікації і промислове забруднення ґрунту, повітря і води; і нераціональна експлуатація ресурсів, така як некероване полювання і збирання диких видів, браконьєрство та промислове рибальство і гірничодобувна промисловість. Весь цей тиск, прямо або побічно пов'язаний з сучасною сільськогосподарською діяльністю. Аналіз здійснювався на основі RDB-індексу.

Індикатор запропоновано Проектом BINU, і він є новим для України. Ключові питання, на які допомагає відповісти індикатор: “Які основні фактори, що викликають втрати чи збільшення агробіорізноманіття, та як зміни у землекористуванні впливають на втрату чи збільшення агробіорізноманіття?”, “Як створити сценарії змін агробіорізноманіття, та

як зупинити втрати біорізноманіття у найближчому майбутньому?”. Одна із версій назви цього нового індекса: Критичні види антропогенної діяльності, які є причиною переходу видів до категорій зникаючі, зниклі, вразливі – для внесення їх до Червоної книги України.

Користувачами можуть бути, зокрема, Кабінет Міністрів України, Рада міністрів Автономної Республіки Крим, спеціально уповноважені центральні органи виконавчої влади з питань екології та природних ресурсів; Національна комісія з питань Червоної книги України; установи з питань мисливського господарства та полювання, рибного господарства та їх органи на місцях; місцеві державні адміністрації, інші спеціально уповноважені органи виконавчої влади, відповідно до їх повноважень; бенефіціар та реципієнти проекту ЮНЕП-ГЕФ “Індикатори біорізноманіття для національних потреб” (BINU), навчальні заклади, де викладається екологія, інші користувачі.

Зазначеного індексу, ще немає в списку, складеному при Конвенції з біорізноманіття, але можна передбачити, що фахівці звернуть на нього увагу, оскільки RDB-індекс допомагатиме оцінювати ситуацію і поза межами України. (Зокрема, це країни колишнього СРСР, які використовують саме Червону книгу, що укладалась колись на одних принципах.) Алгоритму перерахунку цього індексу в якийсь інший щодо біорізноманіття ще не розроблено, хоча, фактично мова йде про біорізноманіття в контексті “червонокнижних” видів. Учасниками робочих нарад по BINU, які пройшли у 2002-2004 рр., було прийнято, що актуальною є індикація тиску на дике агробіорізноманіття, і до чого мають відношення види Червоної книги України.

Індикатор визначається на підставі даних Червоної книги України, як відношення кількості “червонокнижних видів” із певної групи антропогенної діяльності до загальної кількості видів, що потрапили до Червоної книги внаслідок усіх інших видів антропогенної діяльності. Як було запропоновано розробниками RDB-індексу, види антропогенної діяльності класифікуються у відповідності до матриці Леопольда.

Перспективним бачиться представлення зміни індексу у просторі і в часі із використанням тематичних карт, тим більше, що більшість з описаних категорій антропогенного впливу є сумісними з картами. За цими новими даними 45% середовищ існування “червонокнижних” рослин, 47% тварин (описаних в 1994-1996 рр.) перетинаються із сучасними агроповерхнями. Загалом, іншого потужного механізму зміни ситуації на краще не існує, окрім подальшого покращання менеджменту землекористування та навчання нових власників землі.

Характеристика вихідних даних (походження, дати, одиниці вимірювання, розмір та протяжність, відповідальні особи). Джерелом даних є Червона книга України (Рослинний та Тваринний світ).Кабінет Міністрів України забезпечує офіційне видання та розповсюдження

Червоної книги України не рідше одного разу на 10 років.В Україні офіційно створенні три видання Червоної Книги із відповідним переліком зникаючих видів. Кількість видів тварин у третьому порівняно з другим виданням збільшилась на 160 видів, а у другому порівняно з першим — на 297 видів (рис.).

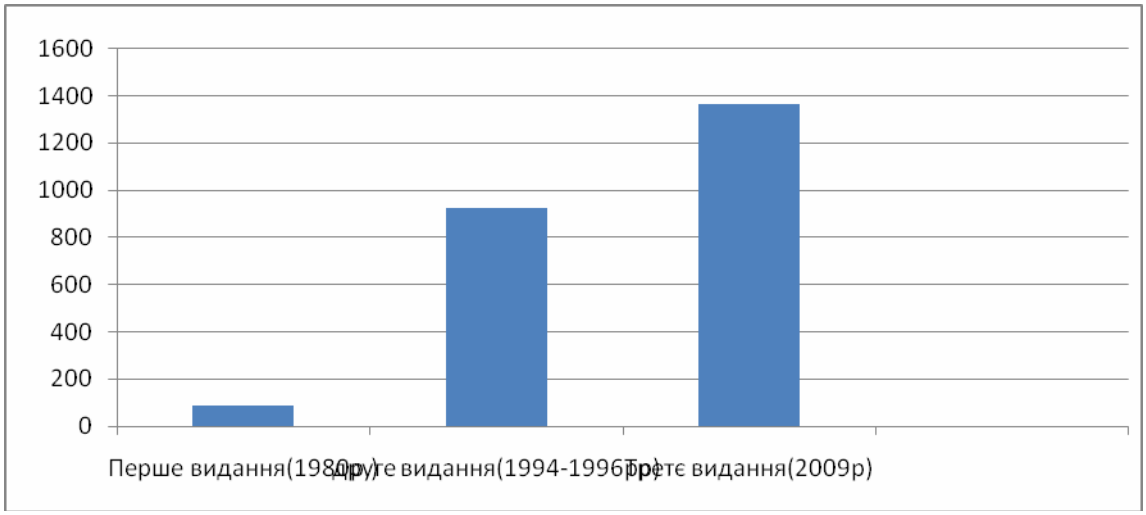


Рис. - Діаграма порівняння кількості зникаючих видів у першому, другому та третьому виданні Червоної Книги України.

Таким чином, з урахуванням приблизно однакових проміжків часу між виданнями Червоної книги України, спостерігається певне уповільнення темпів зменшення втрати різноманіття окремих таксономічних груп фауни України. Це також пов’язано як із недостатністю вивченості біоти, так із усе зростаючим тиском на середовище існування живих істот. В той же час, має місце суттєве відставання в часі і при констатації факту «червонокнижності»: розбіжність між моментом виданням книги та умовним моментом фіксації стану, і тому управління біорізноманіття фактично має віртуальний характер. Разом з тим, викликає занепокоєння суттєве збільшення у Червоній книзі України кількості видів риб та ссавців.

Антропогенний тиск впливає на стійкість екосистеми: при посиленні дії певного антропогенного фактора, відповідно, страждають чи зникають ті чи інші види, в зоні даного впливу; і при послабленні впливу і, відповідно, покращанні стану популяцій певного виду, такий може бути вилучений з Червоної книги України.

ВНЕСОК АГРОБІОРІЗНОМАНІТТЯ В СВІТ ПРИРОДИ ТА ЛЮДИНИ

І.С. Гончарук, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.*
Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна

Агробіорізноманіття - це різноманіття живих організмів (рослин, тварин та мікроорганізмів) ,які вирощуються в сільськогосподарських регіонах, сприяють сільськогосподарському виробництву чи використовують райони ведення сільського господарства для забезпечення себе кормом і притулком. Організація з питань продовольства та сільського господарства (FAO) і Конвенція про біологічне різноманіття (CBD) спільно,при визначенні аграрного біорізноманіття, звернули увагу на те, що це біологічне різноманіття, яке необхідне для «..підтримки найважливіших функцій агроекосистеми...».

Агенція з міжнародного розвитку США оцінює загальний світовий прибуток відбіорізноманіття не менше, ніж у 16 трлн.грн., це майже 11%світового валового національного продукту. Утрата біорізноманіття та залежних від нього відповідних функцій екосистеми, може потягнути за собою значні економічні витрати. Дуже важливою вигодою від біорізноманіття є його «потенційна майбутня цінність». Деякі види мають великий потенціал щодо забезпечення значними вигодами у майбутньому. Але, оскільки ми не знаємо, які це саме види, то необхідно охороняти якнайбільшу їх кількість.

Генетичне різноманіття (мінливість видів сільськогосподарських культур) є необхідною умовою для адаптації цих культур. Природний та людський відбір призвів до виникнення/виведення багатьох тисяч різновидів.

Дикі види вищих рослин є суттєвим додатком до раціону багатьох малозабезпечених сімей. Дикі родичі сільськогосподарських культур забезпечують людину генетичним матеріалом для виведення нових різновидів сільгоспкультур, адаптованих до специфічних вимог середовищ існування. Дикі рослини біля с/г полів дають притулок чисельним комахам, включаючи тих, які є природними ворогами сільськогосподарських культур. Деякі бур'яни можуть також використовуватись як корм або фураж після збору врожаю. Так як деякі культури старанно підтримують популяції диких рослин, то як би не існує різкого поділу між домашніми та дикими видами.

Усього лише 30 видів домашньої худоби забезпечують різні народи у всьому світі їжею, одягом, добривами, паливом, робочою силою та інструментами. Ці ж 30 видів домашньої худоби дали приблизно 6000 порід для забезпечення потреб місцевих громад, відповідно до місцевих

умов. Таке різноманіття сприяло зростанню поголів'я худоби урізних кліматичних зонах. Сприяло також адаптації худоби до хвороб,паразитів, різноманітної їжі і до різних умов водозабезпечення. Встановлено, що більше, ніж 1/3 цих порід знаходяться сьогодні на межі вимирання.

Аквакультура (вирощування організмів у водному середовищі) - це тип с/г.підприємництва у багатьох частинах світу,який набирає темп. Риба та інші види водних організмів забезпечують велику частку дієтичного протеїну для багатьох народів. Різноманіття водних організмів,що вирощуються, зростає. Різновиди також пристосовані до місцевих умов. Деякі водні організми є хижаками комах-шкідників. Багато з них є також хорошими показниками якості води.

Ґрунти в Україні надають притулок великому різноманіттю організмів, які приносять користь сільському господарству. Коріння різних сільськогосподарських культур дуже відрізняється. Воно допомагає абсорбувати поживні речовини і живить сільськогосподарські культури, працює, як якір, захищає ґрунт від ерозії та збагачує його органічними речовинами. Мікроорганізми та інші живі істоти ґрунту відіграють ключову роль у розкладанні продуктів життєдіяльності сільськогосподарських культур. Правда, деякі мікроби є патогенами культур, в той же час, інші, такі як мікоризи та ризобії, беруть участь у симбіозі і працюють на укріплення взаємокорисних, відносин між культурами. Ґрунтові мікроорганізми забезпечують їжею інших мешканців ґрунту, і деякі з таких є природними ворогами шкідників рослин. Інші мікроорганізми є безпосередніми антагоністами шкідників рослин. Земляні черви допомагають перемішувати та розпушувати ґрунт, забезпечуючи легший доступ поживних речовин та води до коріння.

Багато комах, павуків та інших членистоногих є природними ворогами шкідників сільськогосподарських культур, а також альтернативними джерелами їжі для ворогів шкідників. Угрупування членистоногих можуть бути надзвичайно ефективними у випадку, коли потрібно протидіяти масовій появі шкідників в агроекосистемах. Членистоногі також є важливими запилювачами сільськогосподарських культур.

Птахи, ссавці, плазуни та земноводні також є важливими для агроекосистем. Такі «асоційовані організми» можуть розповсюджувати насіння, годуватись комахами-шкідниками та бути запилювачами. В однаковій мірі вони працюють як місток між агроекосистемою та сусідніми екосистемами. Таким чином, вони є чудовими індикаторами щодо невиснажливості агроекосистем.

Агробіорізноманіття є фактором який забезпечує стійкість середовища в якому проживає людство. Тому одним з основних завдань, для нормального функціонування екосистем, є збереження та відновлення агробіорізноманіття.

МЕТОДИКА ВИЗНАЧЕННЯ СПЕЦИФІКИ ТЕРИТОРІАЛЬНОЇ ОРГАНІЗАЦІЇ РЕКРЕАЦІЙНИХ РЕСУРСІВ І УМОВ

В.В. Горун, *Г.П. Пилипенко, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Спочатку в географічних дослідженнях увага приділялась лише інвентаризації та оцінці рекреаційних ресурсів, зараз значне місце зайняли проблеми територіальної організації рекреаційних ресурсів і умов.

Специфіку територіальної організації рекреаційних ресурсів і умов рекомендуємо досліджувати через виявлення відмінностей між адміністративними районами та проводити в чотири етапи.

І етап – розробка методики оцінювання для кожного виду рекреаційних ресурсів і алгоритму комплексної оцінки рекреаційного потенціалу території.

ІІ етап – оцінювання рекреаційного потенціалу території. Даний етап включає наступні напрями дослідження: оцінювання природних рекреаційних умов і ресурсів; оцінювання антропогенного навантаження; оцінювання історико-культурних і соціально-економічних рекреаційних ресурсів; інтегральне оцінювання ключових рекреаційних факторів.

ІІІ етап – виділення об’єктів і складових елементів регіонального рекреаційного районування та організації територіальних систем.

IV етап – проведення ландшафтно-рекреаційного районування.

Розглянемо реалізацію запропонованого алгоритму на прикладі дослідження територіальної організації рекреаційних ресурсів і умов Одеської області.

І етап. Для визначення комплексної методики оцінки рекреаційних ресурсів використовувалися класичні роботи, присвячені науковому дослідженню рекреаційного потенціалу території, – праці В. І. Русанова (1973), В. Б. Нефедової (1973), Л. І. Мухіної (1973-1975), В. С. Преображенського (1975), М. В. Багрова, Л. О. Багрової (1977-1982), Ю. А. Веденіна (1986), І. В. Бутьєвої (1988), В. І. Мацоли (1997), В. С. Кравціва, Л. С. Гринiва, М. В. Копача, С. П. Кузика (1999), Є. В. Колотової (1999), О. О. Бейдика (2001), В. Ф. Данильчука (2003), І. М. Яковенко (2003), Н. М. Ветрової (2006) та ін. Для оцінювання кожного виду рекреаційних ресурсів адміністративних районів Одеської області застосовано такий алгоритм дій: розрахунок абсолютних і відносних показників (співвідношення величини показника до площі території або кількості населення) → встановлення інтервалів оцінювання для кожного з показників (в кожному конкретному випадку використовувалися як лінійні, так і нелінійні залежності, рівномірні шкали і ті, які розширяються) → бальна оцінка кожного показника ресурсу (застосовували трьохступеневу шкалу оцінки, яка є оптимальною) → складання балів за всіма показниками (для кожного

виду рекреаційних ресурсів використовувалася різна кількість показників, тому сума отриманих балів відрізняється) → ранжування адміністративних районів за сумарним балом від найвищого до найнижчого → обчислення різниці між найвищим та найнижчим значенням → встановлення кроку → визначення числових меж кожної з груп територій → присвоєння адміністративним районам якісної оцінки.

ІІ етап. Для комплексного рекреаційного аналізу території здійснена оцінка біокліматичних; геоморфологічних; біологічних і об'єктів ПЗФ; гідромінеральних і грязелікувальних природних умов і ресурсів (всього враховано 30 показників). Отримані значення дозволили поділити всі райони на три групи: сприятливі (61-75 балів); відносно сприятливі (55,5-60,5 балів) і несприятливі (47,5-55 балів).

Для комплексної оцінки антропогенного навантаження показники обиралися таким чином, щоб їхня сукупність визначала вплив на атмосферне повітря, природні води та ґрунтовий покрив (15 показників): викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних і пересувних джерел; забір води із природних водних об'єктів, споживання свіжої води, загальне водовідведення, скид стічних вод у поверхневі водні об'єкти; площа сільськогосподарського освоєння, розораних земель, % від загальної площі, кількість внесених агрохімікатів на 1 га посівної площі; кількість утворених відходів І-ІІІ і IV класів небезпеки, кількість нагромаджених відходів у сховищах організованого складування, кількість отрутохімікатів, які зберігаються на територіях складів; густоти населення. За загальною кількістю отриманих балів виділили наступні території: дуже низького антропогенного навантаження (7-9 балів); низького (10-12 балів), середнього (13-15 балів); 4 – високого (16-19 балів). Для групи показників антропогенного навантаження збільшення балу відбувається з мірою збільшення негативного впливу на навколишнє природне середовище.

Для оцінювання історико-культурних рекреаційних ресурсів враховувалися 6 показників: кількість історико-культурних об'єктів (археологічних, історичних, монументальних, містобудування й архітектури), насиченість території зазначеними об'єктами (кількість об'єктів на 100 км²) і коефіцієнт пізнавальної цінності. Отримані значення історико-культурного рекреаційного потенціалу дозволили поділити всі райони на три групи: високоатрактивні (14-18 балів); середньоатрактивні (9-13 балів) і малоатрактивні (4-8 балів).

При проведенні оцінки соціально-економічних рекреаційних ресурсів використана методика оцінки забезпеченості території і населення адміністративних районів санаторно-курортними закладами, об'єктами готельного, ресторанного господарства, роздрібної торгівлі, культурно-освітнього забезпечення, мережею авто- та залізничних шляхів (12 показників). Тобто, оцінювання ресурсів здійснювалося на основі кількісних характеристик, які переводилися в якісну оцінку (понад 29 балів

– висока забезпеченість; 20-29 балів – середня; до 20 балів – низька).

На основі узагальнення отриманих бальних оцінок для показників природних, історико-культурних і соціально-економічних рекреаційних ресурсів підраховано сумарний бал. Аналіз отриманих значень дозволив виділили в межах Одеської області три групи територій за забезпеченістю рекреаційними ресурсами: найзабезпеченіші (100-110 балів); з середнім рівнем забезпеченості (83-100 балів) і території, які характеризуються слабкою забезпеченістю рекреаційними ресурсами (70-82 бали).

Оцінивши ключові фактори формування рекреаційного потенціалу – природно-історико-культурний (29 показників), екологічний (6 показників), споживчий (7 показників), інфраструктурний (24 показники: мережа санаторно-курортного (4), готельного (3), ресторанного господарства (3) і торговельного забезпечення (2); культурно-освітнє забезпечення (3); транспортна інфраструктура (9)), за формулою Є. Н. Карчевської (2008), отримали узагальнюючий показник – величину рекреаційної цінності. Дана величина дозволила поділити рекреаційний потенціал території Одеської області на 5 рангів: I – дуже високий (0,781-0,980); II – високий (0,601-0,780); III – середній (0,440-0,600); IV – низький (0,320-0,439) і V – дуже низький (0,200-0,319).

III етап. Проаналізувавши різні підходи щодо виділення таксономічних одиниць для територій різного рангу [1], територіальну організацію рекреаційних ресурсів і умов Одеської області представили наступною системою ієрархічних одиниць: ландшафтно-рекреаційний район – ландшафтно-рекреаційний підрайон – зона рекреаційної спрямованості – районоформуючий рекреаційний центр – районоформуючий культурний центр – рекреаційний пункт – рекреаційне угіддя, що разом утворюють територіальну структуру.

IV етап. Виходячи з якісної і кількісної оцінки рекреаційних ресурсів, їх розташування в межах території Одеської області і можливості використання, виділили 6 ландшафтно-рекреаційних районів: Дністровсько-Південнобузький, Великомихайлівсько-Миколаївський, Роздільнянсько-Березівський, Тарутинсько-Саратський, Ренійсько-Кілійський і Сасиксько-Тилігульський, 14 підрайонів і таксономічні одиниці нижчої ієрархії – 10 зон рекреаційної спрямованості, 70 районоформуючих рекреаційних та 53 районоформуючі культурні центри, ними є адміністративні центри районів та інші населені пункти, 1258 рекреаційних пунктів і 42 рекреаційних угіддя.

Література

1. Горун В. В. Аналіз теоретико-концептуальних основ рекреаційного районування / В. В. Горун // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка. Серія : географія. – 2012. – № 1 (випуск 31). – С. 161–169.

ИССЛЕДОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ КРУПНЫХ ФРАКЦИЙ ВЗВЕСИ

В.В. Горун, асп., *С.Н. Юрасов, к.т.н., доц.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

Исходные данные. Объем сброса грунта из трюма шаланд составляет 500 м^3, площадь открываемых ляд трюмов – 100 м^2. Концентрация взвеси в точке сброса грунта 600 мг/дм^3. Средняя скорость течения на расчетном участке составляет 0,15 м/с, средняя глубина – 25,0 м.

В таблице приведены результаты расчета осредненной по вертикали (C_{CP}) и максимальной (C_{MAX}) концентраций фракций взвеси и радиуса ($r_З$) зоны загрязнения (норматив 0,75 мг/дм^3) в различные моменты времени после сброса грунта в плоской и пространственной постановках задачи.

Таблица - Значения концентрации взвеси и радиуса зоны загрязнения в разные моменты времени после сброса грунта

Время, мин	Расстояние, м	*u*=4,42 см/с					*u*=9,59 см/с				
		в пространстве			в плоскости		в пространстве			в плоскости	
		C_{CP}, мг/дм^3	C_{MAX}, мг/дм^3	$r_З$, м	C_{MAX}, мг/дм^3	$r_З$, м	C_{CP}, мг/дм^3	C_{MAX}, мг/дм^3	$r_З$, м	C_{MAX}, мг/дм^3	$r_З$, м
0,0	0,0	30,00	30,00	5,64	30,00	5,64	24,00	24,00	5,6	24,00	5,64
0,5	4,5	25,83	29,98	7,52	28,42	7,52	19,35	23,97	7,5	21,34	7,52
1,0	9,0	22,56	29,78	7,52	26,76	7,52	15,59	23,79	7,5	18,86	7,52
1,5	13,5	19,87	29,33	9,40	24,98	9,40	12,42	23,43	9,4	16,53	7,52
2,0	18,0	17,57	28,68	9,40	23,14	9,40	9,66	22,90	9,4	14,37	9,40
2,5	22,5	15,56	27,86	9,40	21,31	9,40	7,21	22,26	9,4	12,41	9,40
3,0	27,0	13,77	26,95	9,40	19,53	9,40	5,01	21,54	9,4	10,67	9,40
3,5	31,5	12,15	25,98	11,2	17,84	9,40	3,00	20,53	9,4	9,14	9,40
4,0	36,0	10,67	25,00	11,2	16,26	9,40	1,30	15,53	9,4	7,82	9,40
4,5	40,5	9,31	24,02	11,2	14,81	11,2	0,33	6,07	9,4	6,68	9,40
5,0	45,0	8,05	23,07	11,2	13,48	11,2	0,05	1,12	3,7	5,71	9,40
5,5	49,5	6,88	22,15	11,2	12,26	11,2	0,00	0,11	0,0	4,87	9,40
6,0	54,0	5,79	21,27	11,2	11,16	11,2	0,00	0,007	0,0	4,16	9,40
6,5	58,5	4,77	20,34	11,2	10,17	11,2	0,00	0,00	0,0	3,56	9,40
7,0	63,0	3,82	19,17	13,1	9,27	11,2	0,00	0,00	0,0	3,04	7,52
7,5	67,5	2,96	17,49	13,1	8,45	11,2	0,00	0,00	0,0	2,61	7,52
8,0	72,0	2,20	15,17	13,1	7,72	11,2	0,00	0,00	0,0	2,23	7,52
8,5	76,5	1,56	12,36	13,1	7,05	11,2	0,00	0,00	0,00	1,92	7,52
9,0	81,0	1,05	9,41	11,2	6,45	11,2	0,00	0,00	0,00	1,64	7,52
9,5	85,5	0,68	6,71	11,2	5,91	11,2	0,00	0,00	0,00	1,41	5,64
10,0	90,0	0,42	4,49	11,2	5,41	11,2	0,00	0,00	0,00	1,22	5,64
12,0	108,0	0,04	0,54	0,00	3,85	11,2	0,00	0,00	0,00	0,55	0,00
14,0	126,0	0,00	0,04	0,00	2,77	9,40	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00
16,0	144,0	0,00	0,00	0,00	2,02	9,40	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00
18,0	162,0	0,00	0,00	0,00	1,49	7,52	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
20,0	180,0	0,00	0,00	0,00	1,10	5,64	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
22,0	198,0	0,00	0,00	0,00	0,76	1,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24,0	216,0	0,00	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Изменения концентрации на различном удалении от точки сброса представлены на рис. 1.

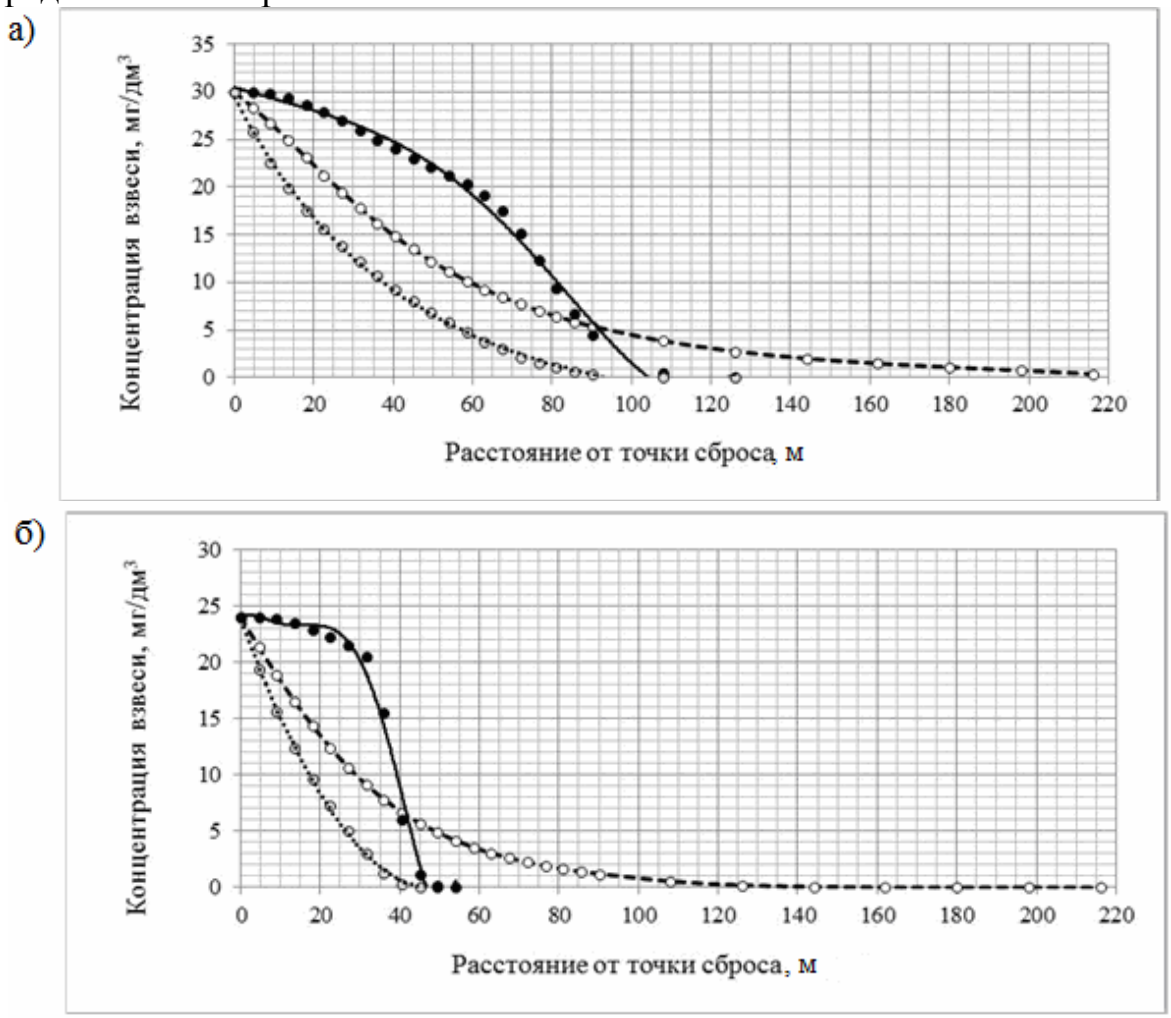


Рис. 1 - Изменение концентрации взвеси с u=4,42 см/с (а) и u=9,59 см/с (б) при сбросе: C_{CP} по вертикали – точечная линия; C_{MAX} в пространстве – сплошная; C_{MAX} в плоскости – пунктир

Анализ результатов приведенных в таблице и на рис. 1 показывает, что значения максимальной и осредненной по глубине концентрации крупных фракций взвеси в пространственной постановке задачи существенно отличаются от значений максимальной концентрации этих фракций в плоской постановке. Это происходит вследствие того, что в плоской постановке задачи не учитывается неравномерное распределение взвеси по глубине и турбулентный обмен взвесью между слоями в водной толще.

Крупные фракции взвеси неравномерно распределены по глубине, на это указывает существенное отличие максимальной концентрации взвеси от осредненной по глубине (сплошная и точечная линии на рис. 1). В результате на удалении до 40 м (фракция с u=9,59 см/с) и до 80 м (фракция с u=4,42 см/с) от точки сброса (ТС) C_{MAX} в плоской постановке значительно

меньше C_{MAX} и больше C_{CP} в пространственной постановке.

Отсутствие учета турбулентного обмена в плоской постановке задачи приводит к значительному завышению времени пребывания крупных фракций взвеси в водной среде. В плоской постановке C_{MAX} больше 0 на расстоянии до 220 м от ТС. В то время как в пространственной постановке это расстояние составляет 50 м для фракций взвеси с u=9,59 см/с и 100 м для фракций взвеси с u=4,42 см/с. Турбулентное перемешивание водных масс способствует более быстрому их самоочищению от крупных фракций взвеси. На это указывает и изменение радиуса зоны загрязнения крупными фракциями взвеси (рис. 2) в зависимости от времени (расстояния).

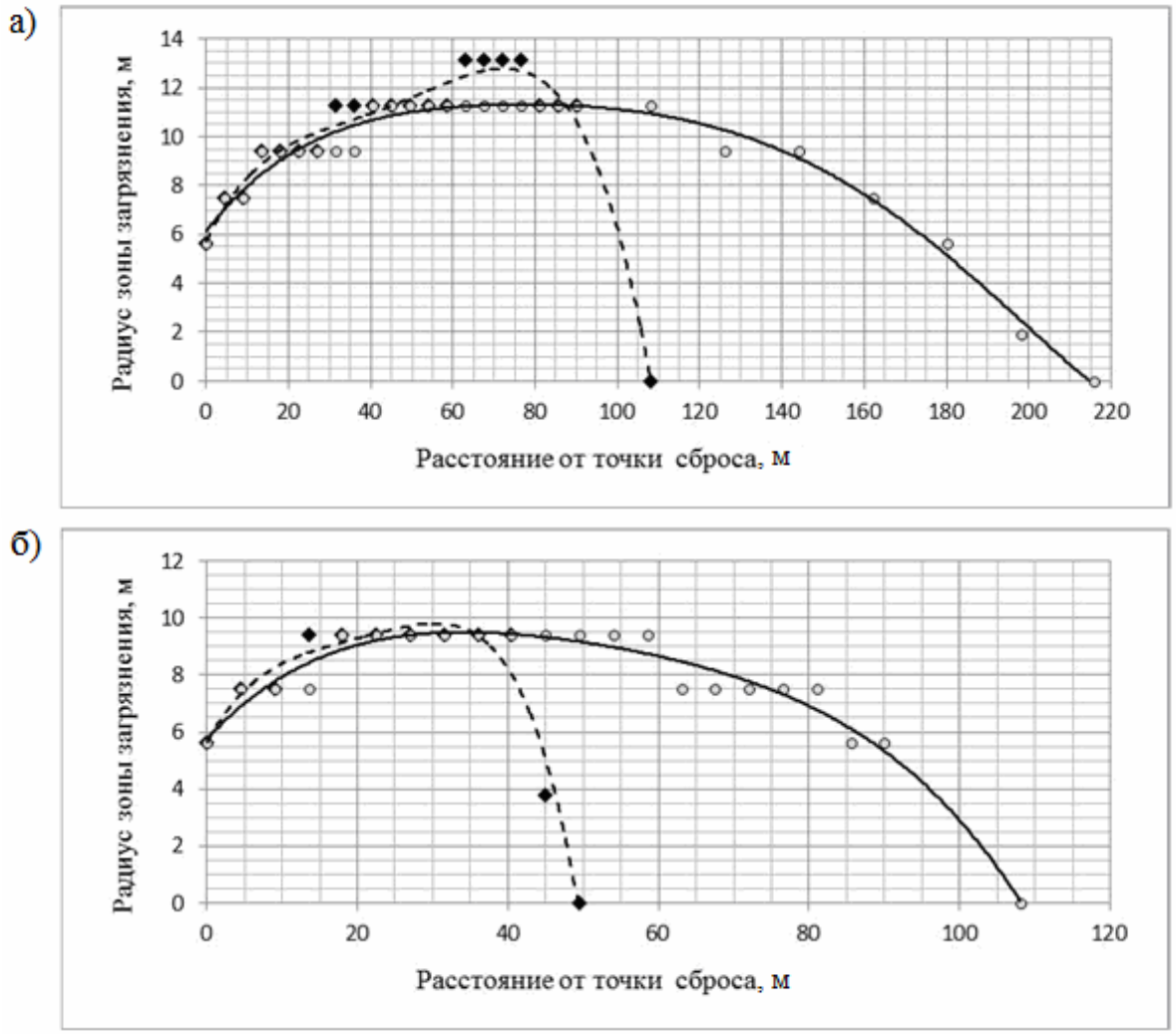


Рис. 2 - Изменение радиуса зоны загрязнения частицами взвеси с u = 4,42 см/с (а) и u = 9,59 см/с (б): сплошная линия – в плоской постановке; пунктирная линия – в пространственной

Из рис. 2 видно, что в плоской постановке задачи существенно завышается (примерно в 2 раза) время существования зоны загрязнения и вместе с этим расстояние, на которое переносятся рассматриваемые фракции.

ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ ТЕРИСТИЧНО-РЕКРЕАЦІЙНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В ОДЕСЬКІЙ ОБЛАСТІ

І. В. Григоращенко, *М.Е. Романчук, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Метою дослідження є аналіз даних про стан туристично-рекреаційної діяльності Одеського регіону, на підставі якого здійснено обґрунтування існуючих та перспективних напрямків розвитку туризму на Одещині. Вихідна інформація для аналізу роботи була отримана у відділі туризму Одеської облдержадміністрації, головному управлінні статистики в Одеській області, та з протоколу засідання круглого столу, де розглядалися питання проблем та перспектив розвитку туризму в Одеській області. Існує низка переваг та недоліків в системі розвитку туризму і курортно-рекреаційної діяльності, що проявляється в конкурентоспроможності Одеської області, а саме:

Сильні конкурентні позиції: 1) географічне та геополітичне розташування; 2) національно-етнографічні особливості регіону; 3) наявність найбагатших рекреаційних ресурсів (м'який морський клімат, лікувальні грязі й ропа лиманів, мінеральні води, наявність піщаних пляжів); 4) наявність культурно-історичних пам'яток та архітектурних об'єктів; 5) наявність досвіду прийому гостей і різноманітна база туристичних послуг, ділова активність регіонального населення; 6) відсутність міжнаціональних, релігійних конфліктів, привітність і гостинність населення; 7) наявність певної кількості туристичних фірм-ліцензіатів у сфері туризму; 8) імідж Одеси як столиці гумору, «Південної Пальміри», інтелектуального та торгівельного центру, морських воріт України.

Слабкі конкурентні позиції: 1) недостатньо розвинені туристична і загальна інфраструктура за межами обласного центру; 2) міста і селища області не можуть забезпечити в достатній кількості готельне обслуговування туристів, їх якісне харчування, що на мій погляд пов'язано з відсутністю чітко розробленої програми розвитку на місцях, відсутність достатніх інвестиційних вкладень у цю сферу; 3) занедбаність ряду об'єктів - пам'яток історії, архітектури та культури, незадовільний екологічний стан морського узбережжя, річок та лиманів; 4) нестача кваліфікованих кадрів і досвіду роботи у районних центрах Одеської області в організації роботи ліцензіатів з туризму, їх низька виконавська дисципліна; 5) невідповідність ціни та якості послуг, які надаються підприємствами індустрії туризму; 6) слабка маркетингова і рекламна діяльність по розробці та популяризації туристських ресурсів, віддалених від обласного центру.

В основу популяризації регіону, повинні бути закладені і зроблені такі дії: розробка комплексної програми розвитку індустрії туризму, що передбачає для її реалізації взаємодію влади, бізнесу і громадськості; програма має передбачати розробку підпрограм для кожної зони туризму з урахуванням її специфіки і розвитку різних видів туризму; для організації і координації роботи зацікавлених організацій - створення кластерів в туристичній сфері; необхідна широка інформаційна підтримка (друкована та електронна) програми, зокрема, створення інформаційно-туристичних центрів, випуск карт і путівників по різних туристичних зонах і окремих об'єктів; необхідна підготовка кваліфікованих кадрів для туристичної галузі, створення суспільно-професійних об'єднань, наприклад, Ліги екскурсоводів; необхідно впровадження новітніх технологій і методів у піднесенні краєзнавчого, історичного матеріалу, особливо для дітей та молоді; необхідно збільшувати приплив іноземців у наше місто і область. Одним з механізмів є преференції турфірмам, для того, щоб їм було вигідно не тільки організовувати виїзд земляків за кордон, а й організовувати приїзд іноземців в Україну; необхідно створювати спеціальні тури для дітей, можливо, на конкурсній основі. В цьому випадку потрібна підтримка держави, батьківських комітетів, співпраця з туристичними фірмами, що спеціалізуються на дитячому туризмі; широкі можливості для розвитку сільського туризму, оскільки ряд сіл області мають давню історію, в них відроджуються народні промисли, надається можливість спілкування з природою і придбання екологічно чистих сільськогосподарських продуктів; враховуючи компактне проживання народностей і національностей Одеської області - організація турів для діаспори; враховуючи наявні ресурси, Одеса може стати центром ділового туризму і не тільки республіканського, а й міжнародного.

Отже, туристично-рекреаційна діяльність повинна розвиватися планомірно і перспективно - за цільовою програмою. Основними її цілями має здійснюватися: реалізація комплексу заходів, які сприятимуть розв'язанню наявних соціально-економічних проблем; активізація підприємницької діяльності суб'єктів господарювання всіх форм власності, поліпшенню їхнього фінансового становища; збільшення обсягів конкурентоспроможних туристичних послуг на внутрішньому та світовому ринках, здатних задовольнити потреби населення країни та іноземних громадян, забезпеченню динамічного розвитку окремих районів Одещини та області в цілому при дотриманні екологічної рівноваги і збереженні історико-культурної спадщини; оптимальне використання природних переваг географічного положення окремих регіонів і центрів за рахунок проведення ефективної транзитної політики; охорона і відновлення національної природної та історико-культурної спадщини, дотримання науково обґрунтованих норм ємності рекреаційних туристських територій, реконструкція і впорядкування туристичних об'єктів.

ВОЗМОЖНОСТИ КОММЕРЦИАЛИЗАЦИИ ПРОЦЕССА ПЕРЕРАБОТКИ ОТХОДОВ ЛЕСНОГО КОМПЛЕКСА

Н.Б. Грошева, д.э.н., М.Ю. Кондакова
Иркутский государственный университет, Российская Федерация

Проблему полезного использования отходов (в том числе отходов лесопереработки) предлагается исследовать в следующих разрезах:

Стратегические аспекты включают социальные (с позиции развития территории – рост налоговой базы за счет развития новых бизнесов и увеличение занятости населения, особенно в депрессивных территориях) и экологические (повышение экологической безопасности и за счет улучшения экологии – рост привлекательности территории) разрезы. Операционные предполагают экономические (для бюджета это сокращение экстернализационных расходов, то есть платежей, которые государство несет вместо компаний на восстановление и охрану природных ресурсов, для компаний – новые источники прибыли, в том числе сокращение расходов на утилизацию отходов) и политические (для администраций и для самих территорий) выгоды.

Однако не все эти аспекты можно реализовать в конкретных территориях. Так, международная практика показывает, что производство из вторичного сырья является выгодным, так как себестоимость таких товаров ниже, чем при производстве из первичного сырья (например, пластиковой тары и упаковки), в то время как достаточно дешевые ресурсы в ряде российских регионов делают «вторичные» товары более дорогими, а утилизация отходов (сжигание, например) менее затратно (в том числе за счет низких платежей за загрязнение окружающей среды), чем создание новых предприятий по их полезному использованию.

Рассмотрим полезное использование отходов на примере лесопромышленного комплекса Иркутской области. Лесная промышленность включает комплекс бизнесов, включающих: 1) рубку леса (в процессе которой образуются отходы в виде промышленно не востребованной древесины, и которая должна сопровождаться лесовосстановлением); 2) первичную лесопереработку (изготовление доски и фанеры, на этом этапе так же образуются отходы); 3) вторичную лесопереработку (производство из доски и фанеры готовых изделий); 4) производство полезных продуктов из отходов лесопереработки.

Древесные отходы можно использовать после механической или химической переработки, а также непосредственно без каких-либо вмешательств. По возможности использования, отходы лесопиления и деревообработки не равноценны. Наиболее ценные из них кусковые отходы (горбыль, рейки и т.д.), которые можно использовать для производства различной продукции. Основные направления использования древесных отходов представлены в таблице 1.

Таблица 1 - Основные направления использования древесных отходов представлены в табл

Отходы (группы, виды)	Направление использования					
	целлюлозно-бумажное	плитное	химическое	кормовое	топливо	прочие
Кусковые отходы:						
- горбыли, рейки	+	+	+	-	+	+
- обрезки досок	+	+	+	+	+	+
Мягкие отходы:						
- опилки	-	+	+	+	+	+
- стружка	+	+	+	+	+	+
- древесная пыль	-	+	-	-	+	-
Кора	-	+	+	+	+	+

В современной деревообрабатывающей промышленности накоплен большой опыт, разработаны и реализованы многочисленные технологические проекты по переработке различных видов древесного сырья в основном по трем направлениям: 1) в качестве строительных материалов; 2) в качестве источника для химических продуктов; 3) в качестве источника топлива.

Наиболее часто используемыми среди строительных материалов являются вариации добавления древесных опилок (либо стружки) в цементную смесь. В результате чего получаются такие продукты, как Велокс (VELOX), Дюризол (DURISOL), термиз, опилкобетон, термопорит, арболит. Не стоит забывать и о материалах, проверенных временем, к которым относятся, реечные щиты, древесно-волокнистые и древесно-стружечные плиты.

Производство химических продуктов является одним из наиболее высокотехнологичных процессов, требующих большое количество специального оборудования и квалифицированного персонала. Результатом трудов являются препараты на основе дигидрокверцетина, арабиногалактана, фурфурола и прочее. Несмотря на всю сложность технологического процесса, это наиболее значимые продукты для здоровья людей и для развития различных отраслей народного хозяйства.

Перспективным является развитие производства одного из наиболее экологичных видов топлива – брикетов и пеллет. Брикеты можно поделить на три вида: 1) прямоугольные (RUF) брикеты; представляют собой небольшие кирпичики, произведенные на гидравлических прессах (посредством высокого давления 300−400 бар); 2) цилиндрические брикеты; представляют собой цилиндры (с радиальным отверстием или без него), изготавливаются на гидравлических или ударно-механических прессах (давление 400−600 бар); 3) 4- или 6-гранный брикет с радиальным отверстием (Pini&Kay). Изготавливается на механических (шнековых) прессах посредством сочетания очень высокого давления (в 1000−1100 бар) и термической обработки (обжига). У брикетов первых двух типов и топливных пеллет есть несомненные плюсы – минимальные требования к организации производства и низкая себестоимость. Минусом является неустойчивость к влаге. Это проблема решена в производстве брикетов типа Pini&Kay. Часто возникает вопрос о рентабельности использования топливных брикетов и пеллет по сравнению с традиционными видами топлива. Сравнительная характеристика различных видов топлива приведена в таблице 2.

Таблица 2 - Сравнительная характеристика различных видов топлива

Вид топлива	Средний вес топлива для производства 17000 МДж энергии	Сравнительная цена получения энергии для потребителя в среднем по России, руб. (на1.02.14 г.)
Топливные брикеты	1000 кг	3000 (хвойные)
Древесина	1600 кг	12000 (смешанные)
Газ	487 $м^3$	8000 (технический)
Дизельное топливо	500 л	17500
Мазут	685 л	10000 (ТУ)
Каменный уголь	1000 кг	12000

Приведенные выше данные показывают многообразие продуктов, изготавливаемых из отходов древесины. Для создания многих продуктов нет ограничений по виду древесины и качеству исходного сырья, что позволяет выбирать наиболее перспективные и рентабельные направления переработки.

Таким образом, существует значительное количество направлений коммерческого использования отходов лесопромышленного комплекса.

НЕОБХОДИМОСТЬ ИЗМЕНЕНИЯ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОГО СТАНДАРТА «МЕНЕДЖМЕНТ» С УЧЕТОМ КОНЦЕПЦИИ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

Н.Б. Грошева, д.э.н., Т.А. Сапранкова, к. психол. н.
Байкальская международная Бизнес-школа,
Иркутский государственный университет, Российская Федерация

Концепция устойчивого развития (*sustainabledevelopment*) предполагает комплексную систему взаимодействиями субъектов, в том числе субъектов управления территорией, корпорациями-резидентами, населением, нацеленную на повышение качества среды присутствия и обитания. Основными целями развития является повышение совокупной стоимости территории, экологическое благоприятствование, улучшение качества жизни населения и рост благосостояния компаний. Важным аспектом устойчивого развития является экологический, влияние на который оказывают как местные власти, так и компании. Следует отметить, однако, что в большинстве компаний (особенно субъектов малого и среднего бизнеса) вопросы экологии не включены в стратегию развития и не учитываются в операционной деятельности. Так, в Иркутской области, где деятельность, связанная с природопользованием, использованием и разработкой недр занимает около 20% валового регионального продукта (а в ряде муниципальных образований доля валового муниципального продукта в этой сфере достигает 90%), а доля компаний, образующих экологический след в результате своей деятельности, составляет до 80% (в численности компаний крупного и среднего бизнеса) важность экологического менеджмента несомненна. Однако, если провести анализ образовательных программ высших учебных заведений региона, в том числе программ подготовки кадров для народного хозяйства, бакалавриата, магистратуры в большинстве из них вопросы экологического менеджмента не освещаются, а руководство и персонал компаний не задумываются над этими вопросами.В то же время, в практике иностранных образовательных учреждений вопросы устойчивого развития являются обязательными. Так, вопросы экологии, взаимодействия с местным сообществом по повышению качества жизни включены в тематику таких дисциплин, как стратегический менеджмент, управление качеством, финансовый менеджмент, глобальные экономики и так далее. Существуют так же специализированные дисциплины – экологический менеджмент, экологическая безопасность, устойчивое развитие. Интеграция таких дисциплин в стандарты российских образовательных программ так же необходима. Рассмотрим эту концепцию на примере направления «Менеджмент».

Согласно Федеральному государственному образовательному стандарту высшего профессионального образования (далее ФГОС3) по направлению подготовки 080200 менеджмент (квалификация (степень) «бакалавр»), утвержденному приказом Министерства образования и науки Российской Федерации от 20.05.2010 г.№644,образовательная деятельность по данному направлению должна осуществляться по следующим видам профессиональной деятельности:организационно-управленческая;информационно-аналитическая;предпринимательская.В пункте 4.4 данного документа сформулированы профессиональные задачи, которые бакалавр по направлению подготовки 080200 Менеджментдолжен решать в соответствии с обозначенными видами деятельности, так в рамках *организационно-управленческой деятельности:*разработка и реализация корпоративной и конкурентной стратегии организации, а также функциональных стратегий (маркетинговой, финансовой, кадровой);комплекса мероприятий операционного характера в соответствии со стратегией организации;проектов, направленных на развитие организации (предприятия, органа государственного или муниципального управления) и другое.

В рамках *информационно-аналитической деятельности:*сбор, обработка и анализ информации о факторах внешней и внутренней среды организации для принятия управленческих решений;построение внутренней информационной системы организации для сбора информации с целью принятия решений, планирования деятельности и контроля и другое. В рамках *предпринимательской деятельности:* разработка бизнес-планов создания нового бизнеса; организация предпринимательской деятельности. Как видим, нет ни слова о том, что будущий менеджер должен владеть инструментами экологического менеджмента и обеспечивать ответственное устойчивое развитие своей компании и улучшение качества жизни населения. Проанализировав перечень компетенций, прописанным ФГОС3 для бакалавра направления «Менеджмент», мы все же видим, что он должен обладать такими общекультурными компетенциями как:1) знание и понимание законов развития природы, общества и мышления и умением оперировать этими знаниями в профессиональной деятельности (ОК-2); 2) осознание социальной значимости своей будущей профессии (ОК-12); 3) способность анализировать социально-значимые проблемы и процессы (ОК-13);4) владеть основными методами защиты производственного персонала и населения от возможных последствий аварий, катастроф, стихийных бедствий (ОК-21); 5) способность придерживаться этических ценностей и здорового образа жизни (ОК-22).

Однако в перечне профессиональных компетенций лишь в содержании компетенцииПК-42: «способность проводить анализ

рыночных и специфических рисков, использовать его результаты для принятия управленческих решений» мы можем предположить, что под специфическими рисками могут быть, в том числе и экологические риски. А также из предпринимательских компетенций выделяется одна - ПК-50, в содержании которой мы видим что, будущий менеджер должен обладать способностью оценивать экономические и социальные условия осуществления предпринимательской деятельности, что является составным элементом стратегии устойчивого развития.

На наш взгляд, перечень профессиональных компетенций должен быть дополнен, в частности следующие компетенции можно сформулировать так: 1) (ПК-26) способность к экономическому образу мышления,к *пониманию современных подходов устойчивого развития*; 2) (ОК-20) способность учитывать последствия управленческих решений и действий с позиции социальной ответственности и *ценностей экологичного бизнеса;* 3) (ПК-15) готовность участвовать в разработке стратегии организации, используя инструментарий стратегического *и экологического менеджмента*; 4) (ПК-16) способностью учитывать аспекты корпоративной социальной ответственности *и стратегии устойчивого развития* при разработке и реализации стратегии организации; 5) (ПК-23) знание современной системы управления качеством, обеспечения конкурентоспособности *иинструментов экологической безопасности*.

В+блоке «Гуманитарный, социальный и экономический цикл» обязательных дисциплин всего 4 (история, философия, иностранный язык, правоведение), еще из трех (институциональная экономика, психология и социология) ВУЗ может выбирать, но при этом на изучение всех дисциплин дается 28 зачетных единиц плюс еще 10-20 зачетных единиц на дисциплины по выбору. На наш взгляд, очень важно не просто в качестве дисциплины по выбору, а наравне с историей и философией в обязательном блоке ввести такую обязательную дисциплину, как «Концепция устойчивого развития». В блоке «Математический и естественнонаучный цикл»вообще отсутствуют дисциплины по естественнонаучной направленности. На наш взгляд, логично было бы включить такую дисциплину как «Комплексная система экологической ответственности», которую можно рассматривать как вводный предмет, который позволит овладеть как терминологическим аппаратом в сфере экологического менеджмента, так и основными стратегическими и операционными инструментами.Для освоения студентами компетенций, связанных с экологической безопасностью логично было бы следующие дисциплины:«Природопользование», «Промышленная экологическая безопасность» и «Методы восстановления окружающей среды».

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ МАНДРИКІВСЬКОЇ ЗАТОКИ І БУДІВНИЦТВО МІЖНАРОДНОГО СПОРТИВНОГО КОМПЛЕКСУ В ДНІПРОПЕТРОВСЬКУ

Ю. С. Гуляєва, Д.О. Сюрмакова, *П.М. Саньков , к.т.н., доц., Н.О. Ткач*
Придніпровська державна академія будівництва та архітектури,
м. Дніпропетровськ, Україна

Актуальність. У минулі роки Дніпропетровськ вважався центром воднолижного спорту Радянського Союзу. Зараз воднолижна база прийшла в занепад, а гребний канал ризикує перетворитися в болото. Але, схоже, доля цих об'єктів може круто змінитися. Проект реконструкції гідротехнічних споруд веслувального каналу та воднолижного стадіону вже затверджений на рівні Кабінету міністрів. Більш того, на реалізацію проекту виділено перші 10 млн. грн.

Реконструкція гідротехнічних споруд веслувального каналу є актуальною проблемою. У зв'язку з мулом Мандриківської затоки ця територія не може повноцінно використовуватися в спортивних і рекреаційних цілях, є загрозою для забруднення р. Дніпро. Очищення затоки від зливових та стічних вод дозволить наблизити стан водного об'єкта до первозданного.

Мета роботи. Оцінити стан Мандриківської затоки і розробити практичні рекомендації для поліпшення стану водного об'єкта.

Завдання роботи: 1) оцінка стану вод Мандриківської затоки; 2) розробка практичних рекомендацій з поліпшення якості води; 3) розглянути проект реконструкції і благоустрою каналу.

Об'єкт дослідження. Стан водного об'єкта, можливі шляхи його покращання із збереженням і збільшенням функціонального навантаження. Практичне значення отриманої інформації: - зменшення обсягів забруднення у водах затоки - поліпшення якості середовища - отримання можливості повноцінного використання предмета досліджень у рекреаційних та спортивних цілях.

Предмет дослідження. Мандриківська затока, яка має велике значення як зона рекреації та водноспортивна зона.

Основна частина. Встановлено, що в XXI столітті основною причиною забруднення води вважаються викиди відходів промислового та побутового призначення. Це і хімічні, біологічні, фізичні речовини, які потрапляють у воду і тим самим викликають погіршення якості.

Водний Кодекс України передбачає обмеження на створення штучних споруд в басейнах річок. Стаття 82 «Регулювання стоку річок, створення штучних водойм» регламентує: «З метою збереження гідрологічного, гідробіологічного та санітарного стану річок забороняється споруджувати в їх басейні водосховища і ставки загальним обсягом, що перевищує обсяг

стоку даної річки в розрахунковий маловодний рік, який спостерігається один раз у двадцять років».

Дніпровське водосховище побудоване у 1932р., першим в каскаді водосховищ. В центральній частині м. Дніпропетровська підйом води здійснено на 3,3-4,9 м. В результаті створення водосховища, і пізніше, каскаду Дніпровський водосховищ, на його акваторії почав спостерігатися ряд негативних явищ, які нами розглянуто нижче в рамках Мандриківської затоки.

Суть існуючої проблеми Мандриківській затоки в наступному. Гребний канал був побудований в 1973 році, існуюча коса була намита на місці Станового острова, затопленого Дніпром після пуску Дніпрогесу. Але при створенні гребного каналу не забезпечили високу проточність води по Мандриківській затоці - сюди хвилі Дніпра практично не заходять. До того ж в затоку щодня кубометри забруднених вод несе величезний зливовий колектор. За десятиліття Мандриківська затока перетворилася на стояче, смердюче, вічно «квітуче» болото.

Аналіз проектних матеріалів дозволив з’ясувати, що вся територія Мандриківської затоки буде являти собою єдину водноспортивну рекреаційну зону. Вона буде повноцінно використовуватися в якості бази олімпійської підготовки майстрів водних видів спорту, а також для тренувань і змагань різного рівня.

В даний час фахівці НДІ «Дніпрогромадянпроект» ведуть роботи щодо зонування території. Перші опрацювання генеральної схеми зонування за замовленням КП «Водноспортивний комбінат» були запропоновані на розгляд Містобудівної ради. Основним об'єктом водноспортивної зони, яка займатиме площу 400 га, стане гребний канал європейського зразка. Його довжина складе 2,8 км. Крім того, на території з'явиться воднолижний стадіон з сучасними трамплінами та трибунами, тренувальна база, яхт-клуб, дорожня мережа для супутніх видів спорту, медичні пункти з антидопінговим контролем, пішохідні мости і цілий ряд інших інфраструктурних об'єктів. Також планується будівництво багатоповерхового паркінгу, влаштування зони дозвілля з пляжами, оздоровчими і розважальними об'єктами для загальноміського користування. В'їзд на територію буде спеціальний, не виключено пересування з використанням екологічного транспорту - електромобілів.

За попередніми підрахунками, роботи з розчищення та намиву території обійдуться в 110 млн. грн. Що стосується термінів гідротехнічних робіт, то вони, за словами замовника, розраховані не на п'ятирічку, а всього лише на 18 місяців.

У рамках підготовки до Чемпіонату приведуть в порядок прибережні території з формуванням громадських зон для відпочинку. Роботи з благоустрою прибережної зони будуть вестися на ділянці від Мерефо-Херсонського мосту до вулиці Космічної на площі приблизно 50 га. Стоїть

завдання - сформувати чисту впорядковану берегову лінію з досить презентабельною пляжною зоною.

В даний час велика частина прибережних територій знаходиться в оренді - тут інвестори планували розмістити культурно-розважальні об'єкти. Частина цих площ збереже своє рекреаційне призначення і буде призначена для громадського користування з вільним виходом до річки і впорядкованого пляжу. Передбачається створити три таких території: в районі Набережної Перемоги, 50, в зоні водноспортивного комбінату і в районі комплексу «Восход». Доступ до пляжної зони буде відкритий для всіх городян.

Поки затвердженого проекту благоустрою прибережної зони немає, але ідеї вже осмислюються архітекторами, збираються вихідні дані по освоєнню територій. У планах - благоустрій верхньої полиці набережної та прилеглої до неї зеленої зони загальною площею 15 га. Що стосується елементів благоустрою, то зараз вони обговорюються, причому будуть враховуватися побажання городян.

Для створення пристойної рекреаційної зони не тільки очистять берегову лінію і облаштують пляж, а й знесуть не один десяток дерев. Сьогодні їх на даній території 179 штук, в тому числі 29 плодових. Зараз силами «Міськзеленбуду» Дніпропетровської міської ради, йдуть роботи по санації зелених насаджень. При цьому «Міськзеленбуд» зносить і обрізає старі та аварійні дерева. І це необхідність - 80% з них висаджені ще наприкінці 70-х років. На місці старих дерев і чагарників будуть висаджені нові, більш цінних порід.

Роботи з реконструкції гребного каналу та воднолижного стадіону завершать у 2014 році. А ось повний набір елементів благоустрою прибережної зони - з клумбами, квітниками, лавками і малими архітектурними формами, швидше за все, ми побачимо в 2015 році.

Від крайньої коси гребного каналу планується утворення великого острова, а також намив суші на самій набережній від 1-го до 5-го масиву. Також планується додатково направити в Монастирську протоку значну частину струму води з основної течії Дніпра для посилення промивки Мандриківської затоки, що повинно сприятливо позначитися на санітарному стані останнього.

Висновки. Суть проекту екологічного оздоровлення русла Дніпра в межах Дніпропетровська полягає в тому, щоб засипати піском водосховища, які замулюються. Ми хочемо відновити території загальною площею близько 760 га вздовж берегу, які зараз затоплені водосховищами. Це дозволить поліпшити проточність уздовж берегів і буде сприяти припиненню накопичення мулу. Проект передбачає обладнання локальних очисних споруд в гирлах всіх зливових колекторів, які впадають у Дніпро на території проектної діяльності, берегоукріплення всіх відновлених територій габіонними конструкціями завдовжки 32 км. Якщо проект реалізується, то повністю очистяться замулені ділянки між лівим берегом і островом Зеленим (на площі 33 га), мілководні ділянки Самарської затоки, покращиться проточність Мандриківської затоки.

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ЗАСТОСУВАННЯ ПЕСТИЦИДІВ У ГРУНТАХ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Т.А. Гусєва, *В.Г. Ільїна, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Укнаїна

На сучасному етапі розробка та впровадження науково обґрунтованих систем захисту культур від шкідників, збудників хвороб та різних шкідливих організмів э надзвичайно актуальною. Пестициди небезпечні для людей і тварин. Їхнє використання вимагає суворого дотримання науково обґрунтованих регламентів. Потенційна можливість негативних наслідків у процесі проведення хімічної боротьби із шкідливими об'єктами зумовлюється насамперед здатністю пестицидів викликати гострі отруєння та вірогідністю забруднення біосфери шкідливими хімічними сполуками.

У роботі виконано оцінку екологічного ризику застосування пестицидів на основі фактичної інформації про вміст пестицидів у грунтах Волинської області..

Розсіювання отруйних речовин, якими є пестициди, створює реальну та потенційну небезпеку для живих організмів. Отже, щоб запобігти можливим негативним наслідкам у процесі планування і проведення хімічних заходів боротьби зі шкідниками, хворобами рослин та бур'янами, потрібно дотримуватися науково обґрунтованих екотоксикологічних і гігієнічних регламентів [1].

Щоб зберегти сприятливу екологічну ситуацію в локальному й регіональному масштабах, потрібно нормувати кількість асортимент пестицидів на рівні, що відповідає інтенсивності процесів самоочищення сільськогосподарських ландшафтів. Найліпший варіант системи хімічних заходів із захисту рослин встановлюють на основі аналізу трьох параметрів: властивостей препарату, кількісного навантаження їх на території та інтенсивності розкладу в конкретних ґрунтово-кліматичних умовах. Показником властивостей використовуваного асортименту пестицидів є середньозважений ступінь їхньої небезпеки (Ссн) (який обчислюється за формулою:

$$C_{CH}=\frac{C_{CH1}m_1 + C_{CH1}m_2 + ... + C_{CHn}m_n}{M} \qquad (1)$$

де, C_{CH} - ступінь небезпеки цього пестициду;

m - запланована або використана кількість одного пестициду;

M - загальна кількість усіх пестицидів;

C_{CH} - інтегральний ступінь небезпеки препарату.

Навантаження пестицидів на територію господарства, району вимірюють екотоксикологічною дозою ($Д_{ект}$).

$$Д_{ект}=\frac{M_c}{S} \quad (2)$$

де, M_c - сумарна сезонна витрата пестицидів, кг, л;

S - загальна орна площа, га.

Цей показник відрізняється від норми втрати пестицидів тим, що стосується не лише поля, де використовується пестицид, а й завальної площі сільськогосподарських угідь вираховує такі процеси, як міграція пестицидів з повітряними потоками та водним стоком, а також щорічне територіальне переміщення в сівозміні культур, що потребують інтенсивного застосування пестицидів.

Толерантність території до пестицидного навантаження оцінюється зональним індексом здатності до самоочищення від хімікатів ($I_{ЗОН.}$) .

Вірогідне забруднення сільськогосподарського ландшафту (U) оцінюється інтегральним показником (умовними кг/га), що враховує всі три параметри:

$$U=Д_{ект.}/(C_{сн.}*I_{зон.}) \quad (3)$$

Потенційна небезпека внесення пестицидів в агроекосистеми для живих організмів збільшується в міру зростання показника забруднення території (U) [2].

Аналіз ґрунтів господарств області проводився на вміст стійких хлорорганічних пестицидів (ДДТ, ГХЦГ) і 2,4–Д, які є основними забруднювачами ґрунтів Волині. Аналізуючи вміст залишкових кількостей ДДТ слід відмітити, що із проаналізованих проб забруднених – становить 85 %. Максимальний вміст становив 0,046 мг/кг при ГДК 0,1 мг/кг. По ГХЦГ перевищень ГДК не виявлено, забруднених - становить 58 %. Виявлено максимальний вміст - 0,009 мг/кг при ГДК 0,1 мг/кг. Рівень забруднення зразків препаратом 2,4-Д становить 14,9 відсотків.

Аналіз динаміки залишкових кількостей пестицидів (ЗКП) в ґрунтах Волинської області показав, що по препарату ГХЦГ за останні 5 років різких змін не помічено. По препарату ДДТ зберігається загальна тенденція до зниження рівня забрудненості ґрунтів і зменшення кількості перевищень гранично допустимих кількостей.

На рис. 1-2 зображено вміст пестицидів ДДТ і ГХЦГ в районах Волинської області за 2009 рік.

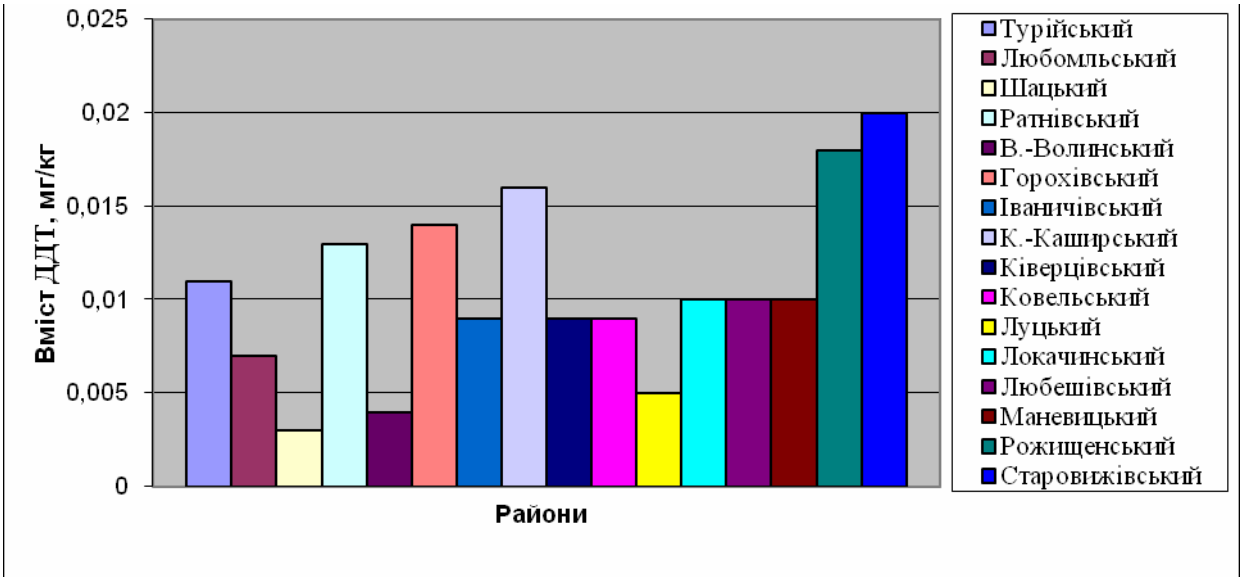


Рис. 1 - Вміст пестициду ДДТ в районах Волинської області за 2009 рік

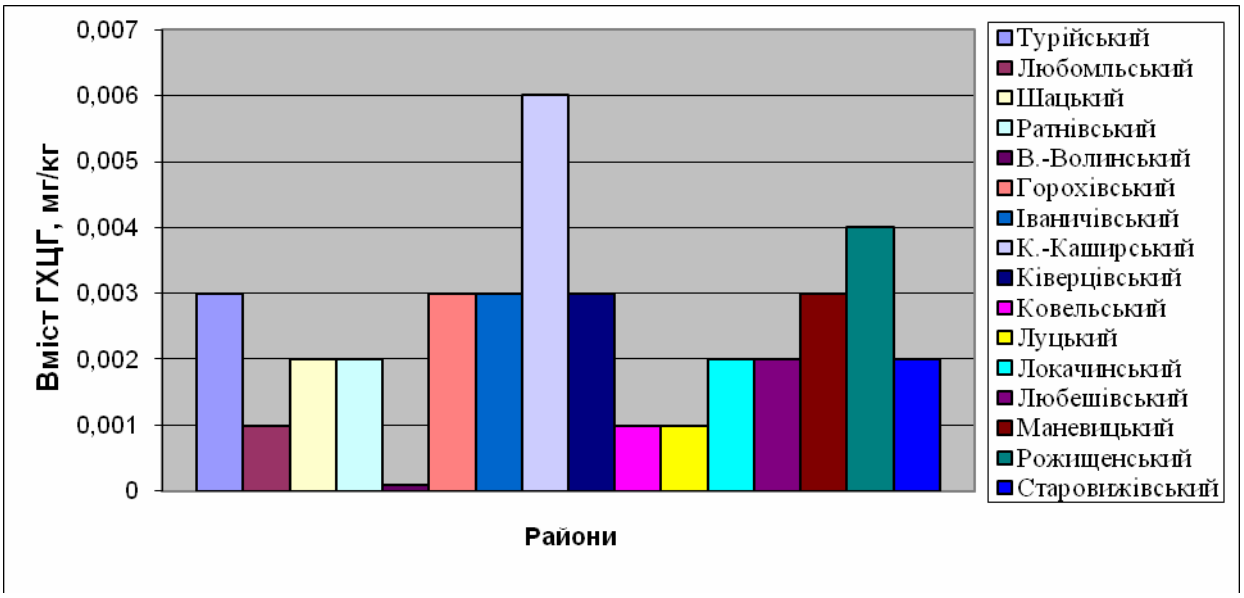


Рис.2 - Вміст пестициду ГХЦГ у районах Волинської області за 2009 рік

Вміст препарату 2,4-Д в ґрунтах за останні роки різко знизився.

Література

1. Патика В.П., Тараріко О.Г. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель. К.: Фітосоціоцентр, 2002. 296 с.
2. Песициди і технічні засоби їх застосування: Навч. Посібник/М.Д. Єстушенко, Ф.М. Марютін, І.І. Сушко, В.М. Жеребко та інші/За редакцією М.Д.Євтушенка, Ф.М. Марютіна. Харків, 2001.349 с.

ЭФФЕКТИВНОСТЬ БИОТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО МЕТОДА В ОЧИСТКЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД

Т.Г. Дерябкина, *С.М. Лисицкая, к.с.-г.н., доц., Т.В. Скворцова, к.б.н., доц.*
Национальный горный университет, г. Днепропетровск, Украина

Спектр загрязняющих веществ в сточных водах зависит от типа производства и находится в довольно широком диапазоне. К загрязняющим компонентам стоков, которые образуются в результате хозяйственно-бытовой и производственной деятельности, относятся органические и коллоидные вещества, взвешенные твердые частицы, клетки микроорганизмов, растворимые неорганические соединения, в том числе и катионы тяжелых металлов.

Значительной экологической проблемой в современных условиях является то, что сброс недоочищенных сточных вод производится многими предприятиями непосредственно в природные водоемы. Восстановление качественных показателей воды путем освобождения ее от такого разнообразного набора веществ органического и неорганического происхождения является сложной технической задачей. Поэтому полноценная, избирательная очистка сточных вод от совокупности различных загрязнителей в современных условиях – это актуальная задача.

В этой связи цель данной работы направлена на исследование эффективности биотехнологического метода очистки сточных вод, которые содержат целый комплекс отличающихся физико-химическими свойствами органических и неорганических соединений.

Биотехнологический метод основан на способности ассоциаций микроорганизмов использовать в процессе жизнедеятельности в качестве элементов питания вещества сточных вод различного происхождения. В отличие от макроорганизмов для них характерна высокая способность адаптации к условиям внешней среды. При этом одни вещества ферментативно разрушаются микроорганизмами до промежуточных продуктов и используются для роста биомассы, а другие – окисляются, минерализуясь в углекислый газ, воду, нитрит-, нитрат- и сульфат ионы.

На практике широкое распространение получили биологические методы аэробной и анаэробной очистки производственных сточных вод. Выбор условий зависит от концентрации растворенных в воде органических веществ. При высоком уровне загрязнения органического характера и больших объемах сточных вод целесообразно применять комплексный подход: на начальных стадиях проводить анаэробную очистку, которая обусловлена образованием газообразных продуктов (сероводорода, метана, аммиака), а на завершающих – аэробную.

Биотехнологический метод, основным принципом которого являются ферментативные гидролитические и окислительно-восстановительные

реакции, позволяет, используя активность ферментных систем живых организмов, разрушать различные органические соединения, в состав которых входят углерод, водород, кислород, азот, сера, фосфор. Деструкция сложных органических молекул (белков, углеводов, жиров) сопровождается упрощением их структуры путем образования низкомолекулярных фрагментов или молекул (рис.).

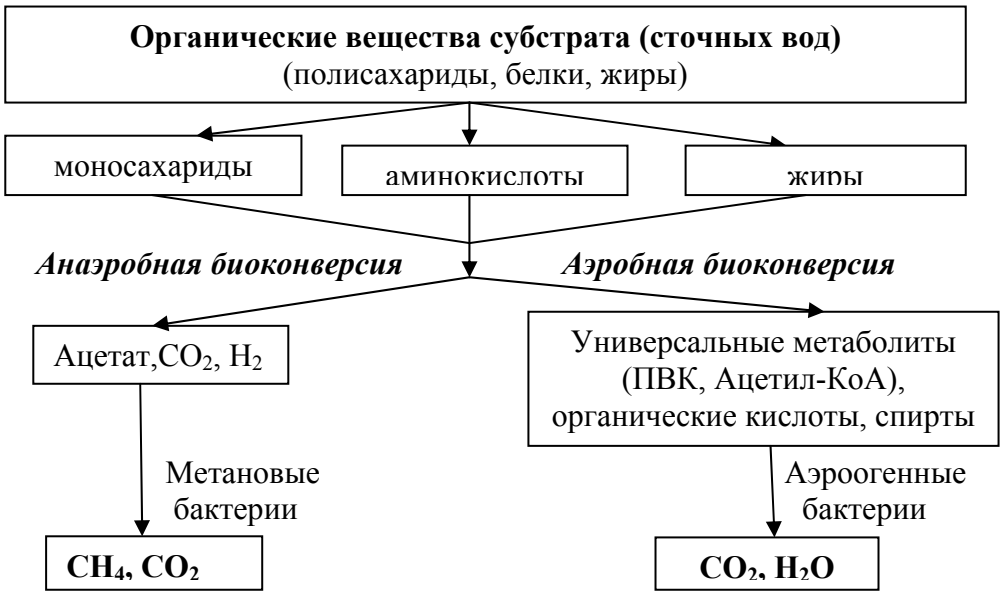


Рис. - Схема поэтапного процесса окислительной биотрансформации сложных органических загрязнителей сточных вод.

Ценным является то, что биохимический механизм превращений позволяет одновременно практически полностью минерализовать сложную органическую часть водных загрязнений и провести дальнейшее выделение катионов большинства тяжелых металлов переменной валентности (железа, марганца, хрома, ртути и др.). Основным преимуществом биотехнологического метода с участием микроорганизмов служит чрезвычайно высокая интенсивность процессов метаболизма. Энергетический обмен в микробных клетках прямо пропорционален скорости потребления кислорода и значительно превышает обмен веществ у растений и животных. Кроме того, микрорганизмы легче, чем другие виды живых организмов адаптируются к условиям новых субстратов, являются стойкими к воздействию токсичных веществ. Задача заключается в оптимальном подборе сообществ биоценоза и их соотношения в нем.

В биотехнологическом методе очистка сточных вод от загрязнителей реализуется с использованием системы трофической пирамиды активного ила, иммобилизованной на синтетических полимерных носителях. Потребителями нижнего уровня выступают бактерии, актиномицеты, дрожжи, многоклеточные микромицеты, водоросли. Именно эти виды микроорганизмов начинают первыми деструкцию органического

комплекса загрязнителей. Далее представители следующего трофического уровня, в качестве которого выступают простейшие, коловратки и нематоды, питаясь бактериями, служат пищей высшим видам консументов – червякам, личинкам насекомых. Такая структурная взаимосвязь в сформированной трофической цепи фильтрующей биосистемы обеспечивает сбалансированность между процессами роста биомассы и утилизацией микроорганизмами загрязняющих веществ. Присутствие простейших и представителей животных делает очистку сточных вод более эффективной, способствуют их осветлению и обеззараживанию.

После проведения предочистки от крупных механических частиц этапами биологической очистки сточных вод, являются окисление сложной смеси загрязнителей анаэробными и аэробными ассоциациями активного ила. Основным сооружением процесса очистки смешанных сточных вод предлагается апарат, в котором совмещены аеротенки: денитрификатор и нитрификатор. Режим очистки характеризуется концентрацией растворимого кислорода в зоне нитрификации 2,0–5,0 мг/дм^3, концентрацией активного ила в пересчете на сухое вещество – 2,0–3,0 г/дм^3, pH = 6,5–8,5; время контакта – до 7 часов.

Азотсодержащие вещества сточных вод в анаэробных условиях превращаются в процессе денитрификации с участием бактерий семейства *Peptococcaceae* (*Paracoccus denitrsficans*) в газообразные соединения азота: N_2O, N_2 и NH_3. В случае неостаточного количества органических веществ в зону денитрификации когут дозировано добавляться легкоокисляемые вещества (метанол). Далее в аэробном секторе бактериями групп *Nitrosomonas* и *Nitrobacter*, которые присутствуют как в виде одиночных клеток, так и в форме скоплений зооглей (*Zoogloea ramigera*), осуществляется окислительная нитрификация образующихся аммонийных соединений с переводом их в нитрит- и нитрат ионы. Группы наиболее распространенных нитчастых тиобактерий *Thiothrix* в аэробных и анаэробных условиях превращают неорганические вещества, содержащие серу, в сероводород, сульфаты и элементарную серу. Было определено оптимальное соотношение отдельных групп микроорганизмов. Индикаторными параметрами явились достаточная концентрация на выходе из аэротенка нитрит- и нитрат ионов, а также величина показателя $БСК_n$. При соотношении общего количества бактерий – до 60 %, количества грибков и дрожей – 40 % от общего количества микроорганизмов глубина степени очистки сточных вод составила 92 % с величиной $БСК_n$ = 5,6 мг/дм^3.

Таким образом, совмещение анаэробного и аэробного окисления стоков при оптимальном соотношении микробных ассоциаций приводит к усилению физиологических функций фильтрующего биоценоза, высокой эффективности очистки сточных вод от загрязнителей.

ЭМИССИЯ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ НА АВТОЗАПРАВОЧНЫХ СТАНЦИЯХ

Я.А. Егорова, О.Г. Мельникова, *В.А. Юрченко, д.т.н., проф.,*
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

Проблема неблагоприятного влияния факторов окружающей среды на состояние здоровья населения с каждым годом приобретает все большую остроту, в том числе и в связи с резким увеличением количества автомобильного транспорта и, соответственно, увеличением числа предприятий, обслуживающих этот транспорт. Источниками воздействия автомобильной дороги на окружающую природную среду являются: автомобильный транспорт; инженерные сооружения дорог: земляное полотно, мостовые переходы и путепроводы, водоотводные и малые водопропускные сооружения; отдельные конструкции дорожных сооружений: дорожная одежда, обочины земляного полотна; объекты дорожной инфраструктуры: площадки отдыха, автозаправочные станции, пункты питания, остановки общественного транспорта. Дорожно-транспортная инфраструктура вносит чрезвычайно большой вклад в загрязнение окружающей среды и деградацию природных экосистем. Одними из наиболее экологически опасных объектов автотранспортной инфраструктуры являются автозаправочные станции (АЗС). На сегодняшний день на территории Украины насчитывается примерно 9865 АЗС и ежегодно их количество увеличивается.

Техногенная нагрузка на природные компоненты приводит к относительно быстрым изменениям их структурных и функциональных особенностей. И почвенный покров, как неотъемлемый и незаменимый компонент биосферы, вовлеченный в сферу техногенных нагрузок, обречен на существенную трансформацию структуры и функций.

В почвах придорожного пространства наибольшую экологическую опасность по уровню превышения ПДК создаёт загрязнение нефтепродуктами (НП). В Украине ПДК нефтепродуктов для почв городских территорий не установлена, известен норматив ориентировочно допустимой концентрации - 200 мг/кг (для районов добычи нефти). Основным источником эмиссии НП являются выбросы автотранспорта, углеводороды, попадающие в почву с талым снегом и дождевыми стоками, утечки НП на объектах их хранения и переработки, несанкционированные свалки строительного и бытового мусора, проливы при заправке автотранспорта топливом и др.

Цель данной работы – количественная оценка эмиссии НП на АЗС.

На современных АЗС, имеющих герметичное оборудование, вероятность подземных утечек топлива минимизирована, однако

количество проливов у топливораздаточных колонок и на площадке слива топлива остается высоким (до 100 г на 1 т бензина и 50 г на 1 т дизельного топлива). От проливов, движения автотранспорта и атмосферных выпадений отмечается высокое загрязнение поверхностного стока.

Таким образом, к основными процессами поступления НП от АЗС относятся: смывы с территории и выбросы автотранспорта.

Влияние загрязненного поверхностного стока на геологическую среду особенно интенсивно, если отсутствует ливневая канализация и очистка стока. В настоящее время не все АЗС имеют закрытые системы водоотведения и очистные сооружения. Но даже в тех случаях, когда такие системы имеются, с не замощенных поверхностей, газонов и через трещины в дорожных покрытиях, часть загрязненного стока попадет в почвогрунты (от 10 до 30% объема).

Загрязняющие вещества, образующихся в результате химических реакций при горении углеводородных топлив в двигателях внутреннего сгорания (ДВС), переносятся воздушным и водным путем на почвы придорожного пространства. Из всех видов техногенного воздействия на экосистемы это химическое воздействие наиболее опасное, поскольку его влияние даже на один компонент через пищевые цепи изменяет химические, биологические свойства экосистемы в целом.

Проведено исследование содержания НП в искусственных смывах, выполненных на территории АЗС на автомобильной дороге Р-46 Харьков – Сумы с пропускной способностью 1108 автомобилей в сутки, а также содержание НП в прилегающих почвах. Для получения проб поверхностного стока с автомобильных дорог использовали смыв ватным тампоном в определенный объем дистиллированной воды (500 см^3) с задаваемой площади дорожного покрытия. Содержания НП в воде определяли гравиметрическим методом. При проведении анализа параллельную проводили экстракцию НП с применением гексана и с применением хлороформа и гексана, что позволило разделять относительно легкие и относительно тяжелые НП.

Данные исследования смывов представлены в табл.

Таблица - Содержание нефтепродуктов в смывах на территории АЗС

Наименование	У колонки, мг/дм^3	На съезде, мг/дм^3
Общее количество нефтепродуктов	315	120
Легкие нефтепродукты	265	30
Тяжелые нефтепродукты	50	90

Как видно, концентрация НП в смывах на различных участках АЗС существенно отличается, у раздаточной колонки в 3 раза выше, чем на съезде. Фракционный состав НП в смывах на различных участках АЗС также существенно отличается: у колонки преобладают легкие НП (84 %), а на съезде – тяжелые НП (75 %).

Данные определения концентрации НП в почвах территории, прилегающей к АЗС, представлены на рис.

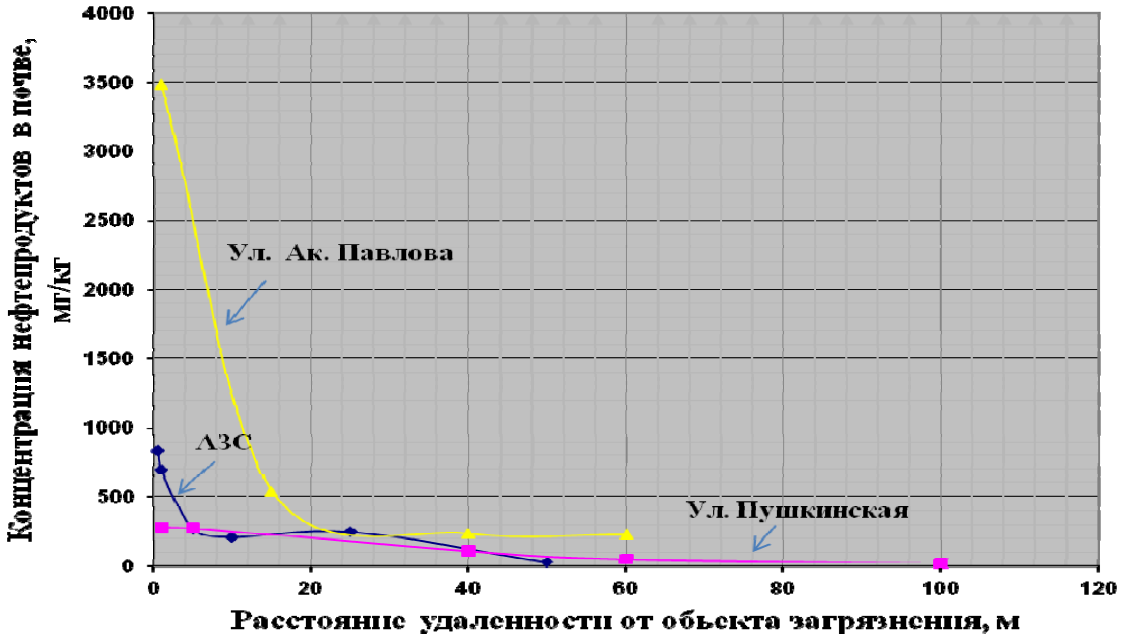


Рис. - Зависимость концентрации НП в почве от расстояния от территории АЗС.

Как видно, концентрация НП в почве резко снижается при увеличении расстояния от территории АЗС. В непосредственной близости от территории АЗС (1 м) концентрация НП в почве практически в 4 раза превышает ОДК.

Таким образом, проведенные исследования показали, что АЗС являются интенсивным источником эмиссии НП в окружающую природную среду.

Литература

1. Евгеньев И.Е., Каримов Б.Б. Автомобильные дороги в окружающей среде.-М.:Трансдорнаука,1997.-285с.
2. Беляев А. Ю. Влияния автозаправочных станций (АЗС) на геологическую среду. – Изд-во «Московский государственный строительный университет», 2003.

АНАЛИЗ ОСОБЕННОСТЕЙ И ПОСЛЕДСТВИЙ ВЛИЯНИЯ АВТОТРАНСПОРТНЫХ СИСТЕМ НА ПОЧВЫ И ВОДНУЮ СРЕДУ

***А.Н. Желновач**, к.т.н., доц.*
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

Загрязнение придорожных почв при эксплуатации автомобильной дороги накапливается постепенно и сохраняется даже после ее ликвидации.

Влияние автотранспортных систем на придорожные почвы заключается в химическом загрязнении, что происходит за счет: износа тормозных колодок, покрышек и дорожного покрытия; потерь топливно-смазочных материалов; применения противогололедных материалов; осаждения на почву продуктов сжигания топлива.

Анализ опыта многолетних исследований загрязнения придорожных почв показал, что наиболее существенное влияние оказывают тяжелые металлы (свинец, цинк, кадмий, молибден, хром, железо, никель и др.), органические вещества (нефтепродукты, бенз(а)пирен и др.) и противогололедные материалы (натрий, калий, хлор).

Негативной особенностью тяжелых металлов, накопленных в почве, является инертность изменений, то есть при отсутствии нового загрязнения уменьшение концентраций происходит очень медленно.

Относительно тяжелых металлов, придорожные почвы загрязняются такими тяжелыми металлами автотранспортного происхождения, как цинк, молибден, никель, хром, при стирании тормозных колодок и при износе автопокрышек – кадмием, свинцом, молибденом, цинком.

Источниками повышенных концентраций кадмия, свинца, никеля и цинка в придорожных почвах и растениях является бензин, автомобильное масло и шины. Цинк попадает в придорожные почвы при удалении деталей, эрозии оцинкованных поверхностей, износе автомобильных шин, для вулканизации которых он используется, а также за счет использования в маслах присадок, содержащих его. Следует отметить, что интенсивность загрязнения придорожных почв кадмием значительно уменьшилась за счет отказа от использования соединений кадмия при вулканизации шин в пользу соединений цинка, но такой подход не уменьшил общей валовой интенсивности накопления тяжелых металлов в придорожных почвах.

Детали и механизмы автомобилей, которые изнашиваются и подвергаются коррозии в процессе эксплуатации транспортных средств, могут быть источниками попадания в почву хрома, никеля, меди, свинца, входящих в состав применяемых в автомобилестроении сталей и чугунов в качестве лигирующих компонентов в количестве от 0,05 до 18% по массе. При изготовлении автомобильных деталей широкое применение находят

сплавы на медной и цинковой основе, медно-никелевые и магниевые сплавы, что способствует накоплению этих элементов в придорожном пространстве. Источником железа на придорожных территориях является процесс износа цилиндров двигателя и коррозия других механизмов и деталей.

Разрушение дорожного покрытия является еще одним существенным источником загрязнения почв тяжелыми металлами, а именно кадмием, свинцом, никелем, хромом и медью.

Среди тяжелых металлов, которые загрязняют окружающую среду, наиболее вредными принято считать кадмий и свинец. Исследованиями выявлено, что наиболее существенное влияние на рассеивание тяжелых металлов вызывают метеоусловия. При этом для свинца важную роль играет размер фракции. Для кадмия характерно накопление основной массы выброса непосредственно возле автомобильной дороги.

Особенность загрязнения почв свинцом заключаются в том, что накопление этого химического элемента уже произошло в достаточном количестве за весь срок использования этилированного бензина в качестве топлива. Хотя существенного повышения уровня транспортного загрязнения свинца не ожидается, необходимо исследовать уровень уже накопленного свинца для предотвращения необратимых нарушений экосистем и изъятия дополнительных площадей из хозяйственного использования при проектировании, реконструкции и эксплуатации автомобильных дорог.

К основным органическим загрязняющим веществам придорожных почв и водной среды целесообразно отнести нефтепродукты и бенз(а)пирен. Попадание нефтепродуктов в почвы, прилегающие к автомобильным дорогам, связано с протечками топлива, моторного и трансмиссионного масел из различных систем автомобиля. Средняя скорость попадания нефтепродуктов в придорожную среду от одного автомобиля составляет от долей миллиграмма до нескольких миллиграммов в секунду и зависит от технического состояния двигателя, условий эксплуатации транспортного средства и других причин.

Среди всех канцерогенов, попадающих в окружающую среду вообще и придорожные почвы частности, наибольшую значимость имеет бенз(а)пирен, который считается удобным маркером наличия в среде представителей широкой группы полициклических ароматических углеводородов. Источниками выделения бенз(а)пирена могут быть отработанные газы, органические вяжущие материалы, используемые при устройстве дорожной одежды.

На сегодняшний день в Украине в большинстве случаев (по данным эксплуатационных служб) по борьбе с зимней скользкостью применяются хлорид натрия с песком, модифицированный хлористый кальций и магний, а также раствор ацетата аммония. В результате использования

перечисленных противогололедных материалов в зимне-весенний период значительно повышается степень загрязнения придорожных территорий – в выемках и на обочинах слой песчано-солевой смеси достигает 5 мм, что приводит к засолению почв.

Установлено, что негативное влияние хлористых противогололедных материалов на окружающую среду прямо пропорционально объемам их использования, но при этом механизм их воздействия на окружающую среду окончательно не определен и поэтому требует дополнительного изучения.

Следует заметить, что накопление химических реагентов в придорожной полосе происходит не в поверхностном слое почвы, а в глубине, достигая грунтовых вод и зоны корневой системы растений (до 60 см), пики концентрации хлоридов в придорожных почвах находятся на расстоянии 3 и 20 м от бровки земляного полотна.

Особая опасность хлоридов для природных систем заключается в том, что элементы обладают высокой обменной активностью, растворимостью в воде. Некоторыми исследованиями установлено, что талые воды на придорожных территориях содержат 31,6 % Cl, 27,5 % Na^{+} та K^{+}; 35,4 % SO_4^{2-}, 24.9 Ca^{2+}.

При функционировании автотранспортных систем существенное влияние оказывается на водную среду, а именно грунтовые воды и поверхностные водоемы. Загрязнение поверхностных вод происходит как на этапе строительства, так и при дальнейшей эксплуатации автодороги и мостовых переходов. Кроме химического загрязнения от автотранспортных систем, которое было рассмотрено выше, наблюдается следующие воздействия на водные объекты при строительстве и эксплуатации мостовых переходов, как составных частей автомобильной дороги: нарушение условий поверхностного стока; нарушение естественного уровня протекания грунтовых вод (осушение, переувлажнения почв); нарушение гидрологического режима и сечения реки (изменение береговой линии, активизация русловых процессов) загрязнения и сужение русла реки при строительстве опор; нарушение условий среды водных растений, животных и рыб.

Следует отметить, что главным путем защиты почвы и водной среды от загрязнения веществами автотранспортного происхождение остается выявление и ликвидация источников их поступления в грунты и воды. В этом плане первоочередной задачей является организация мониторинга загрязнения придорожной полосы и разработка комплекса общегосударственных мероприятий по охране и восстановлению почв.

Таким образом, в работе рассмотрены основные аспекты экодеструктивного влияния автотранспортных систем на придорожные почвы и водную среду. Выделены наиболее экологически опасные последствия выше указанных воздействий.

АНАЛИЗ ОСНОВНЫХ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ПРИ ПРОЕКТИРОВАНИИ И СТРОИТЕЛЬСТВЕ АВТОМОБИЛЬНЫХ ДОРОГ И МОСТОВЫХ ПЕРЕХОДОВ

О. Жук, *А.Н. Желновач, к.т.н., доц.*
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

При проектировании автомобильных дорог и мостовых переходов следует учитывать возможные их негативные воздействия на растения и животных. Если эти воздействия вызывают гибель или переселение даже отдельных биологических видов, наступают изменения природной системы в данной местности, ухудшающие состояние окружающей среды.

Воздействия на растительный и животный мир могут быть прямыми или косвенными, которые обусловлены изменением среды обитания.

Обоснованием проектных решений должны служить выполненные по данным экологических обследований оценки возможного количественного или качественного ущерба лесам, охотничьим и редким животным и птицам, промысловым и ценным видам рыбы, а также сельскохозяйственному производству.

Проложение трассы автомобильной дороги или мостового перехода, размещение сооружений дорожного комплекса на залесенных территориях следует осуществлять с учетом группы леса, установленной основами лесного законодательства.

Кроме того, не следует допускать прокладку автомобильных дорог с транзитным движением по территории заповедников и заказников, санитарно-защитным (кроме подходов к мостам) и санитарно-курортным зонам, охраняемым урочищам и зонам, отнесенным к памятникам природы и культуры.

Назначать места перехода через водотоки и проектировать подходы к мостам необходимо с учетом максимального сохранения водоохранных зон и лесных полос по берегам.

В местах возможного повышения уровня грунтовых вод необходимо устраивать водоотвод или дренирование, а в местах понижения – предупреждать изменение направления и расхода подпочвенного стока водопропускными и дренажными устройствами. При проектировании насыпей и выемок в залесенных местах не следует допускать изменения уровня грунтовых вод более, чем на 0,5 м.

При расчистке полосы для дорожных работ не допускается складирование лесоматериалов, порубочных отходов, выкорчеванных пней в пределах отведенных земель и на территории леса за границами отвода. Проектом подготовительных работ должны быть предусмотрены специальные места для временного складирования отходов с указанием

способов и путей их вывоза к месту захоронения, переработки или сбыта. Вывоз древесины и отходов от расчистки должен выполняться в течение сезона порубочных и корчевальных работ (предпочтительно в зимнее время).

При проложении автомобильной дороги через лес загрязнение придорожной территории отработавшими газами за пределами полосы отвода (по окиси углерода) не должно превышать:разовая концентрация – 3 мг/куб. м;среднесуточная – 1 мг/куб. м.

Указанные полосы, а также специальные противопожарные разрывы между деревянными сооружениями и границей хвойного леса назначаются по требованию органов лесного хозяйства.

В проекте дороги, особенно вблизи крупных городов, должны быть предусмотрены меры, предотвращающие дигрессию леса вследствие рекреационного использования.

Возможность несанкционированного съезда автомобилей за пределы проезжей части и обочин или с выделенных стоянок должна быть полностью исключена.

Места, предлагаемые для рекреационного использования, включая площадки отдыха, стоянки для остановки автомобилей и т.п., должны быть отделены от территорий иного назначения естественными (водотоки, болота, труднопроходимые заросли и т.п.) или искусственными (проволочные изгороди, валы, канавы) преградами.

При расчете потребной площади для рекреации следует учитывать экологически допустимую нагрузку на естественный ландшафт в соответствии с табл.

Таблица – Экологически допустимые нагрузки на естественный ландшафт

Тип местности	Экологически допустимая нагрузка, чел./га
Лес хвойный	3,0
Лес лиственный	4,5 – 8
Лесной луг	24
Лесопарк	15 – 25
Пляжи	до 1000

Основным методом защиты животных при проектировании автомобильных дорог является максимальное сохранение природного ландшафта и исключение, по возможности, непосредственных воздействий на среду их обитания.

Места сосредоточения в пути движения животных, указанные местными органами охраны природы (для промысловых животных - местными управлениями охотничьего хозяйства), должны быть зафиксированы на ситуационных схемах.

Трассы автомобильных дорог на территории охранных лесов всех категорий, а также на иных территориях – по указанию природоохранных органов следует прокладывать за пределами зоны влияния на места отстоя, укрытия, размножения крупных и других охраняемых животных.

Для предотвращения уничтожения животных при движении транспорта, что может привести также к дорожно-транспортным происшествиям, на пересечениях путей миграции животных с дорогами с интенсивностью движения более 2000 авт./сутки следует устраивать ограждения по границе полосы отвода высотой 2 – 2,5 м не менее чем на 0,5 км в каждую сторону от установившегося пути движения животных.

Для укрытия животных в придорожной зоне за пределами полосы отвода следует предусматривать устройство убежищ путем посадки плотного кустарника видов, используемых для живых изгородей, ели и др.

Необходимо учитывать, что посадки плодовых деревьев и кустарников привлекают диких животных к дороге.

В случаях, когда трасса дороги или мостовой переход пересекают водные объекты, имеющие рыбопромысловое значение, или такие объекты попадают в зону влияния дороги, в проекте следует предусматривать специальные меры защиты водной фауны.

Для обеспечения сохранности рыбы и других форм водной флоры и фауны на всех водных объектах не допускается производственное загрязнение водоемов и водотоков, проектирование без согласования с природоохранными органами каких-либо земляных работ, изменяющих очертание берегов, устройство или разрушение валов, каналов, назначение в пределах защитных зон взрывных или гидротехнических работ.

Следует избегать размещения мостовых переходов и трасс автомобильных дорог в местах нерестилищ, зимовальных ям и местах нагула рыбной молоди. При пересечении пойменных проток, служащих для прохода рыбы на нерест, необходимо предусматривать пойменные отверстия, гидравлический режим которых должен обеспечивать нормальное продвижение рыбы к нерестилищам.

Отверстия мостов через водотоки должны обеспечивать наименьшее изменение бытовых условий протекания потока, а скорости в русле под мостом быть приемлемыми для прохода рыбы.

Система водоотводных устройств на мостах и подходах к ним должна обеспечивать наиболее эффективное смешение стоков с водой водоема, а при недопустимости сброса – сбор в водоочистные сооружения. Для очистки сточных вод могут применяться простейшие типовые сооружения: пруды-отстойники, рассеивающие выпуски, очистные закрытые сооружения.

Таким образом, рассмотренные природоохранные мероприятия являются основными, а перечень их должен разрабатываться в каждом случае отдельно с учетом конкретных условий и желаемого эффекта.

ОСНОВНЫЕ ВИДЫ СОВРЕМЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ В ДЕЛЬТЕ ДУНАЯ И ВОЗМОЖНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ УСЛОВИЙ ЭКОСИСТЕМЫ

В.А. Задорожнюк, *Н.А. Берлинский, д.г.н., проф.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

На протяжении многих столетий, а особенно в XX в., дельта Дуная активно используется человеком в различных областях экономики. Антропогенное воздействие на этот природный комплекс достаточно велико. Поэтому весьма важны особенности гидрологического и руслового режима дельты, как в естественных условиях, так и под влиянием антропогенных факторов, особенно в связи с проблемой освоения дельты и выбора нового судового хода Дунай - Черное море в украинской части дельты и т.д. Хронологический порядок важнейших событий антропогенного характера, которые привели дельту к ее нынешнему состоянию. Первым событием является начало строительства первого из самых крупных гидротехнических сооружений на Дунае – спрямление Сулинского канала в 1880 г. Прокладка канала длилась двадцать 4 года, русло Сулинского гирла спрямляли, прокладывая канал по суше. За это время на суше были построены каналы протяженностью свыше 31 км, вследствие чего длина Сулинского рукава сократилась примерно на 21 км, то есть на четверть. Кроме того, канал также прокладывали и в баровой отмели при впадении Сулины в море. К настоящему времени морская часть канала достигла длины свыше 9 км. Вторым событием стало сооружение каменной струенаправляющей дамбы при разветвлении Дуная на Килийский и Тульчинский рукав у мыса Измаильский Чатал в 1902 г., которая почти на треть перекрыла Килийский рукав, направляя воду Тульчинский рукав. В результате сток Сулинского рукава, входящий в Тульчинскую систему рукавов, значительно увеличился благодаря гидротехническим работам, произведенным в период 1880-1902 гг., что привело к увеличению стока Тульчинского рукава и, соответственно, уменьшению стока Килийского рукава. За этот же период значительно уменьшился сток боковых ответвлений Килийского рукава. Вмешательство человека в гидрологические процессы в вершине дельты Дуная привело к большим изменениям во всей дельте (Гидрология дельты Дуная, 2004). Еще одно событие - строительство Румынией во время войны в 1943-1944 гг. преграждающей дамбы в устье Старостамбульского рукава, расположенного на территории современной Украины. Это сооружение протяженностью 1,6 км, построено для сокращения стока речных наносов из украинской части дельты в сторону судоходного Сулинского рукава.

Дополнительным импульсом к усилению тенденции перераспределения стока воды в пользу рукавов Тульчинской системы стали крупные гидротехнические работы, проведенные в Георгиевском рукаве в 1981-1992 гг. В этот период здесь были спрямлены 6 наиболее крупных излучин, в результате чего длина рукава сократилась со 109,5 до 76,9 км. Это привело к заметному увеличению доли стока не только самого Георгиевского, но и Тульчинского рукава и, соответственно, дальнейшему сокращению стока Килийского рукава. В связи с тем, что размыв спрямленных участков Георгиевского рукава продолжается до сих пор, к 2011 г. доля стока Килийского рукава впервые за последние 200 лет составила менее половины стока Дуная в вершине дельты. Хотя до выполнения гидротехнических работ сток Дуная распределялся между Килийским и Тульчинским рукавами в отношении 7:3 (В.Ф. Прокопенко М.А. Трюхан, 2008).

К настоящему времени в дельте Дуная, как на территории Украины, так и на территории Румынии, реализованы многочисленные водохозяйственные проекты (строительство дамб, шлюзов, водозаборов, каналов и т.д.). Эти и другие антропогенные факторы в совокупности привели дельту Дуная в ее нынешнее состояние. Сток Килийского рукава продолжает уменьшаться, и эта тенденция не измениться в связи с активными работами румынской стороны в рукавах Сулина и Георгиевском. Сокращение стока в украинской части дельты негативно повлияло на условия в Дунайском биосферном заповеднике.

С 80-х годов XIX века главной особенностью развития Килийской дельты было превалирование образования новых гирл над отмиранием старых. В 1775 году здесь существовали 2 рукава, в 1800 г. их стало 8, в 1856 г. - 20, а в 1883г. – 56 (Гидрология устьевой области Дуная, 1963). В 1883 г. в Килийской дельте было не 56, а 67 гирл (И.Т. Петреску, 1963), а в 1897 г. их осталось только 36. До 1922 г. количество проток то уменьшалось, то возрастало, не достигая рекордных 56 (или 67) , а затем стало постоянно сокращаться. К настоящему времени их осталось 13, причем некоторые отмирают. После 1922 г. отмирание старых рукавов в Килийской дельте стало постоянно опережать зарождение новых. И этот процесс не зависел от годовой водности Дуная, так же, как до 1883 г. преобладающее возникновение новых гирл не зависело от колебаний стока Дуная. Следовательно, изменилась главная закономерность развития дельты. Объяснить это можно только искусственным перераспределением стока дельты между главными рукавами в пользу румынских в тот период, когда в результате естественных причин сток Килийского рукава постоянно возрастал, а Тульчинского, Сулинского и Георгиевского - снижался.

СТАН БІОРІЗНОМАНІТТЯ В ЛІСАХ

Я.В. Зінченко, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.*
Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна

Світову спільноту бентежить зростання площ лісів, популяцій і видів, що в глобальному масштабі знаходяться під загрозою зникнення внаслідок втрати і деградації лісових місць існування, і така втрата біорізноманіття (БР) лісів буде зростати внаслідок змін клімату(Л.М. Петрова, С.В. Петров, 2008). Значна частина БР держави потерпає від діяльності людини. Внаслідок дії негативних антропогенних факторів все більша кількість видів тварин і рослин в Україні перебуває під загрозою зникнення. Глобальні виклики сучасності обумовлюють необхідність формування таких методичних підходів обліку та оцінки БР, які зорієнтовані в першу чергу на вирішення завдань збереження систем видів в їх просторовому розподілі – від типів екосистем глобального рівня до конкретних біогеоценозів і їх суміжних територіальних поєднань на локальному рівні. Складність такої роботи полягає в організації БР на генетичному, видовому та екосистемному рівнях. На основі системного підходу критерії та індикатори сталого управління лісами покликані сприяти координації лісівничої та природоохоронної діяльності у лісовому господарстві. Вони мають засвідчити прогрес у досягненні сталого (екологічно збалансованого) управління лісами на національному, регіональному, об’єктному рівні та забезпечити комплексну і поліфункціональну оцінку стану лісів.

Система збору та обробки даних про ліси сформована на реалізації ідеології одноцільового лісокористування, тобто в першу чергу оцінці підлягають сировинні функції лісу, спостерігається захоплення камеральним оновленням даних, без перевірки реальної ситуації в натурі, використання геоінформаційних технологій знаходиться в зародковому стані. Таке інформаційне забезпечення є безсистемним і носить здебільшого спорадничий характер на основі традиційних підходів до фауністичних, екологічних і гідробіологічних досліджень. Система національного біомоніторингу передбачає розвиток на загальноєвропейських засадах, використання сучасних методів збору, накопичення, аналізу даних та обміну інформацією, створення умов для вільного доступу до інформації широкого кола зацікавлених. В цьому контексті систематизація параметрів БР лісів має проводитися з урахуванням міжнародних угод, що в останні десятиліття набули досить чіткого характеру і можуть слугувати основою у виборі параметрів оцінки БР лісів на території України(О.О Созінов та ін., 2009).

Оцінка лісового БР розглядається, перш за все, в Критеріях і індикаторах сталого управління лісами. До індикаторів, які можуть охарактеризувати БР з еколого-біологічної позиції можна віднести такі: лісистість території, розподіл лісових площ території за класами віку, частка старовікових деревостанів в лісовому покриві, фрагментація лісового покриву, розподіл лісових площ території за типами деревостанів, розподіл земель лісового фонду за категоріями захисності, розподіл лісових площ території за типами лісу. Збереження біотичного різноманіття лісових систем передбачає виконання таких стратегічних цілей: збереження середовищ існування видів тварин і рослин у їхніх природних ареалах; підтримання складу і структури лісового фонду (породне різноманіття, вік, походження, зміна порід), що забезпечує збереження життєздатних і самовідтворювальних популяцій і видів; забезпечення збереження генетичних ресурсів лісових екосистем; забезпечення функціональної організації лісового фонду. Основними із 17 індикаторів є: площі лісів, що призначені для збереження генетичного різноманіття, кількість видів рослин і тварин, що занесені до Червоної книги, рослинні угруповання Зеленої книги України, площа лісів основних лісотвірних порід у розрізі груп віку, площа природно-заповідного фонду в лісах тощо. Розрізняють кількісну, порівняльну та комплексну оцінку БР. Кількісна оцінка оперує числом видів для визначеної вибірки і є цілком достатньою для характеристики БР на видовому рівні. Показники, які використовуються для такої оцінки складають так звані індекси видового багатства. Зазначений методичний підхід є цілком прийнятний для оцінки БР на популяційному рівні. Порівняльна оцінка базується на вивченні динаміки показників, що дає уявлення про зміни в екосистемах, дозволяє частково спрогнозувати їх подальший розвиток. Комплексна оцінка дозволяє зрозуміти ступінь стійкості екосистеми, рівень антропогенної дії та реакції на неї, роль і місце рідкісних та вразливих видів рослин і тварин в даній екосистемі. Серед низки характеристик, які використовуються для такої оцінки, чільне місце займають інтегральні показники відносного багатства видів. Комплексна оцінка, серед інших, в більшій мірі дозволяє підходити до вирішення завдань збереження БР на екосистемному рівні.

Таким чином, система моніторингу України має розвиватися з врахуванням загальноєвропейського контексту, бути гармонізованою з програмами моніторингу, які існують або створюються в європейських країнах; облік БР лісів має базуватися на даних періодичного обліку лісового фонду; назріла потреба в створенні єдиної міжвідомчої бази даних про кількісний та якісний стан БР; економічна оцінка БР є логічним продовженням комплексної оцінки, яка переслідує на меті формування адекватних механізмів та інструментів економічного та адміністративного регулювання збалансованого використання біоресурсів та збереження екосистем.

ОСНОВНІ ІНДЕКСИ ДЛЯ ОЦІНКИ СТАНУ БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Я.В. Зінченко, Н.В. Чичикало, *Чайка В.М., д.с.-г.н., проф.*
Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна

У Конвенції про охорону біологічного різноманіття термін «біологічне різноманіття» визначається як «різноманітність живих організмів з усіх джерел, включаючи, серед іншого, наземні, морські та інші водні екосистеми і екологічні комплекси, частиною яких вони є, це поняття включає у себе різноманітність у рамкахвиду,між видами і різноманітність екосистем.»

Одним з найважливіших індикаторів стану довкілля є біорізноманітність. Нині особливого значення набуває формування на тривалий час екологічно стійкого (здорового) і ефективного агроландшафту, який повинен виконувати захисні, природоохоронні та естетичні функції, які виконуються при створенні максимальної екологічної різноманітності території, що інтенсивно використовується

Будь яка оцінка чогось,в тому числі й біорізноманіття, має виражатися в показниках, які допускають порівняння , тобто має формалізацію. В наукових роботах із проблем біорізноманіття для його порівняльної оцінки пропонуються різні варіанти інтегральних показників – індекси.

Оцінка біорізноманіття агроекосистем здійснюється за прямими та непрямими показниками (індикаторами). До них відносяться багато показників, що характеризують переважно негативний вплив чинників навколишнього середовища антропогенного походження на рівень біорізноманіття, ступінь розораності земель і багато інших непрямих показників.

Досі у світовій практиці превалює оцінка біорізноманіття екосистем за видовим складом та станом популяцій видів – індикаторів, моніторинг яких дозволяє відслідковувати загрози елементам біорізноманіття та порівнювати стан біорізноманіття різних екосистем.

Відомо, що прямого зв’язку між показниками чисельності і трендами популяцій виду немає. Тому не можна будь – яке зменшення чисельності популяції виду ототожнювати із зменшенням біорізноманіття , якщо зменшення чисельності не досягає критичного значення.

Сучасні методи оцінки агробіорізноманіття ґрунтуються на флористичних і фауністичних дослідженнях. Біота однією з перших реагує на зміни в навколишньому середовищі і тому оцінювання її стану дозволяє отримати уявлення про вплив комплексу факторів на складні процеси, що відбуваються в біосфері.

Для визначення зміни стану біорізноманіття використовують також систему екологічних індексів. Екологічний індекс – комплексна величина, яка може складатися з декількох індикаторів, які описують відповідні процеси в екосистемі, і характеризує певне відхилення від рівня стану навколишнього природного средовища (НПС) чи екологічної безпеки, прийнятий за базовий.Під екологічним індикатором розуміють ознаку, властиву системі чи процесу, на підставі якої проводиться якісна чи кількісна оцінка тенденцій прояву змін в НПС чи моніторингова класифікація стану екологічних систем, процесів, явищ.

Оцінка видового різноманіття проводиться за допомогою різних індексів: індекс різноманіття Сімпсона, індекс видового різноманіття Шеннона, індекс MSA, індекс видового біорізноманіття Маргалефа, індекс вирівняності Пієлу, Макінтоша, Бріллюена, Бергера-Паркера тощо.

Найважнішим серед них є інформаційний індекс Шеннона (H), який оцінює різноманіття випадкових вибірок, тому його найчастіше використовують під час вивчення структури угрупувань. Крім того, він об'єднує видове багатство й вирівненість у єдину величину та кількісно оцінює рівноймовірність реєстрації різних видів в угрупуванні, що дає змогу диференціювати угрупування з однаковим видовим багатством, але з різним ступенем переважання тих чи інших видів. За показником індексу Шенона-Уівера біологічне різноманіття закономірно зменшується в агроценозі із зростанням відстані від екотону, що підтверджує значну екологічну роль екотонів у збереженні різноманіття агроландшафтів.

Інший підхід до оцінки видової різноманітності базується на підрахунку кількості можливих зв'язків між внутрішніми елементами екосистеми і його функціонуванням. Ці зв'язки мають значення числа ступенів свободи внутрішньовидових і міжвидових взаємодій. Як взаємозв'язок між цими діями використовують індекс різноманіття Сімпсона (D).

MSA – the Mean Species Abundance: узагальнене видове багатство або середня видова рясність. Це індекс узагальненого видового різноманіття, за яким будується просторова модель та визначається середній тренд очікуваної видової рясності. Індекс MSA визначається з допомогою даних ДЗЗ (дистанційного зондування Землі) та даних статистичної звітності. Він віддзеркалює відношення поточного видового різноманіття території відносно потенційного видового різноманіття непорушеної екосистеми в межах цієї самої території. Даний індекс може мати значення від 0% в повністю деградованій екосистемі до 100% в непорушеній.

Цей індекс дає змогу оцінити негативний вплив таких ключових факторів: землекористування (LUC), фрагментація (F), інфраструктура (I), внесення сполук азоту (N), зміни клімату (CC).Результати дослідження за допомогою індексу MSA можуть бути корисними для визначення

пріоритетів у справі збереження наземних екосистем, як важливої складової середовищ існування рослин і тварин в національному масштабі.

Все популярнішим сьогодні стає Індекс природного капіталу (NCI). Попередніпідрахунки показали, щоNCI для природних територій, станом на 1990 рік, становив приблизно 4 % , і що він теоретично може бути 13 % у 2010 році. У 1990-х роках,В. Руденком був запропонований індекс природно – ресурсного потенціалу, структурними елементами якого були земельні, лісові та фауністичні ресурси.

LCCD-індекс – Land-cover-classification-density Index: індекс фітобіорізноманіття (фітобіоти) за щільністю класів земної поверхні. Перші результати було отримано в ході реалізації проектів LPI (USAID) та BINU (UNEP-GEF), які допомогли зібрати дані про фіто біотичне різноманіття в шести локалітетах площею 30*30 км, тобто за наземними даними, у п’яти областях Українита порівняти усі дані із щільністю класів земної поверхні.

Серед вітчизняних індексів найвідомішими є індекс антропогенного навантаження та індекс екологічної стабільності. Індекс антропогенного навантаження є показником, який вказує на екологічну збалансовану впорядкованість агроландшафтів, їх стійкість і ступінь трансформації під впливом господарської діяльності людини. Він характеризує: наскільки великий вплив несе в собі діяльність людини на стан довкілля, в тому числі і на аграрні ресурси.

Індекс екологічної стабільності (стійкості) дає можливість комплексно провести оцінку і визначити наскільки раціональною у господарському використанні є структура земельного фонду. Даний індекс залежить від сільськогосподарської освоєності земель, розораності та інтенсивності використання угідь, проведення меліоративних і культурно-технічних робіт, забудови території.

Отже, кожен індекс дає можливість по-своєму оцінити вплив на НПС, визначити наслідки цього впливу та стійкість екосистеми.

НЕДОСТАТКИ КЛАССИФИКАЦИИ КАЧЕСТВА ВОД ПО ДСТУ 4808-2007

Р.М. Имранов, *С.Н. Юрасов, к.т.н., доц.*
Одесский государственный экологический университет, Україна

Поверхностные воды суши, используемые для централизованного водоснабжения, находятся под сильным антропогенным воздействием, в результате которого существенно изменено природное состояние этих вод. Такие антропогенные изменения ограничивают возможность использования отдельных объектов для потребностей человека. В таких обстоятельствах очень важна и актуальна объективная информация о состоянии водных объектов.

Основным методом оценки качества вод для потребностей человека является детальный метод. По этому методу выполняют оценку качества вод по санитарным нормам СанПиН–4630–88 [1]. Оценка качества водных объектов, как источников централизованного водоснабжения, по ГОСТ 2761-84 [2] (ныне не действует) также была основана на детальном анализе значений показателей качества вод в классификаторе с последующим определением обобщенного класса качества по показателю с наихудшим значением. В нормативном документе ДСТУ 4808:2007 [3] представлена методика, основанная на определении обобщенного класса воды путем осреднения классов качества по отдельным показателям. Достоверность оценки при таком подходе вызывает сомнение.

Рассмотрим классификацию качества вод по ДСТУ 4808-2007.

Порядок выполнения оценки.

Оценку качества воды в поверхностных и подземных источниках в зависимости от ее конкретного назначения можно выполнять, учитывая три методических подхода:

– *по значениям отдельных показателей*;

– *по значениям интегральных блочных индексов* (без учета общего уровня хронической токсичности воды, который определяют в исключительных случаях);

– *по значениям интегрального комплексного индекса*.

Ориентировочную оценку *по значениям отдельных показателей* выполняют тогда, когда необходимо получить предыдущее представление относительно качества воды в местах водозабора в любое время.

Оценку качества воды *по значениям интегральных блочных индексов* (*обстоятельную*) выполняют для убедительных и ответственных выводов и решений относительно качества воды в этих источниках на основании арифметической обработки эмпирических значений всех (*полная оценка*) или нескольких (*неполная оценка*) показателей I, II, III, IV, V, VI и VII групп.

Обстоятельную оценку качества воды в поверхностных и подземных

источниках питьевого водоснабжения по величинами групповых индексов выполняют по процедуре, которая состоит из трех последовательных этапов:

– *этап группировки и обработки исходных данных* по гигиеническим и экологическим показателям качества воды (по каждому показателю находят среднее и наихудшее значение);

– *этап определения классов качества* воды источника водоснабжения (по каждому показателю по среднему и наихудшему значениям определяется класс качества вод);

– *этап обобщения оценки качества* воды и согласования ее с технологическими приемами кондиционирования вод в зависимости от физико–химической и микробиологической природы загрязняющих примесей (выполняется осреднение классов по отдельным показателям внутри блоков).

Среднее значение группового (блокового) индекса качества воды для каждой группы (блока) вычисляют путем осреднения номеров классов, определенных для каждого показателя в пределах рассматриваемой группы. *Наихудшее значение группового* (*блокового*) *индекса* качества воды для каждой группы (блока) определяют по показателю с наибольшим значением (номером класса) в данной группе.

Обобщенная оценка качества воды в источниках централизованного питьевого водоснабжения по значениям интегрального индекса целесообразна для сравнения разных вариантов расположения водозабора станций водоподготовки в случае проектирования их строительства или реконструкции; для картографирования состояния поверхностных источников централизованного питьевого водоснабжения; для планирования водоохранных мероприятий по защите поверхностных источников централизованного питьевого водоснабжения.

Значения обобщенного интегрального индекса качества воды определяют по формуле:

$$I_{ИНТЕГР} = \{I_I + I_{II} + I_{III} + I_{IV} + I_V + I_{VI} + I_{VII}\}/7 \qquad (1)$$

где $I_I – I_{VII}$ – значения групповых индексов, выраженных в классах; 7 – количество групповых индексов.

В случае отсутствия одного или двух групповых индексов, $I_{ИНТЕГР}$ вычисляют как частное от деления суммы имеющихся групповых индексов. Значение $I_{ИНТЕГР}$ рассчитывают по значениям групповых индексов, вычисленных по средним и наихудшим значениям отдельных показателей качества воды.

Основной недостаток обобщенной оценки состоит в том, что она является результатом тройного осреднения:

– на этапе группировки и обработки исходных данных осредняются значения показателей за некоторый период наблюдений;

– на этапе обобщения оценки внутри блоков происходит осреднение классов качества, полученных по всем показателям внутри рассматриваемого

блока;

– обобщенная оценка качества вод находится путем осреднения блоковых индексов.

При первом осреднении теряется информация об изменчивости значений показателя в течение рассматриваемого периода наблюдений. Совпадение среднего значения показателя с нормативом (допустимо по отечественным нормам) обозначает, что примерно 50% значений данного показателя из всех наблюденных значений превышали норматив. В нормах стран ЕС [4] превышение норматива более чем в 10% случаев за весь рассматриваемый период наблюдений недопустимо.

При втором осреднении теряется информация о разбросе значений классов по отдельным показателям внутри блока. Это может привести к тому, что водный объект может получить второй и даже первый класс, если в блоке много показателей имеют класс 1, а несколько показателей класс 4. То есть по нескольким показателям вода может быть непригодной для водопользования, но при этом получить класс 2 или даже 1.

Третье осреднение еще более нивелирует оценку качества и в целом можно ожидать, что большинство водных объектов получат класс качества с точностью до десятых примерно 2,5 с небольшой вариацией, т. е. класс 2 или 3.

Такой подход к классификации водных объектов аналогичен экологической оценке качества вод по соответствующим категориям [5]. В этой методике также предполагается трехкратное осреднение при получении обобщенной оценки.

В итоге можно сказать, что такая классификация водного объекта не будет объективно отображать его состояние.

Література

1. *СанПиН* – 4630–88. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. Министерство здравоохранения СССР. – Москва – 1988.
2. *ГОСТ* 2761–84. Источники хозяйственно–питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора. – Москва – 1985.
3. *ДСТУ* 4808:2007 – Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води та правила вибирання. – К., 2007.
4. *Матеріали семінару* «Основи природоохоронного законодавства України та Європейського співтовариства: водні ресурси». – К.: Державний інститут підвищення кваліфікації та перепідготовки кадрів Мінекобезпеки України, травень 1997 р.
5. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. В.Д.Романенко, В.М. Жукинський, О.П.Оксінюк та ін. – К.: Символ – Т, 1998. – 28 с.

ПРОБЛЕМЫ ОРГАНИЗАЦИИ СИСТЕМЫ БИОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ В УКРАИНЕ

В.В. Кабашная, *В.В.Федотов*
Национальный горный университет, г. Днепропетровск, Украина

По причине широкого распространения потенциально опасных биологических агентов (чужеродных биологических видов, патогенных форм вирусов и микроорганизмов), а также в связи с интенсивным развитием синтетической биологии и биотехнологий, мировое сообщество в последнее время столкнулось с усилением биологических угроз и факторов риска для природы и человека. В Украине негативные биологические факторы создают реальные угрозы жизнедеятельности населения, дальнейшему социально-экономическому развитию и национальной безопасности страны.

Как отмечается в «Концепции биологической безопасности государств-участников СНГ» [1], основными источниками биологических угроз являются: инфекционные заболевания, имеющие характер массовых вспышек, появление новых малоизученных инфекций; применение в различных сферах генетически-модифицированных организмов (ГМО, трансгенов); неконтролируемое высвобождение или распространение живых организмов с неустановленным механизмом влияния на экосистему; природные и техногенные катастрофы, аварии на биологически опасных объектах и производствах; использование биологических поражающих агентов в военных и террористических целях, включая диверсии на биологически опасных объектах.

Проблемы предотвращения биологических угроз обусловили необходимость организации эффективной системы биологической безопасности как в Украине, так и в отдельных странах и в общемировом масштабе. На конференции в Рио-де-Жанейро в 1992 году 193 государств членов ООН подписали Конвенцию по биоразнообразию и создали комитет по разработке соответствующего Протокола по биобезопасности, названного Картахенским, в котором декларируются намерения принимать меры по исключению вредного влияния современных биотехнологий на здоровье человека и окружающую среду [2].

В Украине важным условием сохранения биоразнообразия является контроль за ввозом и распространением, проверкой на биологическую безопасность генетически изменённых живых организмов (ГМО) и их производных. Основной закон, регулирующий вопросы биобезопасности в этой сфере, «О государственной системе биобезопасности при создании, испытании, транспортировании и использовании генетически модифицированных организмов» был принят в 2007 году [3]. Согласно этому Закону, под биологической безопасностью понимают такое

состояние среды жизнедеятельности человека при котором отсутствует негативное влияние ее факторов на биологическую структуру и функции человека в нынешнем и будущих поколениях, а также отсутствует необратимое отрицательное влияния на биологические объекты природной среды (биосферу) и сельскохозяйственные растения и животные.

В Украине система биобезопасности в части информирования о трансгенной продукции регулируется также Законом «О защите прав потребителей». В Статье 15, п.6 данного закона указано: «Информация о продукции должна иметь сведения о наличие или отсутствии в составе продуктов питания генетически модифицированных компонентов». Однако, общеизвестно, что в Украине практически отсутствует продукция, на этикетке которой имелась бы надпись «содержит ГМО», а привычная маркировка «Без ГМО» не подтверждается лабораторными анализами и оказывается по сути торговым знаком.

В 2009 г Указом Президента Украины введено в действие решение Совета национальной безопасности Украины «О биологической безопасности» [4] . В этом документе среди приоритетных задач органов власти определяется осуществление эффективных мер по организации системы бибезопасности государства, противодействию проявлениям биотерроризма, защите населения от безконтрольного распространения генетически модифицированных организмов (трансгенов), сохранение здоровой и безопасной природной среды. В 2012 г. Кабинет Министров Украины утвердил Концепцию целевой программы биобзопасности и биоугроз на 2015 – 2020 г.г [5].

Главным координирующим органом в сфере биологической безопасности в Украине является «Межведомственная комиссия по вопросам биологической и генетической безопасности» при СНБО, созданная в 2004 г., название которой в 2009 г. изменилось на «Комиссию по биобезопасности и биологической защите». Главой Комиссии является академик НАН Украины С.В. Комисаренко.

Значительную угрозу биобезопасности и биоразнообразию экосистем несут биологические инвазии – проникновение чужеродных биологических видов. Как недавний пример биологическиой инвазии можно привести массовое появление летом 2013 г. в р. Северский Донец (Харьковская область) тропического растения пистии телорезовидной, потенциально опасной для экологического состояния водоемов.

Государственный надзор и контроль распространения потенциально опасных биологических видов и патогенов осуществляется ветеринарной и фитосанитарной службой Украины, инспекцией по карантину растений, инспекцией по защите растений. Ветеринарно-санитарные и фитосанитарные мероприятия направлены на выявление и ликвидацию очагов распространения опасных сорняков, вредителей и возбудителей болезней, том числе чужеродных, предупреждение их ввоза в Украину.

Однако, наличие в Украине многочисленных государственных служб по ветерино-санитарному и фитосанитарному надзору (главным образом в сельскохозяйственном секторе) не обеспечивает реализации единой скоординированной системы биобезопасности в области контроля за биологическими инвазиями.

Не менее серьезные глобальные угрозы биобезопасности несут достижения синтетической биологии. В 2010 г. в американском Институте Дж. Крейга Вентера удалось получить клетку, управляемую полностью синтетическим геномом [6] . Очевидны потенциальные угрозы, вызванные вмешательством человека в естественные проявления жизни на генетическом уровне. Неизвестно как поведут себя синтетические формы жизни в природной среде. Тот же осторожный подход требовали в свое время технологии расщепления атома и клонирования животных.

В Украине достаточно развита лабораторная база для выявления опасных биологических агентов в организме человека и объектах природной среды. По данным МОЗ в стране функционирует 4053 лаборатории микробиологического профиля [5]. Однако эффективной работе государственной системы биологической безопасности недостает системности и унификации методологической базы. Необходима координация усилий при разработке эффективных механизмов реагирования на новые биологические угрозы для здоровья человека и природные экосистемы на национальном и международном уровнях.

Литература

1. Концепция биологической безопасности государств-участников Содружества Независимых Государств // http://www.microbe.ru/files/Conception_biosafety.pdf
2. Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity // http://bch.cbd.int/protocol/text/
3. Закон України «Про державну систему біобезпеки при створенні, випробуванні, транспортуванні та використанні генетично модифікованих організмів» // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2007, N 35, ст.484 (зі змінами, внесеними згідно із Законами N 1804-VI (1804-17) від 19.01.2010, ВВР, 2010, N 9, ст.90 N 4441-VI (4441-17) від 23.02.2012).
4. Рішення Ради Національної безпеки і оборони України «Про біологічну безпеку України» (Рішення введено в дію Указом Президента N 220/2009 (220/2009) від 06.04.2009).
5. Концепція Державної цільової програми біобезпеки та біологічного захисту на 2015-2020 роки // http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/466-2012-р .
6. http://www.nanonewsnet.ru/articles/2011/sinteziruya-zhivoe.

СОСТОЯНИЕ ПАХОТНЫХ ЗЕМЕЛЬ КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКИ В НОВЫХ УСЛОВИЯХ АГРАРНОЙ ПОЛИТИКИ

Н.А. Карабаев, д.с.-х.н., проф, Т.В. Семенова, к.б.н., доц.
Кыргызский национальный аграрный университет имени К.И. Скрябина, Кыргызская Республика

Обеспечение продовольственной безопасности считается важной стратегической задачей для Кыргызстана и она напрямую зависит от уровня плодородия, рационального использования и сохранения почв сельскохозяйственных угодий, а также от неукоснительных условий соблюдения рекомендованных агротехнических приемов возделывания сельскохозяйственных культур. Поэтому от рационального и эффективного использования природных ресурсов, прежде всего земель сельскохозяйственного назначения, зависит развитие экономики республики [1].

Аграрная политика Кыргызстана на национальном уровне ориентирована преимущественно на повышение конкурентоспособности отечественного сельскохозяйственного производства с целью полноценного обеспечения населения качественными продовольственными товарами для здорового питания, а также на формирование экспортных ресурсов сельскохозяйственной продукции.

Реализуемые государственные программы по развитию сельского хозяйства предусматривают комплекс мероприятий по модернизации производственной сферы АПК и совершенствованию социальной сферы села с целью выведения их на качественно новый уровень развития.

Сельскохозяйственное производство Кыргызстана в настоящее время характеризуется мелкотоварным производством. Большое число фермерских хозяйств повсеместно сталкивается с практически непреодолимые организационными трудностями, такими как финансирование, снабжение, сбыт и сбалансированность товарного предложения. Раздробленность же земельных угодий не позволяет соблюдать элементарные требования по агротехнике и использовать специализированную технику.

Что естественно приводит к дополнительной нагрузке на природную среду и прежде всего плодородные почвы.

Почвы сельскохозяйственного назначения нашей республики разнообразны и используются под обширными пастбищными угодьями, богарным земледелием и орошаемой пашней (табл. 1).

Таблица 1- Земельный фонд Кыргызской Республики
по состоянию на 1.01.2011 г.

№	Категории земель	Площадь, тыс. га
1	Общая площадь	19995,089
2	Всего сельскохозяйственных угодий	10510,045
3	Пашни: - из них орошаемые	1202,632 793,480
4	Пастбища всего: - из них орошаемые - в т.ч. культурные, включая площади - коренного улучшения - из них орошаемые	9063798 29,062 3,521 3,373
5	Сенокосы: - в т.ч. орошаемые	168,379 8,686
6	Приусадебные земли	182,262
7	Лесные площади: - в т.ч. орошаемые	1164,065 11,986
8	Болота	6,197

По государственному учету земель Кыргызской Республики на 01.01.2012 года земли сельскохозяйственного назначения составляли 10,5 тыс. га [5]. Площади пастбищных угодий - 9,1 тыс. га, пашни – 1,2 тыс. га и из них орошаемые – 0,793 тыс. га.

В наших аридных условиях и при глобальном изменении климата решение продовольственной безопасности Кыргызстана в основном зависит от эффективного использования орошаемой пашни, общая площадь которой составляет около 4 % от общей территории страны. Поэтому экономически и экологически необходимо беречь и преумножать плодородие этого «золотого» фонда страны [6].

Вопросы рационального использования почвенных ресурсов и охраны плодородия почв в Кыргызской Республике на сегодняшний день приобретают острую проблему в следующих контекстах: 1) усиливается антропогенный прессинг; 2) влияние новой социально-экономической ситуации после проведения аграрной реформы, когда пашни перешли в собственность крестьян; 3) влияние и глобального потепления климата, что особенно ощутимо в наших аридных условиях.

Реформы в сельском хозяйстве КР (1990-е гг.) значительно снизили активную заботу при хозяйственном воздействии на землю, привели к коренным экономическим, финансовым и правовым изменениям, а ожидаемые аграрные преобразования не дали положительных результатов в деле увеличения валовой сельскохозяйственной продукции.

Поэтому сегодня нам нужны долгосрочные эколого-экономические проекты сельского хозяйства, которые станут самодостаточными. На этом

фоне ученых и аграрников особенно беспокоит уменьшение площадей орошаемой и богарной пашни страны, где производиться основная часть сельскохозяйственной продукции.

Главными причинами уменьшения площади этих важных категорий сельскохозяйственных угодий являются недостаточно продуманный отвод земель для несельскохозяйственных нужд, затопление, подтопление и заболачивание, зарастание лесом и кустарником и проявления эрозии почв.

Однако основным фактором уменьшения площади пашни остается отвод земли на построение домов и выделение на приусадебные участки, что видно из следующей таблицы.

За двадцать лет Кыргызстан потерял около 49920 га орошаемой пашни, которые перешли в другие категории земель несельскохозяйственного назначения (табл.2). Если, просчитать упущенную выгоду в пересчете на зерно пшеницы с урожайностью 30 ц/га, тогда недополученная масса зерна составляет 149760 тонн. При закупочной цене 15 сом за 1 кг зерна пшеницы ущерб в денежном выражении составляет 2,246 млрд. сомов ежегодно [2].

Таблица 2 - Динамика изменения площади орошаемой и богарной пашни в Кыргызской Республике за период 1985-2011 гг., тыс. га

	Годы				
	1985	1990	1995	2000	2011
Всего земель	19994,5	19994,5	19994,5	19995,1	19995,1
Всего пашни	1289,3	1295,7	1297,2	1261,7	1202,632
из них орошаемые	835,7	843,4	837,2	830,9	793,480
богара	453,6	452,3	460,0	430,8	409,152
Земли населенных пунктов	51,9	58,5	101,3	200,6	266,360

В настоящее время, необходимо сосредоточить весь научный потенциал для оценки, анализа и прогноза процессов, приводящих к деградации столь ценного ресурса. Кроме природных и хозяйственно-финансовых факторов, остро ощущается и нехватка сельскохозяйственной техники. Уже сегодня необходимо широко использовать технологию минимизации обработки почвы с применением комбинированных почвообрабатывающих орудий.

Таким образом, широкое внедрение в сельскохозяйственное производство высокопроизводительных комбинированных почвообрабатывающих агрегатов и применение ресурсосберегающих, природоохранных, энергосберегающей и почвозащитных технологий в будущем смогут обеспечить кыргызское сельское хозяйство достаточным

ресурсным потенциалом для производства высококачественной и конкурентоспособной продукцией.

В результате проведенных исследований и анализа литературных источников мы пришли к следующим выводам:

Необходимо добиваться увеличения площадей высокодоходных культур и обеспечить их выгодные продажи в зарубежные рынки. Примером, может служить производство экспорториентированой культуры – фасоли в Таласской области.

Строго соблюдать агротехнику возделывания сельскохозяйственных культур и внедрение технологии минимизации обработки земель, т.е. внедрение энергосберегающих систем обработки почв и широкое использование комбинированных почвообрабатывающих орудий.

Внедрение севооборотов с участием люцерны и эспарцета, максимальное оставление послеуборочных растительных остатков (побочной продукции) в почве, внедрение промежуточных культур и зеленых удобрений.

Регулярный мониторинг за состоянием плодородия почв, т.е. проведение регулярных почвенных исследований.

Обеспечение посевным семенным материалом и заготовка высоко-качественного и здорового посадочного материала, в частности подготовка рассады – овощей, риса, бахчевых в теплицах.

Литература

.

1. Карабаев Н.А. Агрохимико-экологические основы плодородия и продуктивности горных почв Кыргызстана. – Бишкек, 2000. – 120 с.
2. Специальный доклад миссии ФАО/ВПП по оценке урожая и продовольственной безопасности. - Рим. 2010-2012.
3. Государственный земельный кадастр КССР. - Фрунзе, 1991.
4. Наличие и распределение земельного фонда КР. - Бишкек, 2011.
5. Сельское хозяйство Кыргызской Республики. Статистический сборник, Годовая публикация. – Бишкек, 2012.
6. А. Мамытов. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра КР: Монография. – Б., 1996. – 239 с.
7. Н. Карабаев. АКИpress. Отмена мониторинга на трансформацию орошаемой пашни, опасна для продовольственной безопасности, 2013. http://www.akipress.org/comments/news:13395
8. Национальный доклад о состоянии окружающей среды Кыргызской Республики за 2006-2011 годы. – Б., 2012. – 128 с.
9. Финальный отчет специалиста по оценке климатических рисков сельскохозяйственного сектора. Мырсалиева Н. Проект 00076243 UNDP “Climate Risk Management in Kyrgyzstan” Project. – Бишкек, 2012.

РОЛЬ ВЫСШИХ РАСТЕНИЙ В ФОРМИРОВАНИИ ГОРОДСКИХ ФИТОЦЕНОЗОВ

Н.Н. Кардаш, *Е.В. Усенко, к.б.н., доц.*
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

В данной работе дано обоснование роли высших растений в формировании городских фитоценозов. Рассмотрена устойчивость к загрязняющим веществам, выбрасываемым автомобильным транспортом, газопоглотительные, пылезадерживающие, фитонцидные свойства высших растений. Проанализирована защитная реакция на метеорологические условия, образовывающиеся вдоль автомобильных трасс на территории города. Выбран видовой состав высших растений, подчеркивающих композицию поверхностей и сооружений вдоль дорог и не теряющих своих декоративных качеств.

Для улучшения экологической ситуации на территории городов, ухудшающейся с ростом количества автомобильного транспорта, актуальным является создание оптимальных схем размещения зеленых насаждений, представленных в виде высших растений, в соответствии с условиями городского фитоценоза.

Высаживаемые на городских улицах и вдоль автомобильных дорог зеленые насаждения помимо декоративно-планировочной и рекреационной выполняют очень важную защитную и санитарно-гигиеническую роль.

Целью данной работы является обоснование роли зеленых насаждений в экологической обстановке города.

Предмет – роль зеленых насаждений в экологической обстановке города.

Объект – зеленые насаждения, представители видов высших растений, используемых для очистки от загрязнения автомобильными дорогами.

Задачи исследования:

- проанализировать последние исследования и публикации и систематизировать свойства зеленых насаждений, растущих вдоль автомобильных дорог;
- проанализировать видовой состав зеленых насаждений, наиболее устойчивых к загрязнениям выхлопными газами автомашин, пылью и прочее;
- обосновать эффективность использования защитных полос зеленых насаждений вдоль автомобильных дорог.

Тенденцией последнего времени является создание в городах неблагоприятной для жизнедеятельности человека экологической обстановки. Воздушный бассейн города постоянно загрязняется выхлопными газами автомашин и пылью. Если сравнить городской воздух

с воздушной атмосферой пригородной зоны, то в нем содержится значительно меньше кислорода, имеется повышенное количество загрязняющих веществ, бактерий и микробов.

Становится понятным, что природная среда города требуют к себе пристального и внимательного отношения. Важно ее всестороннее, детальное познание, которое является незаменимой предпосылкой обоснованного, целесообразного и эффективного использования возможностей природы в целях улучшения условий и качества окружающей среды. Растения - своего рода “зеленые легкие” планеты и, в первую очередь, в городах, в особенности с развитыми транспортными связями. Без помощи растений сохранить жизнь в городах, создать даже минимальный экологический комфорт для городских жителей невозможно.

Высшие растения играют огромную роль в обогащении окружающей среды кислородом и поглощении образующегося диоксида углерода. Разные растения способны выделять различные количества кислорода: сирень обыкновенная за период вегетации выделяет с поверхности листвы площадью 1 кв.м. 1,1 кг кислорода, осина - 1,0 кг, сосна обыкновенная - 0,81 кг, липа мелколистная - 0,47 кг.

Пылезадерживающие свойства различных пород деревьев и кустарников неодинаковы. Лучше всего задерживают пыль шершавая листва вяза и листья сирени, черемухи, бузины, покрытые ворсинками, а также акация, неприхотливый быстрорастущий шиповник и ряд других растений.

Зеленые насаждения значительно уменьшают вредную концентрацию находящихся в воздухе газов. Так, концентрация окислов азота при наличии зеленых насаждений снижалась до 0,13 м/м3 воздуха.

Фитонциды, открытые Б.П. Токиным, — летучие и нелетучие, выделяемые растениями и защищающие их вещества, способные подавлять рост, тормозить развитие вредных болезнетворных бактерий, микроорганизмов и таким образом оздоровлять воздух.

Фитонциды дубовой листвы уничтожают возбудителя дизентерии, а фитонциды можжевельника — возбудителей брюшных заболеваний. Сосна крымская, кипарис вечнозеленый, кипарис гималайский задерживают рост туберкулезной палочки. Фитонциды черемухи, рябины, можжевельника используют для борьбы с вредными насекомыми. Фитонциды сосны губительно действуют на возбудителей туберкулеза, а фитонциды пихты, тополя, дуба – на бациллы дифтерии. Черемуха выделяет наиболее сильные фитонциды, содержащие синильную кислоту. Простейшие погибают под воздействием фитонцидов черемухи через 5 мин. В июне-июле фитонциды черемухи обыкновенной подавляют размножение сальмонелл, шигелл и тормозят рост стафилококка. Бактерицидные свойства хвойных растений значительно сильнее

лиственных [4]. Туя обладает способностью уменьшить загрязненность воздуха болезнетворными микроорганизмами на 67 %. Хвойные породы за сутки способны выделить летучих веществ: 1 га можжевельника — 30 кг, сосны и ели — 20 кг, лиственных пород — 2—3 кг.

Зеленые насаждения существенно влияют на температуру воздуха в городе. Это особенно заметно в жаркую погоду, когда температура воздуха значительно ниже среди зеленых насаждений, чем на открытых местах. Это объясняется тем, что листья имеют большую отражательную способность, чем другие виды покрытий. Пропуская значительную часть лучистой энергии, листья деревьев и кустарников обладают определенной прозрачностью. Кроме того, растения испаряют большое количество влаги, повышая влажность воздуха(главным образом не стоит забывать, что при неправильной организации посадок в жаркие летние дни могут создаваться неблагоприятные микроклиматические условия).

В городе самым распространенным и наиболее утомляющим является шум транспорта, который зависит от скорости движения и частоты остановок (с их увеличением уровень шума возрастает). Зеленые насаждения, расположенные между источником шума и жилыми домами, участками для отдыха, могут значительно снизить уровень шума. Шумопоглощающая способность растений проявляется даже зимой, в безлиственном состоянии, они снижают уровень шума на 2—5 дБА.

Исключительно велико декоративно-планировочное значение зеленых насаждений в современном городе. Яркие окраски цветов, изумрудная зелень газонов, сочетание различных тонов и оттенков зеленого цвета листвы, разнообразные кроны деревьев и кустарников оживляют городской пейзаж, обогащают архитектурный ансамбль, доставляют людям эстетическое наслаждение.

Таким образом, высшим растениям отведена значительная роль в экологической обстановке города. Зеленые насаждения служат не только украшением, они - подлинные защитники здоровья людей от негативного влияния автомобильных дорог.

Литература

1. Горохов В. А. Городское зеленое строительство: Учеб. пособие для вузов.— М.: Стройиздат, 1991.- 416 с.
2. Гостев В. Ф., Юскевич Н. Н. Проектирование садов и парков. - М.: Стройиздат, 1991.
3. Новиков Ю.В. Экология, окружающая среда и человек. - М., 1998. - 242 с.
4. Методические рекомендации по озеленению автомобильных дорог: ОДМ 218.011-98 - М., 1998. - 52 с.

СУЧАСНИЙ СТАН ТА УСТАЛЕНІСТЬ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

О.В. Катеруша, *Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Екологічне оздоровлення навколишнього середовища за рахунок розвитку мережі природно-заповідного фонду (ПЗФ) є надзвичайно важливим та актуальним напрямком природоохоронної діяльності. Це зумовлено наступними природно-господарськими особливостями Одеської області, які необхідно враховувати: у межах області домінують степові ландшафти, для яких частка природно-заповідного фонду повинна становити не менш ніж 10% території. У межах Одещини розташовані дельти Дунаю та Дністра, а також інших річок зі своєрідними дельтовими плавневими ландшафтами, велика кількість водних об'єктів – лиманів і озер, протяжна лінія морського узбережжя; значні площі морського шельфу. Все це обумовлює необхідність розширення в області високо-цінних і унікальних природних комплексів, біоценозів, екосистем, які вимагають пріоритетної охорони.

Станом на 01.01. 2012 р. ПЗФ Одеської області налічує 120 територій та об’єктів, фактична площа яких становить 153282,772 га. З них 15 складають об’єкти загальнодержавного значення (67%), а 105 - місцевого значення (33%). Відношення площі ПЗФ до площі Одеської області становить 3,53%. Природно-заповідний фонд Одеської області, зокрема, включає: Дунайський біосферний заповідник (50252,9га); національний природний парк «Нижньодністровський» (21,3 тис. га); 2 регіональних ландшафтних парків (1366 та 13954 га); 8 заказників загальнодержавного значення (від 128 до 8397 га); 28 заказників місцевого значення (від 8,4 до 3176 га); 4 заповідних урочищ (від 1611 до 7620га).

Аналізуючи показник заповідності по адміністративним районам Одеської області, слід зазначити, що найбільше його значення (37,89%) має Кілійський район. На другому місці (16,18%) - Татарбунарський. Далі йдуть Савранський (13,62%), Овідіопольський (9,79%) райони та м. Одеса (7,86%). У деяких районах області немає жодного об’єкту ПЗФ. Таким чином, об’єкти ПЗФ розподілені вкрай нерівномірно по території Одеській області.

Якість природно-заповідної мережі Одеської області визначається *коефіцієнтом інсуляризованості* (I), що свідчить про величину об’єктів ПЗФ та їхню сталість. Ступінь розчленованості природно-заповідного фонду (коефіцієнт інсуляризованості) є середньоарифметичним значенням суми двох компонентів (I_m та I_n). Компонент I_m визначається як відношення площі (S_1) відносно нестійких природно-заповідних територій (площа яких менша за 50 га) до загальної площі ПЗФ певної території (S):

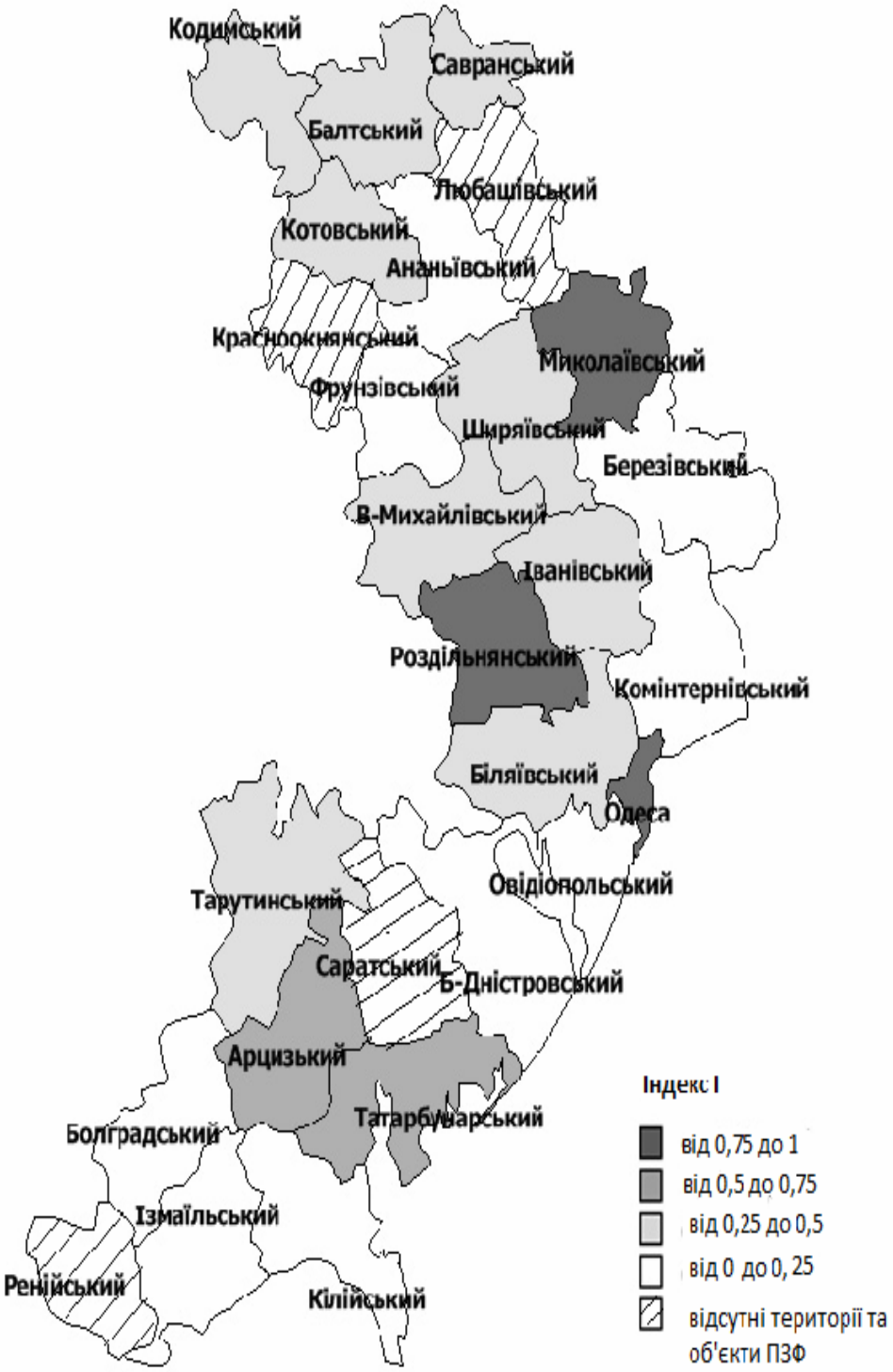


Рис. – Просторовий розподіл індексу інсуляризованості території Одеської області.

$$I_m = S_1 / S \quad (1)$$

Значення I_m лежать у межах від 0 (інсуляризованість повністю відсутня) до 1 (індекс інсуляризованості максимальний і загальна територія під охороною складається з найдрібніших ділянок). Компонент I_n визначається як відношення кількості нестійких природно-заповідних територій (N_1) до загальної кількості об'єктів ПЗФ в даному регіоні (N):

$$I_n = N_1 / N \quad (2)$$

В цілому індекс інсуляризованості території (I) буде дорівнювати:

$$I = (S_1 / S + N_1 / N)/2 \quad (3)$$

Значення I не завжди знаходиться у відповідності до показника заповідності території, який найчастіше використовується для аналізу стану природоохоронної роботи у регіонах. Чим вище значення I, тим більш значущу роль в загальній території, яка охороняється, відіграють дрібні ділянки, що не мають екологічної стабільності.

В цілому I по області складає 0,34, тобто близько третини об'єктів ПЗФ мають невелику площу (менш за 50 га) і є екологічно неусталеним. У 6 районах (Ананьївському, Березівському, Кілійському, Комінтернівському, Овідіопольському, Фрунзівському) I дорівнює 0. Слід зазначити, що в 4 районах (Красноокнянському, Любашівському, Ренійському, Саратському) відсутні будь-які об'єкти ПЗФ, а в Арцизькому, вони хоча і є, проте складають менше 0,01%. В Одесі, Роздільнянському та Миколаївському районах I сягає 1 і є найгіршим. Як видно з рис., просторовий розподіл I має досить нерівномірний характер, що може пояснюватись сильною фрагментацією об'єктів ПЗФ.

Таким чином, показник заповідності Одеської області досить низький (4,41%) і нижче сучасного середнього показника заповідності по Україні (понад 5,7%). Збільшення показника заповідності в Одеський області, підвищення природоохоронного статусу об'єктів, подальший розвиток екологічної мережі сприятиме вирішенню основних проблем ПЗФ Одещини, зокрема відсутності закріплених в натурі (на місцевості) меж територій та об'єктів ПЗФ загальнодержавного та місцевого значення; недостатнього рівня цілісності та єдності екомережі - територіальної, видової, функціональної; недостатнього відновлення втрачених природних ресурсів та ін. Підвищення природоохоронного статусу існуючих територій та об'єктів ПЗФ та подальшого розвитку екологічної мережі буде сприяти розвитку екологічно орієнтованих форм рекреації.

ЕКОЛОГО-ФЛОРИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ

О.В. Коберник, *Г.В. Мудрак, к.г.н.*
Вінницький національний аграрний університет, Україна

Фіторізноманіття Вінницької області є невід'ємним компонентом навколишнього природного середовища, що має велике значення для ведення суспільного господарства. Рослинні ресурси представлені у межах територій і акваторій вищими рослинами, грибами, мохами, лишайниками, водоростями, котрі використовуються людиною чи можуть бути використані згодом. Господарське значення мають лісові, степові, лучні, болотні, водні рослинні ресурси.

За геоботанічним районуванням (2003 р.) Вінницька область лежить в межах Євразійської степової області, що відноситься до Голарктичного домініону. Вона включає Лісостепову підобласть Східноєвропейської лісостепової провінції дубових лісів, остепнених лук і лучних степів Української лісостепової підпровінції, до складу якої приурочені центральна і північна частина Північно-подільського округу грабово-дубових, дубових лісів, остепнених лук і лучних степів, північно-східна частина Північного Правобережнопридніпровського округу грабово-дубових, дубових лісів, остепнених лук і лучних степів, східна частина Центрального Правобережнопридніпровського округу грабово-дубових, дубових лісів та лучних степів, південна частина Південноподільського округу дубових лісів і лучних степів та вся територія Центральноподільського округу грабово-дубових і дубових лісів й суходільних лук [1].

Географічне положення, неоднорідність рельєфу (геоморфологічної й геологічної будови), гідрографічної мережі, ґрунтового покриву, зонально-кліматичних, едафічних та інших екологічних чинників обумовили велику різноманітність природної рослинності на території Вінниччини. Рослинний світ області вирізняється своїм багатством – у різноманітних природних комплексах зустрічається близько 1200 видів рослин [2].

Сучасний рослинний покрив області сформувався в основному в післяльодовиковий період, тобто за останні 10-12 тисяч років. Його різноманіття пов'язане з тим, що сюди у різні часи проникли представники бореальної (тайгової), неморальної (широколистих лісів), понтичної (степової) і середземноморської флори, а також сформувалися ендемічні й реліктові види. Деякі реліктові види збереглися з дольодовикової й льодовикової епох. Величезну багатогранну поліфункціональнубіогеоценотичну роль відіграє флора і рослинність Вінницького Побужжя і Придністер'я. Це "резервуар" своєрідного флористичного фітогенофондупівденно-подільського типу. Тут представлені популяції цілого ряду ендемічних і субендемічних подільських видів, погранично- й диз'юнктивно-ареальних, реліктових, рідкісних представників (біля 100 видів). Основне ядро сучасної

флори складає група лісових рослин (узлісна, лісова бореальна, лісова неморальна, лісо-болотна еколого-ценотичні групи) – біля 30%, лучна – 14%, лучно-степова – 16%, лучно-болотна – 10%, болотна – 3,5%, прибережно-водна – 2,5%, водна – 1,5%, рудеральна (сегетальна) рослинність становить біля 11%, петрофільно-вапнякова – 3,5%, культурна – 1,5%, інша – 6,5% [136]. На жаль, більша частина природної рослинності втрачена – 65,2% області це орні землі. Серед природної й напівприродної рослинності переважають ліси – 14,3% території, луки (сіножаті, пасовища) разом із степовими ділянками займають біля 10%, болота – 1,1% [2].

До *бореальної* флори області належать: сосна звичайна, ялина (смерека) європейська, береза повисла, крушина, чорниця, брусниця, грушанка круглолиста, веснівка дволиста, жимолость пухнаста, квасениця звичайна, купина лікарська, мітлиця тонка, папороть орляка звичайного, золотушник звичайний. Бореальні види домінують і виступають як асектатори в угрупованнях боліт, насамперед, осокових та осоко-сфагнових. Це осоки – омська, здута, пухнатоплода, пухівки – піхвова і багатоколискова, вовче тіло болотне, багно болотне, образки болотні, болотні верби та інші [4].

До *неморальних* елементів належать такі дерева: граб звичайний, бук лісовий, дуб звичайний, д. скельний, клен польовий, к. гостролистий, кленявір, ясен звичайний, липа серцелиста, в’яз, яблуня лісова, груша звичайна, черешня. Серед чагарників наявні ліщина, бруслина європейська, рідше – бруслина бородавчаста. У трав’яному покриві трапляються такі види неморально лісової групи, як купина лікарська, перлівка поникла, чистець лісовий, зірочник лісовий, осока волосиста, копитняк європейський, яглиця звичайна, куцоніжка лісова, веснівка дволиста, тонконіг дібровний, медунка темна, переліска багаторічна, скополіякарніолійська, зеленчук жовтий. Серед неморальних видів панують пан’європейські, ареал яких охоплює більшу частину Європи. Однак у Вінницькій області чимало центральноєвропейських видів – підсніжник білосніжний, кадило сарматське, коручка пурпурова, астранція велика, арум Бессера [4].

До *понтичної* флори належать: вишня степова, горицвіт весняний, зіновать руська, келерія струнка, еспарцет піщаний, ковила волосиста, типчак борознистий, молочай несправжньохрящуватий, вівсюнець пустельний, осока низька, о. гірська, тимофіївка степова, оман мечолистий, чина панноська, шавлія поникла, тимофіївка степова та інші.

До *середземноморських* елементів флори належать: дерен справжній (кизил), клокичка периста, калина цілолиста (гордовина), купина широколиста, осока парвська, холодок тонколистий, скумпія, шоломниця висока та ін. [4]. Характерною особливістю рослинності Вінниччини є велика строкатість, що виявляється в закономірному чергуванні різних типів фітоценозів, багатого й унікального флористичного різноманіття [1].

Тут поширені види європейського, голарктичного, палеарктичного, понтичного, південносибірського, субтропічного, центральноєвроазіат-

ського, середземноморського, північнобалканського, паннонського типів ареалів, а також група широкорозповсюджених і адвентивних рослин. Найбільше поширення мають представники європейського і понтичного типів ареалів [4].

Специфічні екологічні умови Вінницької області сприяли збереженню близько 50 видів рідкісних ендемічних і реліктових рослин, серед яких: берека, бересклет низький, бруслина мала, б. карликова, клокичка периста, сон великий, с. чорніючий, плющ звичайний, мінуарція дністровська, льон бессарабський, молочай багатоколірний, скополіякарніолійська,хвощ великий,рутвиця смердюча, аконіт Бессера,шиверекія подільська, рокитничок подільський, р. Блоцького, кадило сарматське,цибуля ведмежа, ц. подільська, ц. круглонога, відкасник татарниколистий, осока низька, ефедрадвоколоса,шоломниця весняна,лунарія оживаюча,чебрець поділь-ський, мигдаль степовий, липучка напівоперезана, л. напівоточена, тонко-ніг різнобарвний, чина ряба, сальвінія плаваюча та інші. Значна частина представників флори потребує охорони: адоніс весняний, лілія лісова, підсніжник білосніжний (звичайний), косарики черепитчасті, коручка темно-пурпурова, зозулині черевички справжні, гніздівка звичайна, любка дволиста, плодоніжка блощична (зозулинець блощичний), п. салепова, п. шоломоносна,коральковецьтричінадрізаний,осокаДевелла та ін. [3, 4].

На території Вінниччини представлені такі типи рослинності: 1) лісовий; 2) лучний; 3) степовий; 4) наскельно-степовий; 5) водно-болотний.

Взаємодія природи та людини здійснюється за принципом негативного зворотного зв'язку, що призводить до деградації фітоценотипних ресурсів. Підвищення стійкості та ефективності їх охорони, збереження і раціональне використання неможливі без проведення відповідних созологічних, лісівничих, господарських, організаційно-технічних та профілактично-запобіжних заходів. У цьому контексті необхідно посилити охорону рідкісних, ендемічних, реліктових і зникаючих видів флори.

Література

1. Дідух Я.П. Геоботанічне районування України та суміжних територій / Я.П. Дідух, Ю.Р. Шеляг-Сосонко // Укр. бот. журн. – 2003. – Т. 60, №1. – С. 6–17.
2. Екологічна безпека Вінниччини [монографія] / за заг. ред. О. Мудрака. – Вінниця: Міська друкарня, 2008. – 456 с.
3. Екофлора України: [у 3 т.] / Я.П. Дідух, П.Г. Плюта, В.В. Протопопова та ін. – К.: Фітосоціоцентр., Т. 1. – 2000. – 284 с., Т. 2. – 2004. – 480 с., Т. 3. – 2002. – 496 с.
4. Мудрак О.В. Особливості збереження біорізноманіття Поділля: теорія і практика / О.В. Мудрак, Г.В. Мудрак [Монографія] – Вінниця: ТОВ “Нілан – ЛТД”, 2013. – 320 с.

РЕСУРСНИЙ ПОТЕНЦІАЛ МІНЕРАЛЬНО-СИРОВИННОЇ БАЗИ УКРАЇНИ

А.С. Ковака, *М.В. Барун*
Харківський національний автомобільно-дорожній університет, Україна

Природно-ресурсний потенціал будь якої країни є базою для національного багатства держави та суттєвим фактором при визначенні можливостей подальшого її розвитку й реалізації поставлених завдань. Переорієнтація розвитку України з екстенсивного на інтенсивний тип призвела до створення певної низки проблем, а саме проблем в еколого-економічній ситуації, що склалась на теперішній час, внаслідок екстенсивного типу розвитку з домінуванням природоємних галузей виробництва, сировинної орієнтації експорту тощо. Насиченість території України промисловими об'єктами в декілька разів перевищує насиченість ними інших європейських держав, тому й навантаження на оточуюче природне середовище є непорівняльним. Промислова структура країни переважно складається з природоємних та екологічно агресивних галузей (металургійної, паливно-енергетичної та ін.), що створило складну екологічну ситуацію.

Ресурсний потенціал країни складається з сукупності природних, капітальних, інвестиційних та інноваційних ресурсів а також з людських та інформаційних ресурсів, кожен з яких має вартісну оцінку.

При цьому під природно-ресурсним потенціалом розуміється обсяг ресурсів вийнятий у співвідношенні з народногосподарськими потребами (відображених в цілях соціально-економічного розвитку) з урахуванням розширення та поповнення цих ресурсів в довгостроковій перспективі [1].

Крім наведеного визначення природно-ресурсного потенціалу існує декілька широко визначених тлумачень означеної категорії. Так, Н.Ф. Реймерс визначає сутність природно-ресурсного потенціалу як здатність природних систем без збитку для себе віддавати необхідну людству продукцію. Це така сукупність природних ресурсів, яка досяжна при наявних технологіях в існуючих соціально-економічних відносинах [2]. Крім того, в літературі використовують таке поняття, як природно-техногенний потенціал, що характеризується через обґрунтоване та практично досяжне використання відходів, які являють собою вторинні ресурси території при існуючих досягненнях сучасної техніки та технології для переробки, збагачення, відновлення та використання [3].

Таким чином, у більшості випадків природно-ресурсний потенціал розглядається як сукупність природних ресурсів, які можуть бути використані у господарській діяльності. Він має динамічний характер, його величина змінюється в процесі господарського освоєння території [4].

Однією з основних функцій управляння в галузі охорони навколишнього середовища та ресурсозбереження є облік, зокрема державний статистичний облік, який здійснюється Державним комітетом статистики України. При вирішенні питання інвентаризації всіх ресурсів за народногосподарськими потребами та вивченні інтегральної сукупності всіх ресурсних складових допомагають кадастри природних ресурсів, тобто таке систематичне зведення даних, яке включає якісний і кількісний опис об'єктів і явищ ресурсного характеру з їх економічною та соціально-економічною оцінкою. Для оцінки кожного виду ресурсів використовують якісні й кількісні показники, безпосередньо пов'язані між собою. При цьому якісні показники визначають майбутню ефективність використання ресурсів, а кількісні – визначають обсяги ресурсів, які можна використовувати. За багатством мінерально-сировинна база України є однією з провідних серед багатьох держав світу. За площею Україна займає лише 0,4 % суші, а володіє 5 % світових запасів корисних копалин, загальною вартістю приблизно 11 трлн. дол. Мінерально-сировинний комплекс (МСК) забезпечує 23-25% валового національного продукту. Державним балансом запасів враховується близько 9000 родовищ, з яких 3349 родовищ освоєно промисловістю та на їх базі працюють понад 2000 гірничодобувних підприємств, й добувається 96 видів корисних копалин. За деякими видами корисних копалин Україна займає провідне місце серед країн Європи та світу. Мінерально-сировинна база України має практично всі види мінеральної сировини для сталого функціонування й розвитку та є одним з основних факторів забезпечення незалежності держави. Розподіл корисних копалин за територією є дуже нерівномірним, що зумовлює розподіл промислового комплексу країни. Хоча наявна мінерально-сировинна база в цілому задовольняє потреби промисловості, але в деяких випадках відчувається певна обмеженість діючих підприємств якісними й в необхідній кількості ресурсами.

В значних обсягах на території України ведеться добування: вугілля (кам'яного вугілля – до 2 % від світового); руд (залізних – 4 %, марганцевих – 10 %, урану, титану, цирконію, германію, графіту – 4 %, каоліну – 18 %); чорних металів; кольорових та легуючих металів; нерудних корисних копалин (кварцитів, доломітів та ін.); хімічної сировини; облицювального каменю.

Також з надр держави вилучається цементна сировина, буре вугілля, газ, вогнетривкі глини, фосфатна сировина тощо.

До проблем раціонального використання мінерально-сировинної бази можна віднести виснаженість найбільш якісної частини запасів, важкість видобування значної частини ресурсів, недостатність фінансування нових геологорозвідувальних робіт та приділення достатньої уваги щодо раціонального використання природних ресурсів. При

вирішенні вищезазначених питань, за прогнозними оцінками експертів, можна збільшити експортні можливості України в 1,5-2 рази.

Особливості мінерально-сировинної бази України мають значний потенціал, необхідний для подальшого сталого розвитку країни, та сприяють активізації економічних та торгівельних відносин з іншими країнами світу. Подальший розвиток загострює екологічну ситуацію, на основі зростання споживання природних ресурсів й все більшого накопичення промислових і побутових відходів. На теперішній час в Україні склалась дуже напружена екологічна ситуація, зумовлена багаторічним нагромадженням великої кількості забруднюючих речовин та відходів. Техногенне навантаження на території України в 6-7 разів вище, ніж у розвинутих країнах Європи. Зони «екологічного лиха» охоплюють понад 15% усієї території України, це, насамперед, Чорнобильська зона, Донбас, Кривбас, Придніпрів'я Придністров'я, Північний Крим, узбережжя Чорного й Азовського морів.

Рішення комплексу задач, які допоможуть України при виході з кризи, неможливо без підвищення ефективності використання природно-ресурсного потенціалу, оскільки саме висока ресурсоємність вітчизняного виробництва є одним з основних факторів зниження конкурентоспроможності в цілому й конкурентоспроможності вітчизняних підприємств на світовому ринку. Підвищення уваги до ресурсозберігаючого типу розвитку та впровадження ресурсозберігаючих технологій на підприємстві зумовлено дефіцитом багатьох видів ресурсів, виснаженням їх запасів в природному середовищі, значним подорожчанням видобутку, все більш зростаючою міжнародною конкуренцією, великими обсягами утворення різних видів відходів та низьким рівнем використання вторинних ресурсів.

Література:

1. Голиков А.П. Вступ до економічної і соціальної географії: Підручник / А.П. Голиков, Я. Б. Олійник, А. В. Степаненко. – К.: Либідь, 1997. – С. 154–155.
2. Реймерс Н.Ф. Экология (теории, законы, правила принципы и гипотезы) / Н.Ф. Реймерс. – М.: Журнал «Россия Молодая», 1994. – 367с.
3. Брошкова С.Л. Природно-ресурсный потенциал как основа эколого-экономического развития региона / С.Л. Брошкова // Екологізація економіки та освіти як чинник сталого розвитку суспільства: Науковий вісник національного лісотехнічного університету. – вип. 15.6. – Львів: Вид-во НЛТУ. – 2005. – С. 201-207.
4. Жулавський Ю.А. Природно-ресурсний потенціал регіону в системі економічних відносин / Ю.А. Жулавський // Ефективна економіка. – 2014. – № 1[Режим доступу: http://www.economy.nayka.com.ua/].

ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ РЕГІОНАЛЬНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ ЗАКАРПАТСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Р.М. Ковбаснюк, *А.І. Волков, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Обґрунтування розвитку екомережі необхідно для досягнення збереження та відновлення екологічного каркасу в регіоні з метою покращення умов життєдіяльності біоти, а також для забезпечення удосконаленого раціонального управління територіями [1]. Ця мета підпорядкована і витікає з Всеєвропейської стратегії збереження біологічного та ландшафтного різноманіття і може бути досягнута через забезпечення збереження: всього комплексу екосистем, середовищ існування, видового різноманіття; ландшафтів місцевого, європейського та світового значення та при умові дієвого контролю за забезпеченням достатнього територіального простору середовищ для збереження біологічних видів; створенням можливостей для розселення і міграції видів; забезпеченням відновлення пошкоджених компонентів ключових екосистем і захисту їх від потенційної небезпеки [1].

Найголовнішим завданням з обґрунтування екомережі району було визначення, з ідентифікацією в натурі, об’єктів і територій, які віднесені до структурних складових районної екологічної мережі, виходячи з фундаментального поняття ландшафту, в основі якого лежить ідея взаємозв’язку і взаємообумовленості всіх природних явищ земної поверхні. Враховувались також й інші методи з формування ефективної екологічної мережі області [2].

Обґрунтування екомережі Закарпатської області, в цілому сприятиме забезпеченню збереження і відтворення ландшафтного різноманіття, що дасть можливість поліпшення умов для життя і розвитку людини в середовищі природного або частково зміненого стану ландшафту. Це також сприятиме запобіганню безповоротних втрат частин генетичного і ценотичного фонду регіону. Щонайменше цілком реальним буде фіксація сучасного стану ландшафтів і недопущення їх подальшої деградації внаслідок нерегульованого антропогенного впливу.

Літератуа

1. Екологічний паспорт Закарпатської області, затверджений Держуправлінням охорони навколишнього природного середовища в Закарпатській області у 2009р.
2. А.В. Кічура, В.П. Кічура. Природно-заповідний фонд, як важлива складова формування екологічної мережі. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. – Ужгород: Видавництво УжНУ «Говерла», 2008. – С 141-143.

ЕКОЛОГО-БУДІВЕЛЬНА ОРГАНІЗАЦІЯ РЕКОНСТРУКЦІЇ ЦЕНТРУ МІСТА ДНІПРОПЕТРОВСЬКА

М.В. Ковіка, О.В. Шкода, А.В. Яковенко,
П.М. Саньков, к.т.н., доц., Ткач Н.О., ас.
Придніпровська державна академія будівництва та архітектури,
м. Дніпропетровськ, Україна

Проблема збереження пам’ятників архітектури міста Дніпропетровська, як і для поселень всієї Україні, нині є дуже актуальною. У зв'язку зі збільшенням кількості знищених та занедбаних пам’ятників архітектурі, кількість яких зростає з великою швидкістю, стає необхідною розробка методик, що дозволяють оцінювати стан архітектурного пам’ятника та можливість його відновлення, максимально наближеного до первинного. У Дніпропетровську, як і в більшості великих міст України, в центральній частині знаходиться основна частина пам’яток архітектури. Тому реконструкція центру виходить на одне з перших місць серед актуальних екологічних проблем в аспекті збереження культурної спадщини нації.

Авторами вирішені наступні завдання: пошук та виявлення пам’ятників архітектурі що знаходяться в занедбаному стані та пам’ятників які втратили первинний вигляд за рахунок реконструкції чи реставрації; виконання оцінки стану цих пам’ятників на сьогодні, з метою їх збереження, чи реставрації; розробка методики збереження та реставрації пам’ятників архітектури.

Оцінка стану архітектурних пам’яток проводилася авторами за наступними критеріями: рік зведення та термін експлуатації; розташування об’єкта в структурі міста; культурно-історична цінність пам’ятника; значення об’єкту для міста; оцінка реконструкції, якщо вона проводилась; збереження первинної функції будівлі; візуальна оцінка стану зовнішніх конструкцій; оцінка ушкоджень будівлі (тріщини, деформації); візуальна оцінка декоративного оздоблення фасаду, що збереглось.

Авторами розглянуто причини руйнування будівельних конструкцій та основні сполуки, що впливають на корозію бетону - рис. 1 (С.В. Капранов, 1998). Встановлено, що значний вплив на стан будівель, розташованих біля автотранспортних магістралей, мають відпрацьовані гази (рис. 2).

В Придніпровській державній академії будівництва та архітектури розроблено методику побудови карт загазованості на основі розрахунку концентрації окису вуглецю на висоті 1,5 м від бордюрного каменю магістральної вулиці (Влияние техногенных факторов…, 2014).

Рис. 1 - Основні причини руйнування будівельних конструкцій.

Рис. 2 - Сполуки, що руйнують будівельних конструкцій.

Рівень загазованості території варто розглядати по класах, кратним 5мг/м^3 (25, 20, 15, 10 і т.д. мг/м^3). Клас 25 мг/м^3 означає, що в розглянутих границях рівень загазованості змінюється від 22,5 до 27,5 мг/м^3; клас 20 мг/м^3 означає зміну рівня загазованості від 17,5 до 22,5 мг/м^3 і т.д., що цілком відповідає суті непостійного джерела загазованості, яким є магістральна вулиця.

Таким чином, робота має велике практичне значення для підвищення якості та екологічної безпеки населення, збереження як пам’яток архітектури, так і основних будівельних фондів не тільки в місті Дніпропетровську, а і в любих містах України. До найбільш ефективних заходів захисту будівель і споруд нами віднесені: а) перехід авто на менш токсичні види палива (газ), або зовсім на інші види енергії (електрична); б) забезпечення оптимальної швидкості руху автомобілів - 65-70 км/год.; в) регулярна обробка фасадів будинків, орієнтованих на магістралі, спеціальними розчинами для ліквідації мікротріщин; г) взагалі дбайливе відношення до будинків і споруд як самих мешканців (господарів), так і комунально-експлуатаційних служб і органів місцевого самоврядування.

ВЛИЯНИЕ ГИДРОГЕОМЕХАНИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ГРУНТОВ НАиУСТОЙЧИВОСТЬ СКЛОНОВ БАЛКИ ТОННЕЛЬНАЯ г. ДНЕПРОПЕТРОВСКА

А.С. Ковров, к.т.н., доц., К.А. Зворыгин
ГВУЗ «Национальный горный университет», Украина

Введение. На сегодняшний день Днепропетровск - один из самых оползнеопасных городов в Украине. Город построен на холмах с разветвленной сетью балок и оврагов с очень сложными в геологическом отношении почвами. Треть территории города - это просадочные лессовые суглинки. Они не представляют никакой опасности, когда находятся в сухом состоянии. Но в случае недостаточного дренажа или подтопления из канализационных сетей или ливневых коллекторов лессовые грунты насыщаются влагой, их пластические свойства возрастают а сопротивление сдвигу уменьшается, что приводит к образованию оползневых участков [1]. На правобережье Днепропетровска - 36 балок и оврагов. Их общая площадь составляет примерно 5 тыс. гектаров. Здесь определено более 140 участков, на которых существует угроза оползней и подтоплений.

Целью данной работы является оценка экзогенных геологических процессов, имеющих место в урочище Тоннельная балка г. Днепропетровска и вычисление коэффициентов запаса устойчивости для склонов с учетом геологического профиля, влияния гидрогеомеханических свойств грунтового массива.

Моделирование устойчивости склонов. Урочище Тоннельная балка находится на юго-востоке г. Днепропетровска (рис.).

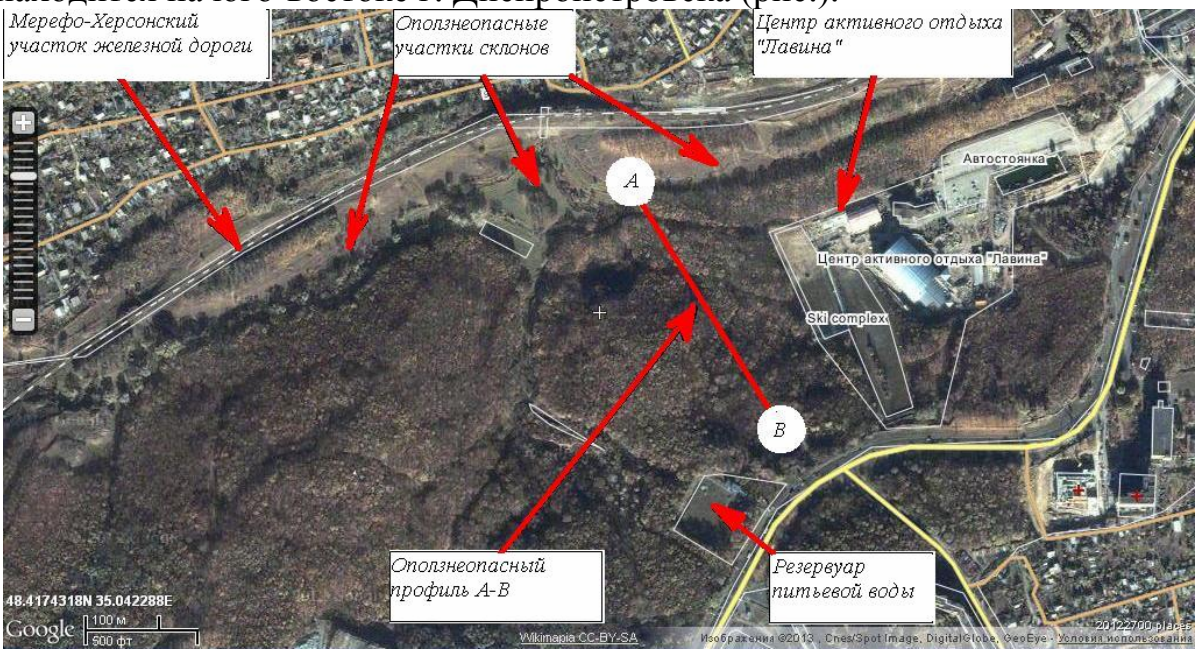


Рис. 1 - Расположение Тоннельной балки г. Днепропетровска (по данным ресурса http://wikimapia.org).

В настоящее время балка является местом отдыха, лесопарковой зоной, а также содержит объекты строительства различных форм собственности, в том числе Центр активного отдыха «Лавина». На отдельных участках урочища наблюдаются интенсивные смещения грунта, что вызывает необходимость выполнения соответствующей инженерной оценки техногенной безопасности склонов. Ситуация усложняется расположенным в нижней части балки резервуара системы питьевого водоснабжения.

Для решения проблемы устойчивости природных и техногенных склонов разработаны многочисленные методы в рамках теории предельного равновесия. В качестве алгоритма потери устойчивости принимается механизм скольжения массива, который сдвигается относительно неподвижной части склона по поверхности скольжения. При этом, сопротивление сдвигу по поверхности скольжения рассчитывается для статических условий. Описание всей поверхности скольжения подчиняется критерию разрушения грунта в виде закона Кулона-Мора:

$$\tau = C + \sigma_n tg\rho, \qquad (1)$$

где τ - касательное напряжение , σ_n - нормальное напряжение, C - сцепление грунта, φ - угол внутреннего трения.

Алгоритм расчета коэффициента устойчивости массива включает итерационное вычисление прочностных характеристик во всех элементах массива посредством поэтапного нагружения модели, в результате чего напряжения в склоне достигают предела прочности на сдвиг и возникает сдвижение пород (оползень). Процесс вычислений коэффициента запаса устойчивости (КЗУ) повторяется до момента потери склоном устойчивого состояния и графически выражается в виде наиболее вероятной линии скольжения, по которой происходит сдвижение массива. Если КЗУ>1, то откос находится в устойчивом состоянии, а при КЗУ <1 возникают оползневые процессы [2].

Для определения устойчивости склона Тоннельная балки в программе SCAD Soft «Откос» построен геометрический профиль и заданы физико-механические свойства грунтов, слагающих склон (табл.).

Таблица – Физико-механические свойства грунтов

Названия инженерно-геологических слоев	Угол внутреннего трения φ, град	Удельное сцепление C, кПа	Удельный вес сухого грунта P, кН/м3
Почва	38	25.212	15.696
Суглинок желто-бурый	26	34.924	17.168
Суглинок красно-бурый	24	37.278	17.658
Песок	33	21.582	16.677
Глина	18	981	20.601

На рис. 2 изображены результаты моделирования устойчивости склона по расчетному методу Федоровского-Курило. Результаты моделирования с другими методами дают аналогичную круглоцилиндрической поверхность скольжения с вертикальной зоной отрыва.

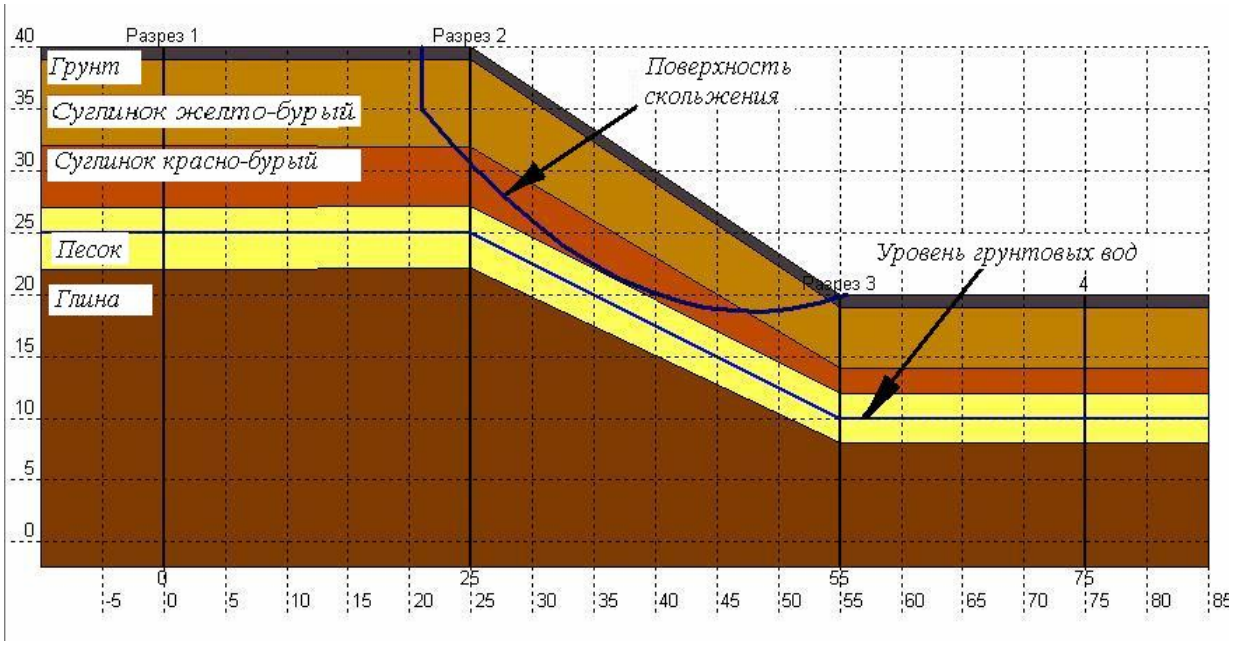


Рис. 2 - Результаты моделирования устойчивости склона (КЗУ = 1,671).

По результатам расчета склон с усредненным углом наклона α = 30º находится в устойчивом состоянии. Однако ухудшение гидрологического режима территории, в частности подъем грунтовых вод, может привести к активизации оползневых процессов.

Выводы. В настоящее время количество оползней в Украине превышает 22900 и постоянно растет под влиянием природных и техногенных факторов. Их точное прогнозирование посредством современных методов численного моделирования и осуществление своевременных противооползневых мероприятий является неотъемлемой частью стратегии техногенной и экологической безопасности Украины.

Литература

1. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2011 році [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://www.mns.gov.ua/content/nasdopovid2011.html. - К: Міністерство надзвичайних ситуацій України, 2012. – 218 с.
2. Перельмутер М.А., Федоровский В.Г. Руководство пользователя к программе «Откос». Анализ устойчивости откосов и склонов. - Версия 1.5. М: SCAD Soft, 2007. – 15 с.

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА СУЧАСНИХ МЕТОДИК ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

А.В. Колісник, к.г.н.
Одеський державний екологічний університет, Україна

Існують сучасні методики оцінки якості поверхневих вод, які ґрунтуються на розрахунках комплексних показників екологічного стану водних об'єктів. В залежності від мети пропонуються різні системи оцінок [1, 2]. Умовно їх можна розділити на три великих групи в залежності від того чи враховуються при виконанні оцінки вимоги окремих видів водокористування, умови функціонування екосистем або враховується перше і друге одночасно. Методи комплексних оцінок якості вод розробляються і за кордоном. Відомі роботи в даній області Брауна (Brown R.M.), Хартона (Harton R.K.), Юхабера (Juhaber H.), Третта (Truett I.B.) та ін. Різні підходи, використані авторами при створені систем оцінок, мають свої достоїнства та недоліки, але жодна з них не може претендувати на універсальність. Крім комплексних оцінок, які стосуються насамперед аналізу гідрохімічних і мікробіологічних даних, в зарубіжних публікаціях зустрічається велика кількість методів оцінки якості природних вод сугубо гідробіологічного характеру. Нині досить чітко визначилися два підходи до оцінки якості води, які умовно можна назвати водогосподарським і екологічним [3]. Водогосподарський підхід включає такі методики оцінки якості води, які дозволяють оцінити можливості водопостачання (комунального, промислового, сільськогосподарського), перспективи рибного господарства та рекреаційний потенціал. Екологічний підхід до оцінки якості природних вод базується на оцінці рівнів сапробності, видового різноманіття та включає комплексні оцінки за функціональними характеристиками водного об'єкта.

В Україні офіційно застосовується з січня 1999 р. методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [99]. Згідно з цією методикою, *екологічний індекс* (*EI*) визначається, як середньоарифметичне трьох блокових індексів – за компонентами сольового складу, за трофо-сапробіологічними критеріями і за специфічними показниками токсичної і радіаційної дії. При визначенні блокових індексів використовуються як найгірші, так і середні значення категорій, які визначаються для кожного показника. Ці таблиці являються основою для екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Після розрахунку екологічного індексу якості води визначається його належність до певного класу та категорії якості вод за їх станом, ступенем їх чистоти, трофністю, сапробністю за допомогою системи екологічної класифікації. Автором [4] визначені всі позитивні та негативні сторони даної методики оцінки якості природних вод.

Існує низка спроб характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника [5,6]. Прикладом такого показника є індекс забрудненості $I_з$ [7], який дорівнює:

$$I_з = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{ГДК_i}. \quad (1)$$

Зручність в застосуванні такого методу оцінки якості води полягає в тому, що застосовується $I_з$ до всіх показників якості, які має дослідник. Та головна небезпека полягає у тому, що в такому випадку буде мати місце синергізм, коли присутність однієї речовини посилює токсичність іншої, або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої значно вища, ніж початкові.

Методика оцінки якості води за *індексом забрудненості води* (*ІЗВ*) рекомендована для використання підрозділам Держкомгідромету [7]. Розрахунок *ІЗВ* проводиться за обмеженим числом інгредієнтів, використовуються тільки 6 показників якості води. *ІЗВ* являє собою середнє арифметичне із відношень середніх з *ГДК* кожного з показників. Даний індекс не враховує ефект сумації полютантів, крім того, одночасно використовуються генетично різнорідні інгредієнти. За величинами розрахованих *ІЗВ* виділяють вісім класів якості води.

Найповнішу і надійну оцінку якості водних об'єктів з екологічних позицій може дати такий спосіб оцінки якості води, який буде враховувати ефект сумації ЗР у водному середовищі. Одним з найдосконаліших методів оцінки якості вод є застосування інтегрального показника L_j, який розраховується для кожної групи шкідливості j = 1,...,5 та характеризує якість води по кожній лімітуючій ознаці шкідливості (ЛОШ) [8]:

$$L_{ij} = \sum_{j=1}^{N_j}\frac{C_{ij}}{ГДК_{ij}}, \quad (2)$$

де N_j – кількість речовин у j-тій групі ЛОШ;

$ГДК_{ij}$ – *ГДК* для концентрації C_{ij} речовини в j-тій групі сумації.

Допустимими вважаються значення $L_{ij} \leq 1$. Якість води характеризує самий пріоритетний i-тий показник по j-тій ЛОШ, для якого повинна виконуватися така умова:

$$\frac{C_{ij}^{*}}{ГДК_{ij}^{*}} = \max\frac{C_{ij}}{ГДК_{ij}}. \quad (3)$$

Показники, внесок яких у відповідний інтегральний показник L_i менше 10 %, вважаються несуттєвими, тобто такими, які не несуть в собі значного впливу на якість води. В роботі автора [9] представлені результати оцінки якості поверхневих вод басейну р. Південний Буг за допомогою даного показника та виявлені позитивні сторони даного методу дослідження.

В Європі і США широко використовується методика оцінки якості вод за загальним індексом якості вод, який вміщує в собі хімічний індекс Баха (*CI*) та індекс якості води Американської санітарної служби (*WQI*) [10]. За своєю структурою ці індекси побудовані аналогічно, тільки в *CI* представлені хімічні показники якості (їх 8), а *WQI* включає мікробіологічні та фізичні показники (їх 9). Показники якості переводяться в безрозмірну шкалу за допомогою «кривих якості». Характерною особливістю цих двох індексів являються вагові коефіцієнти, які виражають значущість кожного з показників в загальній оцінці. Ці коефіцієнти отримані шляхом узагальнення експертних оцінок. Для *CI* якість води оцінюється за семи класами, а за *WQI* стан якості води поділяється на п'ять класів. Загальний індекс якості розраховується за формулою:

$$I = \prod_{i}^{n} q_i^{w}, \tag{4}$$

де q_i - індекс i-того параметра,

w - вага даного параметра.

Поряд з вищеописаними методиками необхідно звернути увагу на методику оцінки екологічного стану водних ресурсів на основі розрахунку комплексного показника екологічного стану вод (*КПЕС*) [11]:

$$КПЕС_j = 1 - (\frac{П_i}{Н_i})_j, \tag{5}$$

де *П, Н* – величина параметра і його норма,

j – лімітуюча ознака шкідливості (токсикологічна, санітарно-токсикологічна, органолептична, рибогосподарська, загальносанітарна) для ЗР.

Гідрохімічним Інститутом Держкомгідромету колишнього СРСР розроблено один з можливих методів оцінки якості води водних об'єктів за гідрохімічними показниками [5]. Дана методика дозволяє використовувати для оцінки максимальну кількість показників якості та вміщує в собі розрахунки коефіцієнту комплексності забруднення, міри стійкості забруднення, показника кратності перевищення *ГДК* ЗР, та розрахунок комбінаторного індексу забрудненості. Крім цього дана методика дозволяє виділити лімітуючі показники забрудненості води, які найбільше погіршують її якість. На заключному етапі оцінки водному середовищу присвоюють клас, розряд та характеристику стану забрудненості. Особливістю даної методики є те, що в ній поєднані диференційований і комплексний підхід до оцінки якості води.

Порівнюючи між собою методики оцінки якості поверхневих вод, необхідно розуміти, що в будь-якому випадку при виборі методу оцінки будуть керуватися обсягом і характером існуючої інформації та метою її використання. Результати порівняльного аналізу методик оцінки якості природних вод та результатів дослідження за даними методами

представлені в роботах автора на прикладі річкових вод Вінницької області [12].

Література

1. Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А.М. Никанорова // Сб. научных статей. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 144 с.
2. Кимстач В.А. Классификация качества поверхностных вод в странах Европейского экономического сообщества / В.А. Кимстач. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. – 48 с.
3. Бобровський А.Л. Екологія поверхневих вод: Гідроекосистеми: основні поняття і принципи / А.Л. Бобровський. – Рівне, 2005. – (Підручник: в 2 кн.). Кн. 1. – 2005. – 319 с.
4. Колісник А.В. Вдосконалення методики комплексної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А.В. Колісник, С.М. Юрасов // Вісник Одеського державного екологічного університету; Вип.7. – 2009 р - С. 192 - 202.
5. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод: [підручн.] / С.І. Сніжко. - К.: Ніка- Центр, 2001. – 264 с.
6. Юрасов С.М. Оцінка якості природних вод/ Юрасов С.М., Сафранов Т.А., Чугай А.В. – Одеса: Екологія, 2012. – 168 с.
7. Рациональное использование водных ресурсов: [уч. для ВУЗов по спец. «Водоснабжение, канализация, рац. использ. и охрана водных ресурсов»] / С.В. Яковлев, И.В. Прозоров, Е.Н. Иванов, И.Г. Губий. – М.: Высшая школа, 1991. – 400 с.
8. Караушев А.В. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / А.В. Караушев. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – 285 с.
9. Колісник А.В. Підходи до вибору методів оцінки якості поверхневих вод / Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування / А.В. Колісник // Матеріали регіональної наукової конференції студентів, магістрантів та аспірантів. - Харків: Вид-во ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2009. – С. 137 - 140.
10. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / Под ред. А.Г. Васенко, С.А. Афанасьева - К.: Академпериодика, 2002. – 355 с.
11. Тимченко З.В. Водные ресурсы и экологическое состояние малых рек Крыма / З.В. Тимченко. – Симферополь: Доля, 2002. – 152 с.
12. Колісник А.В. Антропогенні фактори формування якості річкових вод в межах Вінницької області. – Автореф. дис. на зд. наук. ст. канд.. геогр. наук. – Одеса: ОДЕКУ, 2013. – 22 с.

РАРИТЕТНЕ ФІТОРІЗНОМАНІТТЯ ПОДІЛЛЯ: СТАН, ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ

О.І. Кондратюк, О.В. Буйний
Вінницький державний педагогічний університет імені М. Коцюбинського, Україна

Вступ. В наш час дуже актуальною є проблема збереження біотичного різноманіття (БР)– це різноманіття живих організмів на всіх рівнях організації живої природи і в усіх просторово-обмежених середовищах існування (наземних, прісноводних, морських).

Питання зникнення БР не обходить і такий соціально-економічний регіон як Поділля, природний комплекс якого займає 10,1% території України, має особливе екологічне й природоохоронне значення і за складом БР лише поступається таким регіонам як Крим і Карпати. Наразі фіто різноманіття вищих судинних рослин (ВСР) Поділля включає 1962 види, з них 484 це раритетні види, що занесені до Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи і природних ресурсів (ЧС МСОП), Європейського Червоного списку (ЄЧС), міжнародних конвенцій, Червоної книги України (ЧКУ), регіональних «червоних списків» [7].Питання збереження раритетних видів рослин Поділля з метою їх збереження є вкрай необхідним і нагальним.

Метою дослідження є аналіз сучасного стану раритетних видів фіторізноманіття Поділля, з’ясування проблем і шляхів їх збереження.

Конспект раритетного фіторізноманіття ВСР Поділля включає 484 види, які належать до 214 родів, 73 родин та 5 відділів, що складає 24,6% від їх загальної кількості і 79,2% від загальної кількості червонокнижних судинних рослин України [1, 2, 3].

Забруднення біотопів, суцільне вирубування лісів, що дуже часто повторюється на території Поділля, зривання квітів на букети, випалювання і витоптування трави, заготівля лікарської та харчової сировини все це призводить до збідніння видового складу окремих популяцій як трав'яних, так і деревних, кущових та чагарникових рослин. Тому деякі види потребують охорони.

Раритетне фіторізноманіття регіону складають ВСР, які занесені до: 1) ЧС МСОП(2004) – 8 видів; 2) ЄЧС – 13 видів; 3) Конвенції про охорону дикої флори та фауни та природних середовищ існування в Європі(Берн, 1979) – 15 видів; 4) Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої флори й фауни, що перебувають під загрозою зникнення (CITES, Вашингтон, 1973) – 38видів; 5) ЧКУ(2009) – 169 видів (таблиця 1); 6) регіонально-рідкісних видів, що знаходяться на території Поділля – 327 видів [4, 5].

Таблиця 1 - Розподіл видів рослин Поділля, занесених до Червоної книги України, за категоріями

Адміністративно-територіальні одиниці		Категорії Червоної книги України (2009)						
		зниклі в природі	зниклі	зникаючі	вразливі	рідкісні	неоцінені	недостатньо відомі
Західне Поділля	104	0	0	6	56	16	26	0
Центральне Поділля	105	1	2	7	54	19	22	0
Східне Поділля	119	0	3	12	52	25	27	0

За аналогією до ЧКУ, де основна увага звернена на охорону генофонду рідкісних і зникаючих видів, було розроблену ЗКУ(2009). Вона стала основою для розроблення охоронних заходів щодо збереження, відтворення та використання занесених до неї рідкісних, зникаючих і типових природних рослинних угруповань, як складових БР.До ЗКУ включено 160 статей, де подається відповідна інформація про 800 асоціацій рослинності України, серед яких є рідкісні (347), такі, що перебувають під загрозою зникнення (354) та типові (99). Статті згруповані відповідно до типів рослинності: лісова(72 статті, 308 асоціацій), чагарникова і чагарничкова рослинність Карпат і Криму (9 статей, 32 асоціації), трав'яна і чагарникова рослинність ксеротичного типу на відслоненнях та пісках (8 статей, 32 асоціації), лучна (6 статей, 20 асоціацій), болотна (11 статей, 39 асоціацій), галофітна (3 статті, 9 асоціацій), водна (26 статей, 137 асоціацій)[6].

У рослинному покриві Поділля виявлена низка рідкісних фітоценозів, які підлягають державній охороні і внесені до ЗКУ (табл.2)[7].

Таблиця 2 - Рідкісні фітоценози Поділля, які підлягають охороні і внесені до ЗКУ

Рослинні угрупування	Чисельність угрупувань за ЗКУ.		
	Україна	Поділля	% від загальноїкількості
Асоціації	127	50	39,4
формації з них:			
лісові	51	31	60,8
чагарникові й степові	26	7	26,9
лучні	17	1	5,9
водні	16	7	43,8
болотні	12	4	33,3
чагарникові	5	-	-

Висновок. Загальна характеристика раритетного фіторізноманіття Поділля є вкрай необхідною. Наше дослідження показало, що насьогодні недостатньо заходів щодо охорони раритетних видів рослин. Наразі необхідно: створити території і об'єкти природно-заповідного фонду; встановити юридичну відповідальність за порушення порядку охорони; створити і реалізовувати регіональну екомережу; проводити екологічну експертизурізних видів господарської діяльності з метою попередження знищення рідкісних, зникаючих й вразливих рослин.

Література

1. Мудрак О.В. Структурно-порівняльний аналіз раритетного фіторізноманіття Поділля/ О.В. Мудрак// «Актуальні питання біології,екології та хімії».Електронне наукове фахове видання Запорізького національного університету. – №1. – 2010. – С. 69–75.
2. Мудрак О.В. Флористична різноманітність Поділля, її оцінка та структурно-порівняльний аналіз/ О.В. Мудрак, Г.О. Білявський, О.М. Нагорнюк// Наук. вісник. Нац-гоун-ту біоресурсів і природокористування України/ Редкол.: Д.О.Мельничук та ін. – К.,2010. – Вип.145. – С. 74–85.
3. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.
4. Мудрак О.В. Збалансований розвиток екомережі Поділля: стан, проблеми, перспективи [Монографія] / О.В. Мудрак – Вінниця: «СПД Главацька Р.В.», 2012. – 914 с.
5. Фіторізноманіття національних природних парків України /Т.Л.Андрієнко, Р.Я. Арап, Д.П.Воронцов та ін. / за ред. Т.Л.Андрієнко та В.А. Онищенка. – К.: Науковий світ, 2003 – 143с.
6. Зелена книга України / під загальною редакцією член-кориспондента НАН України Я.П. Дідуха. – К.: Альтерпрес, 2009. – 448 с.
7. Мудрак О.В. Особливості збереження біорізноманіття Поділля: теорія і практика [Монографія] / О.В. Мудрак, Г.В. Мудрак– Вінниця:Нілан-ЛТД, 2013 – 320с.

ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА И ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ

Р.В. Коновалов, *Д.И. Тебиева, к.г.н., доц.*
Северо-Осетинский государственный университет
имени К.Л. Хетагурова, Северная Осетия-Алания, Российская Федерация

Влияние окружающей среды на человеческое общество и отдельных индивидуумов несомненно, так как человек включён в окружающую среду как её элемент, и само развитие человечества можно описать в значительной мере как развитие технико-адаптационных механизмов приспособления человека к этой среде.

Столь же несомненна связь между загрязнением окружающей среды и качеством жизни населения, выражаемым рядом показателей: средняя продолжительность жизни, заболеваемость, смертность от различных причин, комфортность и другие. Известны профессиональные и общие заболевания, связанные с загрязнениями воздуха, воды и почвы.

По данным Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ), плохое состояние окружающей среды служит непосредственной причиной около 25% всех недомоганий, среди которых наиболее распространены диарея и острые респираторные заболевания. Причиной 7% всех смертей и заболеваний в мире ВОЗ называет низкое качество воды, санитарии и гигиены (ВОЗ не отделяет эти три причины друг от друга). Около 5% заболеваний связывают с загрязнением воздуха, причём также не прямо, а в зависимости от местонахождения: дома, на работе, в транспорте и т.п.

Вопросы различных аспектов связей окружающей среды и здоровья населения широко обсуждаются научной общественностью [1,2,3,4].

Сделаны отдельные попытки довести рассуждения до цифр или коэффициентов корреляции, но, как правило, приводимые описания не содержат данных о статистических выборках и не привязываются к группам населения, местам обитания, к экспозиции и другим особым условиям. Более того, известно, что статистическая зависимость не означает существования прямой причинно-следственной связи.

Помимо окружающей среды, здоровье населения зависит от образа жизни и характеристик организма, трансформирующих оказываемые воздействия в показания здоровья. Нельзя говорить о том, что установлены линейные или иные математические зависимости медицинских показателей от изменения качеств природной среды. Эти зависимости должны существенно различаться для отдельных стран и регионов, групп населения, профессиональных занятий, по предрасположенности к заболеваниям (астматики, аллергики, дети, пожилые люди, инвалиды). Конечно, сказанное не относится к прямым мощным воздействиям, которые условно можно назвать «подфакельными». Из-под факела, как из зоны поражения, следует выходить как можно скорее, но это связано с

техническими и экономическими возможностями населения, уровнем экономического развития страны и т.п.

Если говорить более обобщённо, то главной причиной уязвимости следует считать не ухудшение качества окружающей среды, а бедность.

К сожалению, в большинстве исследований наблюдается сведение всех экономических явлений к их воздействию на природную среду, а уж затем – природной среды на население. При этом прямые связи между экономическим развитием и бедностью нивелируются, а воздействие ухудшающейся природной среды выпячивается. Природную среду подвергают пристальному изучению и, как ни странно, в первую очередь для определения пределов её ёмкости с точки зрения, вносимых в неё загрязнений [5].

Конечно, влиянию окружающей среды подвержен каждый, но, при прочих равных условиях, люди с меньшим достатком обладают меньшей способностью адаптироваться и являются более уязвимыми по отношению к экологическим опасностям и другим изменениям среды.

Основной связью, скрывающейся за кажущимися связями загрязнения окружающей среды и изменениями показателей здоровья населения, является разделение людей по уровню доходов (богатство-бедность), проявляющееся как на индивидуальном уровне, так и на уровне муниципалитета, региона, страны. Требуется очень высокий достаток, чтобы человек мог позволить себе обеспечить индивидуальное качество жизни вне зависимости от качества окружающей среды.

Бедные люди, живущие в благополучном регионе, пользуются определённым набором общедоступных коммунальных благ; люди среднего достатка, живущие в неблагополучном регионе, таких благ лишены и могут быть более уязвимы. Поэтому ЮНЕП одним из показателей качества окружающей среды предлагает считать степень захламлённости территории. Помимо того, что бедные и беднейшие группы населения наиболее уязвимы, бедность сама порождает деградацию окружающей среды. В беднейших районах и странах население и администрация не способны проводить даже элементарные природоохранные мероприятия; напротив, происходит рост загрязнений, деградация почв, вырубка лесов на дрова за неимением возможности платить за другие источники энергии. Другими факторами, повышающими уязвимость населения, являются – техническая отсталость, образ жизни, традиции, морально-этические, эстетические и другие ценности [6].

Определение риска неблагоприятных воздействий на здоровье населения, выполненные на местном уровне, привели к следующему выводу. Ожидаемые эффекты зависят не только и не столько от типа загрязнителя и общего уровня загрязнений, сколько от того, каким образом человек или группа людей подвергаются воздействию загрязнителя. Так, например, человек, пролетевший на реактивном самолёте над открытым

реактором АЭС, может меньше опасаться за своё здоровье, чем человек, путешествующий пешком в долине с целебными радоновыми источниками. Этот пример очень показателен для Северной Осетии, где истинные причины общей заболеваемости населения отдельных районов либо не изучены, либо сознательно замалчиваются, при этом «под микроскопом» рассматриваются антропогенные загрязнения.

Начиная с 1998-2002 гг., ВОЗ всё более широко использует понятия «экспозиция» и «уровень экспозиции», как по отношению к отдельному человеку – персональная экспозиция, так и по отношению к группам или массам людей – массовая экспозиция [2].

Под экспозицией понимается положение объекта или субъекта по отношению к потокам, способным переносить загрязняющие вещества от источников на различные расстояния и повышать со временем их концентрацию до недопустимого уровня. *Персональная экспозиция* связана с истинными накопленными концентрациями, воздействию которых подвергается индивидуум в течение определённого времени. *Массовая экспозиция* связана не только с уровнем загрязнения, но и с плотностью населения в районе загрязнения.

Нами проведен анализ данных, полученных станцией агрохимической службы «Северо-Осетинская» в 1994 году, в процессе обследования почвенного покрова пригородных зонах г. Владикавказ на предмет распространения тяжелых металлов (ТМ), выбрасываемых предприятиями цветной металлургии.

Почвенные образцы брались в направлениях на населенные пункты в ближней 5-ти километровой и дальней 30-ти километровой зонах. Началом отсчета служили соответствующие границы г. Владикавказ [7].

Результаты почвенных анализов, представленные в табл. 1, доказывают следующее:

- содержание тяжелых металлов в ближней зоне выше, чем у самого источника;
- содержание тяжелых металлов уменьшается по направлению к дальней зоне;
- в разных направлениях концентрация металлов в почве зависит от «розы» ветров;
- тяжелые металлы накапливались в почвенном слое в течение достаточно длительного времени, как видно из табл. 2, выбросы тяжелых металлов в атмосферу Владикавказа в разные годы практически не превышали допустимых норм, тогда как содержание тяжелых металлов в почве на порядки выше ПДК, это доказывает длительность накопления элементов в почве.

Таблица 1 – Содержание тяжелых металлов в верхнем слое почвы в ближней и дальней пригородных зонах г. Владикавказа

Направление вектора	Расстояние от источника	Содержание ТМ, мг/кг				
		Cu	*Zn*	*Cd*	*Pb*	*Ni*
Владикавказ-Алагир	0	10,2	38,2	0,58	28,3	0,37
	1-5	15,1	41,5	0,95	39,3	0,37
	25-30	10,1	18,0	0,58	21,3	1,04
Владикавказ-Ардон	0	10,7	209,0	3,15	142,0	0,22
	1-5	9,9	67,9	2,67	53,8	0,38
	20-25	10,9	31,7	0,40	22,9	0,27
Владикавказ-Беслан	0	17,7	14,1	0,71	214,5	3,69
	1-5	12,5	16,4	0,44	35,8	4,50
	20-25	10,4	10,1	0,36	22,4	3,90
	25-30	8,4	11,9	0,35	23,9	6,50
Владикавказ-Чермен	0	16,2	200,7	1,84	451,8	0,38
	1-5	16,1	172,7	2,09	351,9	0,34
	5-10	8,4	68,2	2,21	181,6	0,33
Владикавказ-Сунжа	0	20,5	246,0	3,45	441,0	0,37
	1-5	17,5	235,4	2,77	370,1	0,41
	20-25	11,5	231,5	2,72	199,6	0,35
Владикавказ-Чми	0	13,7	14,3	0,38	64,7	0,23
	1-5	14,0	12,2	0,46	95,2	0,68
	25-30	13,4	11,0	0,42	49,1	0,65
Владикавказ-Кобань	0	9,5	10,9	0,26	69,4	0,96
	1-5	12,0	11,9	0,39	36,1	0,40
	25-30	11,1	12,4	0,57	42,7	0,57

Таблица 2 – Содержание тяжелых металлов в воздухе г. Владикавказа в 1995-2004 гг. *

годы / ТМ мкг/м^3	1995- 1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	ПДК
Хром	-	0	0	0	0	0,014	0,010	1
Марганец	-	0,007	0	0	0	0,062	0,056	0,05
Железо	-	4,6	2,3	2,8	7,2	2,1	2,7	4
Никель	-	0,002	0	0	0	0,027	0,014	0,05
Медь	-	0,078	0,013	0,002	0,019	0,010	0,066	1
Цинк	-	0,25	0,29	0,21	0,09	0,49	0,70	6
Свинец	-	0,026	0,014	0,020	0,037	0,10	0,066	0,01

* *Источник*: Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды и природных ресурсов РСО-Алания/ Министерство охраны окружающей среды и природных ресурсов РСО-Алания. – Владикавказ, 1995 г.

Таким образом, степень возможного воздействия загрязнений на человека зависит от *экспозиции*: находиться на территории Владикавказа, как источника выбросов, менее опасно, чем питаться с огорода, удаленного на несколько десятков километров от него.

Кроме того, нельзя однозначно сказать, что источником загрязнения почв тяжелыми металлами являются исключительно предприятия цветной металлургии, так как векторы направлений отбора проб совпадают с основными автомагистралями, радиально отходящими от Владикавказа. Более того, обследования реперных участков, заложенных в различных сельскохозяйственных ландшафтах равнинной части республики, показали, что содержание тяжелых металлов нигде не превышает ПДК [7].

Литература

1. Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцилло Е.В. Оценка и управление рисками влияния ОС на здоровье населения. – Эдиториал УРСС, 1999. - 256 с.
2. 12-я конференция Международного общества по анализу экспозиции (ISEA) и 14-я конференция по экологической эпидемиологии (ISEE): влияние окружающей среды на здоровье, новшества и взаимодействия. – Ванкувер, Канада. – 11-15 августа 2002 г.
3. Международная конференция Indoor Environmental Health and Technology Conference, May 13-16, 2003. – New Orlean, US.
4. Тебиева Д.И. Проблемы управления качеством окружающей среды/Вестник СООРГО. - 2010. - №13 С. - 65-67.
5. Абалаков А.Д., Малышев Ю.Н., Полюшкин Ю.В. Анализ остроты экологических проблем в зоне техногенного воздействия // Сибирский экологический журнал. – 1999. - № 6. – С. 673-680.
6. Состояние окружающей среды и ответные меры, 1972-2002. - Доклад ЮНЕП GEO-3.
7. Сокаев К.Е. Агроэкологический мониторинг почв и эффективность удобрений в предгорьях Центрального Кавказа/ФГУ Станция агрохимической службы «Северо-Осетинская» – Владикавказ: Изд.-полиграф. предприятие им. В. Гассиева, 2009. - 288 с.

ДИСБАЛАНС МІНЕРАЛЬНОГО СКЛАДУ ПИТНИХ ВОД - ЯК ЧИННИК ВПЛИВУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ОДЕСИ

А.І. Конькова, *Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.*
Одеський державний екологічний університет

Якість питної води (ПВ) визначається епідеміологічними, санітарно-хімічними та радіаційними показниками, а також за показниками фізіологічної повноцінності мінерального складу (ФПМС), які визначають адекватність мінерального складу води біологічним потребам організму: сухий залишок 200 – 500 мг/дм^3; загальна лужність - 0,5-6,5 ммоль/дм^3; кальцій - 25-75 мг/дм^3; магній – 10-50 мг/дм^3; загальна жорсткість 1,5-7,0 ммоль/дм^3; натрій – 2-20 мг/дм^3; калій – 2-20 мг/дм^3; йод – 20-30 мкг/дм^3; фториди - 0,7-1,2мг/дм^3 [1].

А.І. Іванов та ін. [2] на основі аналізу робіт, опублікованих у провідних наукових виданнях за останні 10 років, відмічають певні закономірності між якістю ПВ і захворюваністю населення. У цій оглядовій роботі відзначається, що найбільш залежні від гідрохімічного складу ПВ ендемічні хвороби, патологія серцево-судинної системи (ССС) та шлунково-кишкового тракту. Серед населення, що вживає високомінералізовану сульфатно-кальцієву воду, частіше зустрічаються захворювання органів травлення. Хімічний склад ПВ здатний впливати на мінеральний гомеостаз організму людини. Відмінності вмісту Na^+, K^+, Ca^{2+} і Mg^{2+} можуть мати відношення до поширеності артеріальної гіпертензії. Дефіцит і дисбаланс Ca^{2+} і Mg^{2+} можна розглядати в якості потенційних факторів ризику виникнення у населення сечокам'яної хвороби, захворювань шкіри, ССС та органів травлення. Водночас, в останні роки з'явилася низка робіт, в яких мова йде про те, що такі показники ПВ, як жорсткість, вміст Ca^{2+} і Mg^{2+} не здійснюють вплив на захворюваність ССС. У дослідженні нідерландських учених зв'язку між жорсткістю, вмістом Ca^{2+}і Mg^{2+} у ПВ і смертністю від ішемічної хвороби серця та інсульту, відзначено відсутність значимої зв'язку між цими показниками. В аналітичному огляді англійських учених також йдеться про різні результати досліджень, присвячених впливу жорсткості ПВ і вмісту Ca^{2+} на виникнення захворювань ССС. При цьому наголошується, що більшість авторів при виконанні подібних досліджень свідчать про наявність зворотного зв'язку між рівнем магнію у воді і хворобами ССС.

Одним з найважливіших критеріїв оцінки якості ПВ, здатним впливати на стан і розвиток людського організм, як на клітинному, так і макрорівні, є її фізіологічна повноцінність, тобто то, якою мірою вода є джерелом необхідних для людини біогенних мікро- і макроелементів. З ПВ людина може отримати до 20 % добової дози кальцію, до 25% магнію, до 50-80 % фтору, до 50% йоду. У деяких роботах, присвячених якості ПВ для дітей

першого року життя, наводяться такі дані: вміст фтору має бути не більше 0,3 мг/дм^3, щоб запобігти розвитку флюорозу. ПВ розглядається як джерело кальцію (24-56 % добової потреби), зміст якого повинен становити від 50,0 до 100,0 мг/дм^3, а також основним джерелом надходження в організм фтору, з якої він засвоюється на 90-97 %. У доповіді Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) «Фтор у питній воді», присвяченому цій проблемі, представлені останні наукові дані про поширеність фтору, наслідки його впливу на здоров'я. При зниженому надходженні фтору в організм знижується стійкість емалі зубів до кислих харчових продуктах і продуктів бактерійного розкладання, що призводить до карієсу. Надмірне надходження фтору призводить до флюорозу. Для клінічного флюорозу зубів характерні зміна забарвлення і ерозія емалі зубів. У більш важких випадках може бути пошкоджена вся зубна емаль. При флюорозі скелета фтор протягом багатьох років поступово накопичується в кістках, що призводить до погіршення рухомості і болю в суглобах.

Отже, огляд літературних даних підтверджує, що якість (у т.ч. ФПМС) ПВ є чинником, який істотно впливає на формування здоров’я населення.

Оцінка ФПМС питних вод м. Одеси із річкових (р. Дністер) та підземних вод дана за результатами досліджень хіміко-бактеріологічної лабораторії філії «Інфоксводоканал» за 2006-2007 рр. і 2010-2011 рр. [3, 4].

На підставі проведених досліджень можна відзначити:

- Лише в одному випадку вміст калію в річковій (водопровідній) воді зафіксовано нижче мінімального нормативного значення. Однак концентрації натрію вище максимальної норми (*maxN*), а фторидів - нижче мінімальної норми (*minN*). Якщо натрій і фториди (2 клас небезпеки) розглядати як санітарно-хімічні показники безпечності та якості питної води [1], то діапазон встановлених концентрацій натрію відповідає нормативним вимогам (≤ 200 мг/дм^3), а фторидів - не відповідає нормативним вимогам (≤ 0,7 мг/дм^3). Що стосується фторидів, то протягом усіх місяців 2010-2011 рр. їх вміст зазвичай не перевищував 0,2 мг/дм^3, що набагато нижче нормативного діапазону (0,7 - 1,2 мг/дм^3) і типовим для річкових вод практично всіх регіонів України. В цілому, більшість показників ФПМС річкової і водопровідної ПВ відповідають нормативним вимогам, а тому вплив на здоров’я населення насамперед пов'язаний з підвищеним вмістом полютантами техногенного походження (важкими металами, хлорорганічними сполуками, залишковим хлором тощо).

- Відхилення від нормативних значень характерні практично для всіх визначуваних показників ФПМС верхнесарматского водоносного горизонту, що експлуатується у бюветних комплексах у різних частинах Одеси.

- На переважній частині території Одеси води верхньосарматського водоносного горизонту прісні і слабосолонуваті. Найбільш мінералізовані води приурочені до ділянок, розташованим північніше району Пересипу, підтвердженням чого є найбільш високе значення *сухого залишку* (більше 4000 мг/дм^3) у воді зі свердловини бюветного комплексу № 11 (сквер Заболотного), а також наявність Куяльницької мінеральної води (3400 - 4200 мг/дм^3) сульфатно-гідрокарбонатно-хлоридного магнієво-натрієвого складу без специфічних компонентів і властивостей. Негативний вплив на організм людини справляє як висока, так і надмірно низька значення сухого залишку ПВ. Споживання занадто маломінералізованої ПВ негативно впливає на механізми гомеостазу, обмін мінеральних речовин і води в організмі (посилюється виділення рідини - діурез). Це пов'язано з вимиванням внутрішньо- і позаклітинних іонів з біологічних рідин, їх негативним балансом. Демінералізована ПВ має не тільки незадовільні органолептичні показники, а й негативно впливає на організми людей і тварин. Можливі наслідки споживання ПВ, бідної мінеральними речовинами, діляться на наступні категорії: прямий вплив на слизову оболонку шлунку, метаболізм і гомеостаз мінеральних речовин, та інші функції організму; мале надходження Ca^{2+} і Mg^{2}; мале надходження інших макро- і мікроелементів; втрати Ca^{2+}, Mg^{2} та інших макроелементів у процесі приготування їжі; можливе зростання надходження в організм токсичних металів. Після очищення ПВ всіх досліджуваних бюветних комплексів характеризуються середніми значеннями сухого залишку в межах нормативного діапазону.

- Значення *загальної лужності*, підземних ПВ, як правило, перевищували мінімальну норму (*minN*); використання лужної води сприяє підвищенню показника тривалості життя населення на 20-30%, що зумовлено тим, що кисле середовище є сприятливої для розмноження паразитів і провокує розвиток багатьох хвороб.

- Концентрація *кальцію* протягом 2006-2007 рр. знаходилася в межах діапазону його нормативних значень, а не досягає рівня мінімальної норми (*minN*). Широко поширена думка, що наявність кальцію у ПВ сприяє затвердінню артерій, утворенню каменів у нирках і захворюванню печінки, фактичними даними не підтверджується. *Ca*, що має високу фізіологічну активність, виконує в організмі різноманітні функції, такі як формування кісткової тканини, мінералізація зубів, регуляція внутрішньоклітинних процесів, регуляція процесів нервової провідності та м'язових скорочень, підтримання стабільної серцевої діяльності. Надлишок *Ca* в організмі може бути причиною артриту, остеодистрофії, остеофіброзу, м’язової слабкості та ін. Дефіцит *Ca* – причина 147 різних захворювань (остеопороз, тахікардія, аритмія, побіління рук і ніг, ниркова та печінкова коліки, підвищена дратівливість тощо). Наприклад, остеопороз, захворювання, що

посідає 10 місце за смертністю серед дорослого населення, обумовлене нестачею *Ca* в організмі) [5].

- Вміст *магнію* (аналогічно значенню загальної жорсткості) в листопаді-грудні 2006 р. і січні-березні 2007 р. досить незначно перевищував величину мінімальної норми (*minN*). Магній є найважливішим внутрішньоклітинним елементом. Нормальний рівень *Mg* в організмі необхідний для забезпечення багатьох життєво важливих процесів; *Mg* зміцнює імунну систему. Надмірна кількість *Mg* чинить послаблювальний ефект. Зі зниженням концентрації *Mg* в крові спостерігаються симптоми збудження нервової системи аж до судом. Зменшення вмісту *Mg* в організмі призводить до збільшення вмісту *Ca*, надмірна кількість *Mg* – до дефіциту *Ca* і *P*. Оскільки основна частина *Mg* надходить в організм людини з продуктами харчування, то питання щодо значення концентрації Mg^{2+} в ПВ є дискусійним. Припускають, що вміст Mg^{2+} в ПВ може бути вирішальним для тих людей, які споживають його в незначних кількостях з продуктами харчування, але п’ють воду з високим вмістом Mg^{2+}[5].

- Значення *загальної жорсткості* лише в листопаді-грудні 2006 р. і січні-березні 2007 р. досить незначно перевищували величину мінімальної норми (*minN*). Питанням впливу жорсткості ПВ на здоров'я людини займалося багато науковців. За матеріалами ВООЗ епідеміологічні дослідження, що проводилися в різних країнах протягом останніх 50 років, показали, що існує зв'язок між зростанням кількості захворювань ССС з наступним летальним результатом і споживанням м'якої ПВ [5], але, як зазначено вище, є низка робіт, в яких мова йде про те, що такі показники ПВ, як жорсткість, вміст Ca^{2+} і Mg^{2+} не здійснюють вплив на захворюваність ССС [2].

- Що стосується концентрації *натрію*, то простежується явне перевищення величини максимальної норми (*maxN*) протягом усього періоду спостережень. Відомо, що натрій - життєво важливий міжклітинний та внутрішньоклітинний елемент, який бере участь у створенні необхідної буферності крові, регуляції кров'яного тиску, водного обміну; активізації травних ферментів, регуляції нервової та м'язової тканини. Із вмістом *Na* пов'язують також спроможність тканин утримувати воду.

- Концентрація *калію* протягом 2006-2007 рр. знаходилася в межах діапазону його нормативних значень. Калій регулює кислотно-лужну рівновагу крові. Він бере участь у передачі нервових імпульсів, активізує роботу ряду ферментів, активізує м'язову роботу серця, благотворно впливає на роботу шкіри і нирок. Калій має захисну дію проти небажаного впливу надлишку натрію і нормалізує тиск крові.

- На жаль, практично немає даних щодо вмісту *йоду* в ПВ, але слід нагадати, що практично все населення України відчуває дефіцит йоду [5].

Йод належить до мікроелементів, що мають життєво важливе значення. Основну кількість йоду людина одержує з добовим харчовим раціоном: з рослинною їжею приблизно 70 мкг, з їжею тваринного походження 40 мкг, з питною водою й атмосферним повітря10 мкг [6]. Дефіцитною на йод місцевістю вважають таку, де у питній воді – менше 10 мкг/дм^3, а зміна залози спостерігається більш ніж у 10% населення. Біологічне значення йоду пов'язано з розвитком ендемічного зобу, затримку у фізичному і розумовому розвитку у дітей.

- Концентрація *фторидів* в бюветних водах, як і у водопровідній воді, не досягає рівня мінімальної норми (*minN*).

- Після очищення у підземних водах на 40-50% знижуються концентрації Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, що ще більше провокує розвиток захворювань, зумовлених дефіцитом цих елементів, тобто шляхом додаткового очищення води з артезіанських свердловин в водоочисних комплексах проблема збалансованості фізіологічно важливих мінеральних компонентів підземних вод вирішується лише частково, а в деяких випадках навіть посилюється.

Таким чином, негативний вплив на здоров’я населення Одеси оказують не тільки забрудненість питних вод важкими металами, хлорорганічними сполуками, залишковим хлором тощо, але і фізіологічна неповноцінність їх мінерального склад. Тривале споживання питної води з дисбалансом мінерального складу питних вод може бути одним із негативних чинників впливу на здоров’я населення.

Література

1. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10). – К., 2010.
2. Иванов А.В., Тафеева Е.А., Давлетова Н.Х., Вавашкин К.В. Современные представления о влиянии питьевой на состояние здоровья населения. – Вода: химия и экология. - №3- 2012. – С. 48-53.
3. Сафранов Т.А., Гусєва К.Д., Поліщук А.А. та ін. *Якість* джерела централізованого водопостачання Одеської промислово-міської агломерації. - Вісник ОДЕКУ. - 2011. - №11. – С. 3-16.
4. Сафранов Т.А., Поліщук А.А. Волков А.І. та ін. Физиологическая полноценность минерального состава питьевых вод Одесской агломерации. – Вісник ОДЕКУ. - №15. - 2013. – С. 5-16.
5. Вступ до медичної геології. У двох томах / За редакцією Г. І. Рудька, О.М. Адаменка. - К.: Академпрес, 2010.
6. Розен Б.Я. Геохимия брома и йода. – М.: Недра, 1970. – 142 с.

ЛАНДШАФТНО-ЕКОСЕРЕДОВИЩНІ ОСОБЛИВОСТІ ЛОКАЛЬНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ М. СМІЛИ (ЧЕРКАСЬКА ОБЛАСТЬ)

С.М. Конякін
Одеський державний екологічний університет, Україна

При розбудові регіональної екомережі велике значення мають локальні екомережі (ЛЕМ) в межах населених пунктів, адміністративних районів. Такі екомережі забезпечують поєднання каркасу природних і антропогенних ландшафтних комплексів, зумовлюють цілісність рослинного покриву, створюють сприятливі умови для міграції біоти вздовж населених пунктів. Це питання є актуальним для м. Сміли, яке характеризується значним ступенем трансформації компонентів урболандшафтів, природною особливістю яких є незначне поширення в їхній структурі природних, квазіприродних та різною мірою ренатуралізованих ландшафтних комплексів, що мають середовище-формуюче та екомережне значення у структурних складниках ЛЕМ.

Місто Сміла (площа 39,85 км^2, населення – 68,7 тис. чол., густота населення 1717 осіб на 1 км^2) розміщена в північно-східній частині Придніпровської височини у Городищенсько-Смілянському ландшафтному районі. Місто перетинає річка Тясмин (8,06 км у межах міста) із притоками Сріблянка (5,90 км), Гнилий Ташлик (0,773 км), струмок Холодний (3,08 км – довжини у межах міста). За даними головного управління Держземагенства у Черкаській області, загальна площа складових земель екокаркасу ЛЕМ м. Сміли (01.01.2012 р.) складає 1207,0 га, або 30,2 % від площі міста, що свідчить про сприятливу ландшафтно-екосередовищну структуру землекористування.

При розбудові ЛЕМ м. Сміли досліджувалась геокомпонентна репрезентативність аквальних, субаквальних ландшафтних комплексів, які охоплюють річки, струмочки, штучне водосховище, болото, луки і виконують функцію середовищезбереження та є реальними і потенційними ландшафтними екокоридорами. Ландшафтно-екосередовищеформуюче значення ЛЕМ м. Сміли мають потенційні природні екоядра (сучасні та перспективні об’єкти ПЗФ) широколистянолісових, садово-паркових, лучно-болотних, острівних, піщаних ландшафтних комплексів. При розбудові ЛЕМ Сміли ключове значення має поєднання в єдину екомережу її ландшафтних екоядер, ізольованих від інших територій будівлями і дорогами. Значення з’єднувальних коридорів ЛЕМ Черкас мають зелені насадження вздовж вулиць, алей, прибережних зон. Територія м. Сміли відзначається достатнім і нерівномірним озелененням. Площа, яку займають зелені насадження, становить 1123,5 га, або 29,8 % від площі міста. До найбільш озеленених частин Сміли відносяться Північна, Загреблянська, Машинобудівна. Гірша озелененість, і відповідно, менша

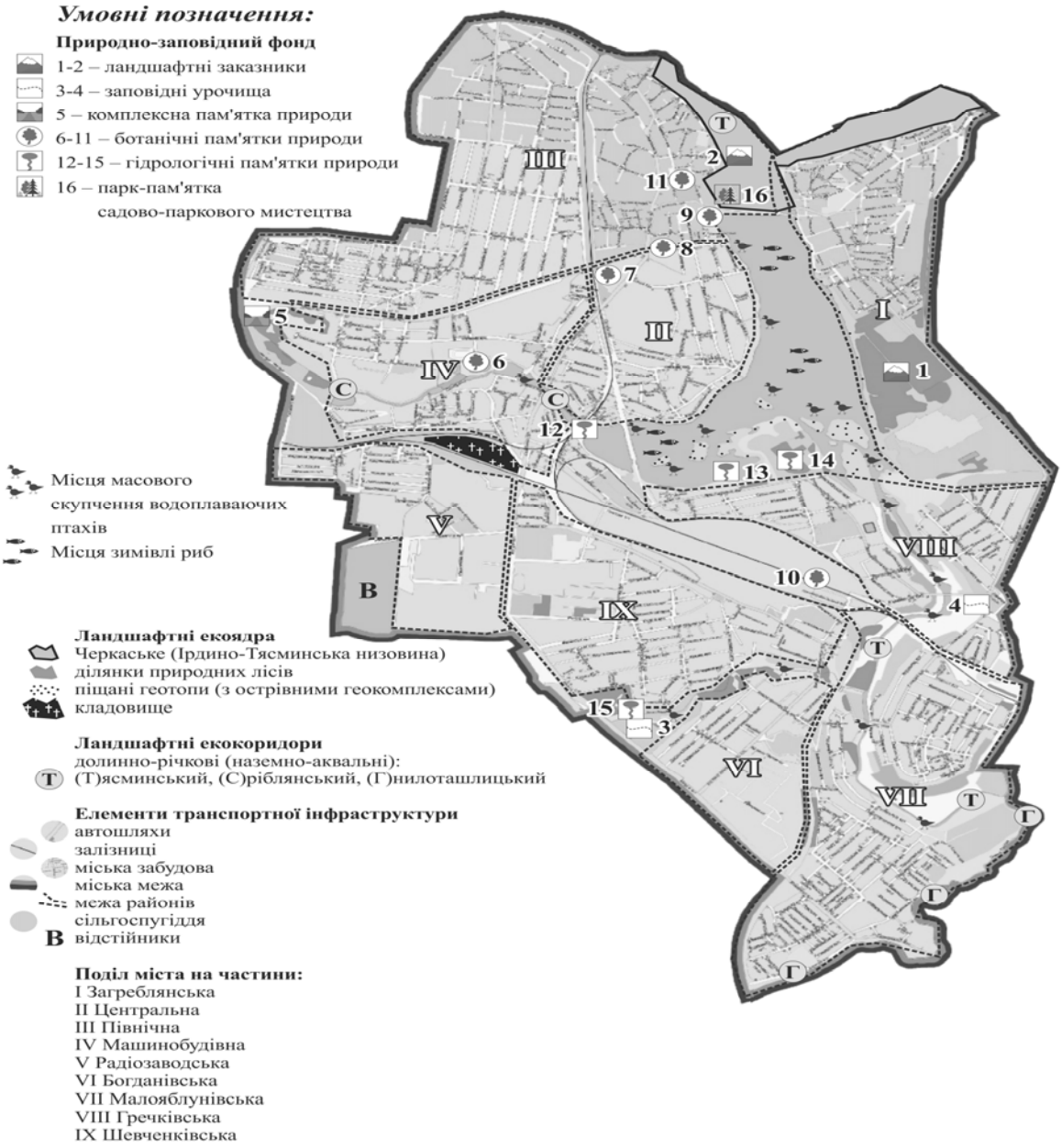


Рис. – Просторове розтушування складників екомережі м. Сміли.

наявність потенційних (садово-паркових) екоядер характерна для Богданівської, Центральної, Радіозаводської частин міста.

Деяка частина зеленої зони в м. Сміли охороняється і відноситься до ПЗФ, що складається із трьох об’єктів, загальною площею 105,2 га, або 2,6 % від площі міста. Завдяки потужній зеленій зоні навколо Сміли, у ході проектування регіональної екомережі було виділено Черкаське ландшафтне екоядро (північна частина Сміли), що репрезентує широколистяні ландшафти (дубово-грабові) та водно-болотні комплекси. Окремі ділянки їх охороняються у заповідному урочищі Юрова гора (50 га) та у гідрологічному заказнику

Ірдинське болото (22 га). Ці ділянки за показниками ландшафтної унікальності, флористичного та фауністичного розмаїття заслуговують на включення у проектований НПП Черкаський Бір – у заповідну зону парку.

У північній частині Сміли розташований парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва «Міський парк» (33,2 га), що представляє інтродуковані цінні декоративні та чагарникові насадження. Видовий склад дендрофлори налічує понад 26 видів, 16 родів, 21 родин. У верхній частині парку наявні штучні антропофітоценози, в нижній – природні лучні, аквальні та субаквальні ландшафтні комплекси. Пропонується створити ландшафтний заказник «Урочище Паланка» (понад 25 га), де зростають рідкісні лучні фітоценози, поширені різноманітні лучно-болотні орнітофауністичні комплекси Ірдинсько-Тясминської низовини.

Ботаніко-ценотичну цінність на півдні міста має Холоднянське урочище (17,0 га), яке розташоване в долині струмка Холодний: правий берег підвищений (крутизною 30-40°), а лівий – положистий. Це ділянка дубово-вільхового, кленового лісового біоценозу, менші площі займають лучні, прибережно-водні, болотні фітоценози. Урочище Довжик (8,0 га) займає широку заліснену яружно-балкову систему із крутими схилами (північні схили мають крутизну понад 45°), із насадженням дубово-кленових, грабових лісів, темно-сірими ґрунтами на лесових породах.

На сході міста у піщаній терасі вздовж р. Тясмин представлена цінна ділянка соснового лісового біоценозу площею 33,0 га, на якій передбачається створення ландшафтного заказника Загребля.

В околицях міста збереглися вікові дерева з дуба, робінії, горіха, в'яза, оксамита, які пропонується віднести до категорій ботанічних пам'яток природи місцевого значення (7). Рідкісні гідрогеоматичні утворення (самовиливні джерела води) потрібно зберегти у статусі гідрологічні пам'ятки природи (4).

На території ЛЕМ м. Сміли виявлені ареали місцезростання рослин раритетних видів, що занесені до Червоної книги України (2009): *Allium ursinum* L.; *Pulsatilla pratensis* (L.), *Liparis loeselii* (L.) Rich.; регіонального Обласного списку (2006): **Scilla siberica* Haw; **Lathyrus venetus* (Mill.) Wohlf.; Mill.s.l.; **Utricularia minor* L.; **Parnassia palustris* L.; **Polygonum bistorta* L.; **Cornus mas* L.; Виявлено формацію глечиків жовтих (*Nuphareta luteae)*, які віднесено до Зеленої книги України (2009).

Основними геоекологічними проблемами структурних складників ЛЕМ м. Сміли є фрагментованість і низька щільність зелених насаджень (Богданівська, Центральна частини міста); несанкціоноване знищення зелених насаджень та проведення їх обрізки, що часто призводить до хвороб і загибелі; ізольованість окремих зелених зон, внаслідок недостатнього поширення зелених насаджень вздовж вулиць і присутності екобар'єрів; видове збіднення аборигенної фіто- і зообіоти потенційних локальних екоядер (лісовий масив Загребля), з'єднувальних елементів

ЛЕМ (ландшафтні екокоридори – Сріблянський, Тясминський) через надходження рудеральних рослин і тварин-уселенців; значна перетворюваність урболандшафтів та їх висока засміченість промисловими і побутовими твердими відходами; забрудненість атмосфери ґрунтово-рослинного покриву урболандшафтів транспортними викидами; забруднення поверхневих вод внаслідок скиду зворотних вод підприємствами локомотивного і вагонного депо ім. Т.Г.Шевченка; незадовільний стан водозливної частини платини Смілянського водосховища, у разі її прориву в зону підтоплення потраплять населені пункти Смілянщини; збільшення антропогенного, рекреаційного впливів на садово-паркові ландшафти; випалювання очеретяно-рогозових фітоценозів, що призводить до знищення місць гніздування орнітофауністичного комплексу (Ірдинське болото, Смілянське водосховище); механічні перешкоди швидкості течій води у басейні р. Тясмин внаслідок вітровалів та високу засміченість ТПВ; висихання Ірдинського болота в результаті надмірного використання підземних вод для водозабезпечення населення Сміли; вплив транспортної інфраструктури (Одеська залізниця, автошляхи, ЛЕК) на міграційні біотичні зв’язки, особливо суходільних тварин.

При проектуванні ЛЕМ м. Сміли пропонуємо такі напрямки екомоніторингових досліджень геоекологічних проблем: проведення ландшафтознавчих, флористичних, фауністичних та біоіндикаційних (фіто, міко-, ліхено-, бріоіндикаційних) обстежень місцевих екоядер, ландшафтних екокоридорів у структурі ЛЕМ; встановлення індикаторних рослин (тварин) видів для оцінювання стану напівприродних, антропогенних ландшафтних комплексів; контроль за станом біопопуляцій рідкісних видів; збільшення площі і щільності зелених насаджень; проведення контролю санітарного стану насаджень (лікування і консервація вікових дерев); оцінювання різноманіття спонтанної рослинності урболандшафтів, їхньої синтаксономічної структури та розроблення типологічної схеми; визначення ступеню ураженості дендрофлори від патогенних захворювань; знищення форофітів, які уражені омелою білою; розроблення заходів для боротьби із каштановою міллю; контроль над поширенням карантинних бур’янів (лобода біла, амброзія полинолиста, хрінниця смердюча, гірчак звичайний) міського екотону; створення екотехнічних розв’язок: надземних – містки, наземні переходи й підземних – тунелі, отвори; складання ландшафтно-функціональних комплексів м. Сміли.

ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНІ ФАКТОРИ ФОРМУВАННЯ ПОРОДНОГО СКЛАДУ ЛІСОВИХ МАСИВІВ БАСЕЙНУ Р. МЖА

О.В. Корєшева, *Н.В. Максименко, к.г.н., доц.*
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, Україна

Широко відомою проблемою сьогодення є поступове зникнення лісів, яким належить велика роль в екосистемі Землі. В України триває незворотній процес «насування» степової зони на лісостепову. Крім того, зростаюче антропогенне навантаження на ліси призводить до зменшення стійкості лісових екосистем, а також можливостей повноцінного виконання ними екологічних функцій [1]. Тому дуже актуальною задачею сьогодення є збереження та відновлення площ лісових масивів із урахуванням ландшафтно-екологічних факторів їх формування.

Для виконання цієї задачі необхідно досліджувати формування породного складу конкретних ділянок, для яких будуть проведені заплановані лісогосподарські заходи, та умови, сприятливі для формування кожного виду деревної породи. Експериментальною ділянкою для даного дослідження обрано басейн річки Мжа. У його межах для басейну побудовано тривимірну модель рельєфу (далі – модель). В результаті аналізу останньої виявлено певні закономірності поширення основних деревних порід басейну [2] (рис.).

Як видно із моделі, на території басейну домінують дві породи – дуб звичайний та сосна звичайна. Чітко простежується залежність між розміщенням даних порід, яка розкриває сприятливість природних умов для їх зростання. Дуб звичайний поширений переважно на вододілах та підвищених ділянках, тоді як сосна звичайна – на надзаплавних терасах. Дуб звичайний (або черешчатий) – основна лісоутворююча порода лісостепу, любить світло, тому обирає вологі структурні ґрунти вододілів. Сосна звичайна менш вимоглива до ґрунтів, тому місцем свого мешкання обирає сухі піщані ґрунти заплав та низьких надзаплавних терас [3].

На заплаві та надзаплавних терасах зустрічаються ділянки, де переважають такі породи як вільха чорна, верба біла, верба ламка, береза бородавчаста, клен звичайний, в’яз лисуватий, липа серцелиста та тополя дельтолиста.

Вільха чорна трапляється у надмірно зволожених проточними водами місцях, в заболочених заплавах річок. Їй необхідне значне зволоження, вона добре зростає на гумусованих ґрунтах навіть із неглибоким заляганням підземних вод [3].

Верба біла – невимоглива до ґрунтів рослина (за винятком того, що потребує вологи), росте на плавнях, по берегах річок, ставків, водойм. Характерною особливістю є те, що верба біла добре приживається в умовах міста та інших населених пунктів та саме там її можна найчастіше зустріти.

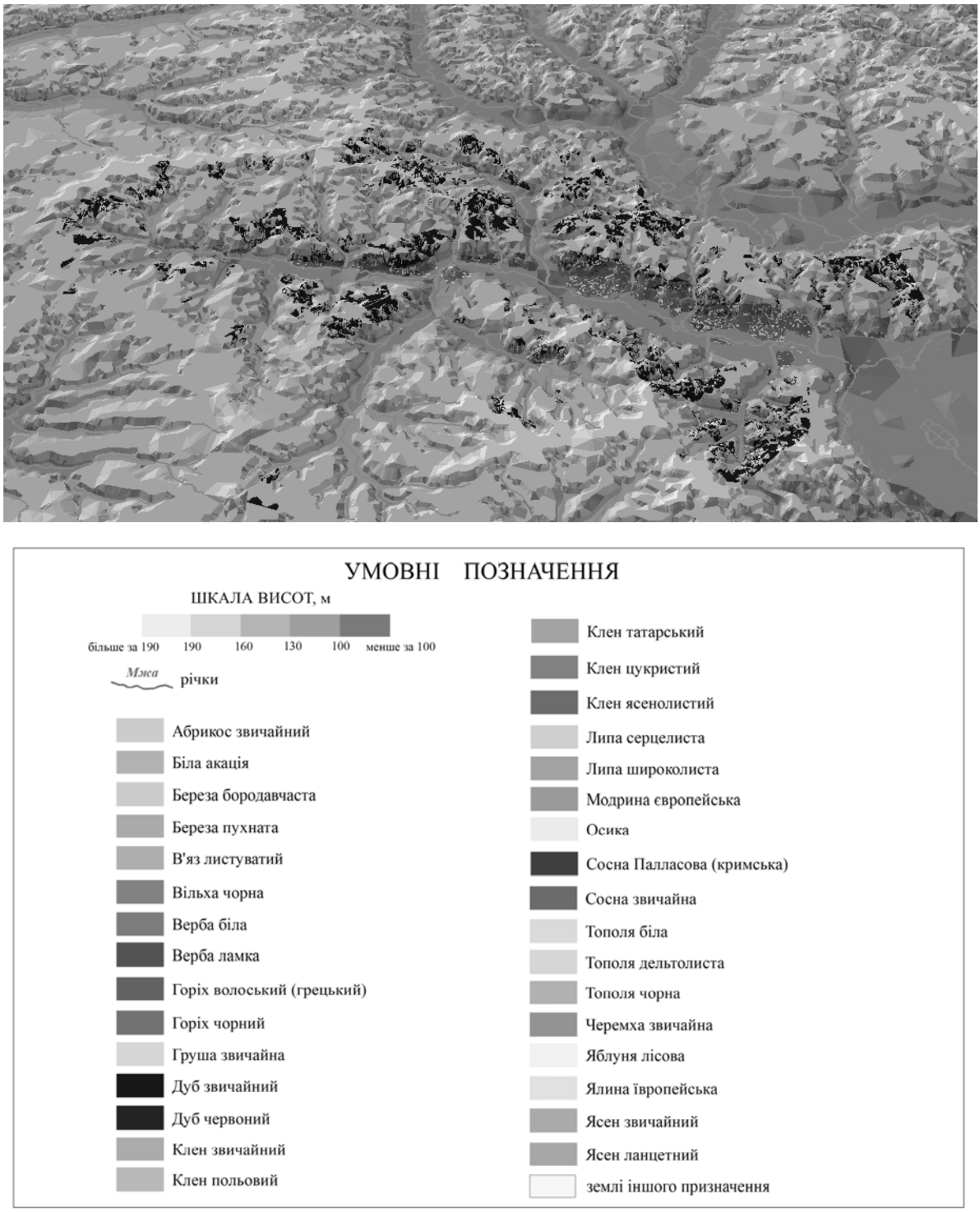


Рис. - Тривимрна модель рельєфу басейну річки Мжа.

Верба ламка, на відміну від білої, вимоглива до ґрунтів, тому обирає глибокі, глинисті та вологі ґрунти поблизу річок та інших водойм [3].

Береза бородавчата може бути поширена будь-де у зоні помірно-континентального клімату. Проте в основному дана порода є не корінною, а виникає на місті зведених лісів, або лісів, що згоріли, в першу чергу хвойних. Найчастіше порода пов’язана із бідними, добре

дренованими ґрунтами. Вона присутня переважно як домішок у світлих ділянках лісу, так як є світлолюбною [3].

На галявинах лісів та на схилах річкових долин іноді зустрічається клен звичайний. Він віддає перевагу вологим, родючим, добре дренованим ґрунтам. В'яз листуватий представлений невеликими вкрапленнями у річковій долині Мжі та її приток. Ця порода може рости на наносних, алювіальних ґрунтах. Липа серцелиста, яка також трапляться у річковій долині Мжі та на більш підвищених ділянках, може зростати взагалі при будь-яких умовах помірного клімату, хоча перевагу надає родючим та вологим ґрунтам. Тополя дельтолиста росте поблизу річок та озер, у хвойних та листяних лісах, переважно розсіяно або групами [3].

На більш підвищених ділянках та на вододілах представлені також ясен звичайний, осика, клен польовий, тополя дельтолиста, біла акація, ясен ланцетний, рідко – дуб червоний, ялина європейська, тополя біла та сосна Палласова. Решта видів, зазначених на моделі, зустрічаються дуже рідко, тому їх не можна вважати репрезентативними для даної території.

Отже, результат дослідження становить необхідну складову для розробки заходів планування, відновлення, збереження та покращення стану лісових екосистем у межах басейну річки Мжа. На отриманій моделі навіть візуально простежується залежність поширення певного виду породи від форми рельєфу та місця в річковій долині. Тому, при плануванні будь-яких змін лісових насаджень необхідно враховувати те, що ліс є одним із невід'ємних компонентів ландшафту [1]. Лише із урахуванням цієї єдності можливе збереження екологічного балансу лісових екосистем та нормального функціонування лісів як природно-екологічних систем.

Література

1. Куракін Л. В. Ліси Харківщини / Л. В. Куракін. – Х. : «Журналістський фонд Слобожанщини», 2006. – 324 с.
2. Порядок розвитку лісового господарства ДП «Зміївське ЛГ» : за станом на 1 січ. 2009 р. / Кабінет міністрів України. - Офіц. вид. – Харків, 2009. – 187 с.
3. Экологический центр «Экосистема». – Режим доступа: http://www.ecosystema.ru.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ИЗМЕНЧИВОСТИ ТЕРМОХАЛИННОЙ СТРУКТУРЫ ВОД ТИЛИГУЛЬСКОГО ЛИМАНА

Д.В. Кушнир, *Ю.С. Тучковенко, д.г.н., проф.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

Термохалинные условия лиманов северо-западного Причерноморья являются одним из главных абиотических факторов, определяющих функционирование и биоразнообразие их экосистем, и, в конечном итоге, их природно-ресурсный потенциал.

Целью данной работы является представление результатов моделирования изменчивости вертикальной термохалинной структуры вод в Тилигульском лимане при наличии водообмена с морем в теплый период года.

Для изучения особенностей пространственно-временной изменчивости температуры и солености вод использовалась термогидродинамическая модель Delft3D-FLOW [1].

Модель базируется на численном решении уравнения Навье – Стокса для несжимаемой жидкости на мелкой воде в приближении Буссинеска. Для уравнения скорости вертикального движения принимается гидростатическое приближение. Вертикальные компоненты скорости течений рассчитываются через уравнение неразрывности. Перенос веществ и тепла в 3-D системе координат моделируется с помощью уравнения адвекции-диффузии, в которое также включены члены источников и стоков для учета потоков массы и тепла.

Расчет пространственно-временной изменчивости термохалинной структуры вод Тилигульского лимана выполнялся на протяжении двух периодов: с середины апреля по конец августа 2010 года и с начала мая по конец августа 2012 года с учетом водообмена лимана с морем через соединительный канал, разницы месячных сумм атмосферных осадков и испарения, стока р. Тилигул.

Временная изменчивость направления и скорости ветра, температуры воздуха, месячных сумм атмосферных осадков, солености и температуры морской воды на открытой морской границе задавались на основании данных наблюдений, выполненных на ГМС «Порт Южный» в 2010 и в 2012 г.г.

Для верификации модели использовались данные эпизодических полевых наблюдений за гидрологическими характеристиками вод Тилигульского лимана (температура, соленость, уровень воды), водообменом через соединительный канал, выполненные в Одесском филиале Института биологии южных морей НАН Украины.

Акватория Тилигульского лимана покрывалась специально сгенерированной криволинейной расчетной сеткой, состоящей из 278 × 53

расчетных ячеек. В вертикальной плоскости задавались 46 расчетных уровней в прямолинейной Z-системе координат.

Вертикальное распределение температуры и солености воды в лимане в начальный момент времени задавалось на основании данных наблюдений и полагалось однородным в горизонтальной плоскости. Временной шаг решения уравнений модели на основании критерия Куранта принимался равным 30 с.

На рис. 1-2 представлена полученная в модели и по данным наблюдений изменчивость вертикального распределения температуры воды в центральной глубокой части Тилигульского лимана в летние периоды 2010 и 2012 гг.

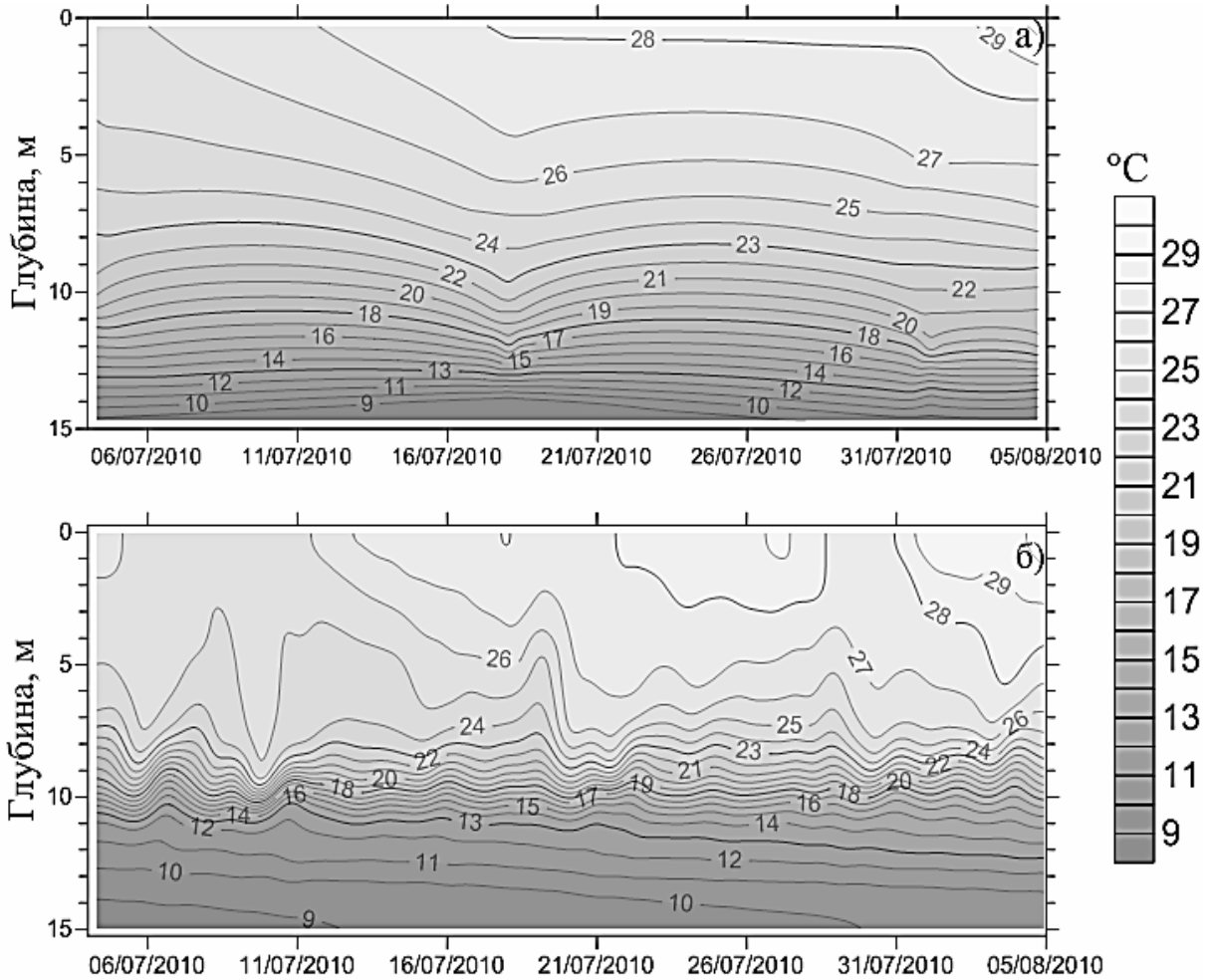


Рис.1 - Изменчивость вертикального распределения температуры воды в центральной части Тилигульского лимана (между Ранжевой и Чиловой косами) летом 2010 года, °С: а) по данным эпизодических наблюдений; б) полученная в результате моделирования.

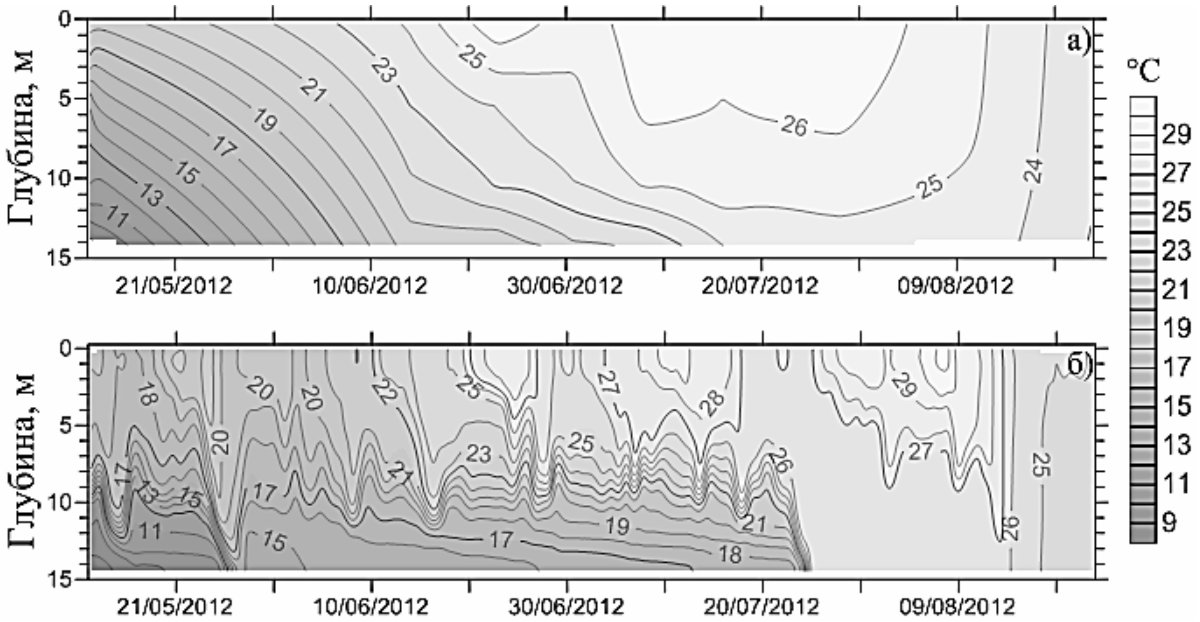


Рис. 2 - Изменчивость вертикального распределения температуры воды в центральной части Тилигульского лимана (между Ранжевой и Чиловой косами) летом 2012 года, °С: а) по данным эпизодических наблюдений; б) полученная в результате моделирования.

Как видно из рис. 1, летом 2010 г., вплоть до начала августа, на глубинах от 10 м до дна наблюдался явно выраженный термоклин с вертикальным градиентом 3°С/м. От поверхности до глубины 10 м температура воды плавно уменьшалась на 2 – 3 °С.

В 2012 г. как по данным наблюдений, так и по результатам моделирования, происходило разрушение сезонного термоклина, присутствие которого наблюдалось только в мае (рис. 2). В июне температура воды придонного слоя повысилась до 20,5 °С при температуре поверхностного слоя 24-27 °С. Уже с начала июля вертикальную термохалинную структуру вод лимана можно охарактеризовать как квазиоднородую и неустойчивую.

Использованная в данной работе численная гидротермодинамическая модель удовлетворительно воспроизводит основные особенности формирования и разрушения сезонного термоклина, установленные в результате наблюдений за изменчивостью гидрологических характеристик вод Тилигульского лимана. Полученные в результате моделирования данные могут быть использованы при проведении детальной оценки экологического состояния лимана и изучении качества его вод.

Литература

1. Deltares, 2013. Delft3D-FLOW – Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments – User Manual, version 3.15. Deltares systems, Delft, the Netherlands. 702 pp.

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА УТВОРЕННЯ, НАКОПИЧЕННЯ ТА ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ У ЧЕРКАСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Я.Р. Лахман, *О.М. Хоменко, к.х.н., доц.*
Черкаський державний технологічний університет, м. Черкаси, Україна

В Україні під відходами зайнято близько 160 тис. га земельних площ, і це – один з найвищих показників нагромаджень відходів у світі. Лише на території Черкаській області накопичено понад 7 млн. т твердих побутових відходів (ТПВ), що займають площу близько 615,51 га землі. Саме ТПВ вносять вагомий внесок у забруднення навколишнього природного середовища, оскільки є однією з найбільших за обсягами накопичення групою відходів споживання. ТПВ, при їх накопиченні, є джерелом суттєвої екологічної небезпеки та соціальної напруги. ТПВ містять велику кількість вологих органічних речовин, які розкладаються і виділяють гнильні запахи та фільтрат. При висиханні продукти неповного розкладу утворюють насичений забруднюючим речовинами та мікроорганізмами пил. Тривала експлуатація звалищ ТПВ супроводжується надмірним накопиченням фільтратів, просочуванням їх у підземні горизонти та стоком у поверхневі водойми (В.М. Радовенчик М.Д. Гомеля, 2010). Однією з найбільш гострих для функціонування будь-якого населеного пункту є проблема збору, накопичення, переробки, утилізації, видалення, знешкодження та захоронення ТПВ. Слід відзначити, що станом на 01.01.2013 р. в Черкаській області утворилось 2350,44 тис. т відходів, причому з них: 1860,44 тис. т промислових та 490 тис. т ТПВ, що на 8% менше у порівнянні з 2012 роком.

Показники утворення відходів за 2010-2012 рр. наступні: 2010 р. – 1,188 м^3/1 чол.; 2011 - 1,745 м^3/1 чол.; 2012 – 1,33 м^3/1 чол. Інтенсивність утворення ТПВ у 2012 р. порівняно з 2011 р. з розрахунку утворення ТПВ на одного мешканця області дещо зменшилась – на 0,415 м^3/на 1 особу і склала в 2012 р. 1,33 м^3, що може бути частково пояснено зменшенням обсягів тари та упакування, а також свідомим підходом мешканців міста до системи роздільного збору сміття, тобто його сортуванням.

За даними Управління з контролю за використанням та охороною земель на території Черкаської області знаходиться 511 сільських сміттєзвалищ та 21 міський полігон ТПВ загальною площею 615,51 га. Причому більшість місць захоронення ТПВ не відповідають вимогам екологічної безпеки. той же час дотримання правил експлуатації сміттєзвалищ носить епізодичний характер по всій території Черкаської області. Їх упорядкування здійснюється, в основному, у весняний період під час проведення місячника благоустрою населених пунктів. Коштів

вистачає лише на приведення стану об'єктів до мінімальних вимог експлуатації.

У 2012 р. в області утворилось 490 тис. т ТПВ, з них за даними Управління житлово-комунального господарства Черкаської обласної державної адміністрації на 21 полігон ТПВ вивезено 246,7 тис. т. Найбільшим полігоном для захоронення ТПВ є полігон м. Черкаси, на який у 2012 р. видалено 137,2 тис. т ТПВ, що складає 28 % від загального обсягу утворених ТПВ в області. На сміттєзвалища та полігони ТПВ вивозяться відходи від житлових будинків, громадських будівель та установ, підприємств торгівлі, громадського харчування тощо. У загальному обсязі ТПВ міститься: 10,3-26,4 % паперу; 20- 40 % харчових відходів; 0,75-3,7 % відходів деревини; 0,2-8 % текстилю; 1-5,8 % металів; 1,1-9 % скла, 0,6-6 % полімерних відходів та інших речовин.

За даними паспортів місць видалення відходів та результатами перевірок Державної екологічної інспекції в Черкаській області полігони міст Сміла, Умань та Ватутіне вже переповнені, експлуатація яких неможлива без проведення конкретних заходів щодо їх реконструкції. Найближчим часом і Черкаський міський полігон вичерпає проектну потужність. Питання розміщення ТПВ набуває все більшої гостроти та потребує вирішення. На більшості з них відсутні системи екологічного моніторингу. Все призводить до того, що полігони та сміттєзвалища стають небезпечними для довкілля та здоров`я населення прилеглих територій, оскільки тверді побутові відходи, при їх накопиченні, є джерелом суттєвої екологічної небезпеки та соціальної напруги.

Слід зазначити, що із загальної кількості відходів, що утворилися в Черкаській області, 51% (957840,8 т), складають відходи, які використовуються їх власниками як вторинна сировина або передаються на переробку (утилізацію) іншим суб'єктам господарювання [2]. Рівень використання відходів протягом 2009-2012 рр. коливався у межах 51-68%.

Важливим залишається питання надходження ресурсоцінних відходів на полігони та сміттєзвалища ТПВ. Попереднє сортування відходів перед видаленням на звалища та впровадження роздільного збору вторинних компонентів ТПВ дає можливість зменшити обсяги розміщення побутових відходів на полігонах та сміттєзвалищах. На Черкащині частково налагоджено систему роздільного збору ТПВ, зокрема у м.Черкаси для запобігання надходження на полігон ТПВ ПЕТФ-пляшок встановлено спеціальні контейнери для їх збору від населення.

Одним із шляхів вирішення екологічної проблеми у сфері поводження з відходами є створення територіальних систем роздільного збору ТПВ та вилучення з них ресурсоцінних компонентів. Впровадження таких систем дасть змогу зменшити навантаження на полігони та сміттєзвалища, внаслідок чого знизяться показники забруднення довкілля.

ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ПРИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ НА ТЕРИТОРІЇ СЕЛІТЕБНОЇ ЗОНИ м. ХАРКОВА

О.І. Лежнева, *к.т.н., доц.*
Харківський національний автомобільно-дорожній університет, Україна

В даний час успіхи автомобілебудування призвели до того, що автомобіль, досягнувши високого технічного рівня і відносно доступної вартості, став необхідним елементом побуту сучасної людини. У зв'язку з цим, в останні десятиліття спостерігається швидке зростання автопарків світу, особливо у розвинених країнах. Україна також вступила в стадію «вибухового зростання» автомобільного парку. Найбільш швидкі темпи зростання автомобілізації відзначаються в містах. Зростає кількість автотранспортних засобів на одиницю площі території, різноманітність моделей і їх енергоустановок. У той же час, як правило, темпи дорожнього будівництва відстають від темпів автомобілізації. Фахівцями визнано, що в містах основною причиною негативного впливу на навколишнє середовище є сукупна робота безлічі двигунів внутрішнього згоряння автотранспортних засобів, що споживають експлуатаційні матеріали (паливо, мастила) і виділяють при цьому шкідливі речовини, що забруднюють атмосферу. За даними досліджень останніх років підвищення концентрації цих речовин є прямою причиною зростання деяких видів захворювань серед населення. При оцінці роботи транспортної системи традиційно враховуються наступні критерії: безпека дорожнього руху, ефективність транспортного обслуговування та екологічна безпека. Важливість кожного з них незаперечна, але, враховуючи частку зацікавленого населення, необхідно визнати, що значущість екологічного критерію висуває його на перше місце. Дійсно, якщо перші два критерії стосуються в першу чергу учасників автомобільних перевезень, пішоходів і їх близьких, то третій, екологічний критерій, зачіпає інтереси всього населення, що проживає на даній території: від новонароджених до людей похилого віку, і навіть наступні покоління, так як викиди автомобільного транспорту змінюють склад повітря, ґрунту і води.

У зв'язку з цим надзвичайно важливими є аналіз і оцінка стану навколишнього середовища внаслідок впливу на нього техногенних факторів, що викликають інгредієнтне забруднення.

Для оцінки впливу автотранспорту на атмосферне повітря примагістральної території була обрана типова ділянка міської території в селітебній зоні м. Харкова. Дослідження проводилися на території Московського району, ділянка обмежена вулицями Гв. Широнінців, пр-т 50 років ВЛКСМ, пр-т Тракторобудівників, вул. Блюхера, вул. Механізаторська. У межах локальної ділянки проведено аналіз інтенсивності й складу транспортних по-

токів у зимовий і літній періоди, оцінена екологічна ситуація у дворах житлового мікрорайону.

Для кожної вулиці визначена ширина дорожнього полотна й тротуарів, відзначені наявність або відсутність газонів і дерев, характер забудови (мало- або багатоповерхова). Вивчено основну територію усередині мікрорайону.

Спостереження за інтенсивністю руху автотранспорту проводилися в різний час доби в ранкові, денні й вечірні години по 20 хвилин кожного тимчасового інтервалу протягом 3 днів у будні, після чого розраховувалося середнє арифметичне число проїжджаючих автомобілів у годину через кожен пункт спостереження. Такі ж розрахунки зроблені й для вихідного дня. Окремо вівся підрахунок легкових, легких вантажних, середніх вантажних, важких вантажних автомобілів і автобусів.

Крім спостережень за транспортними потоками використовувалися розрахункові методи визначення концентрації забруднюючих речовин на міських автомагістралях. У цілому результати розрахунків концентрації викидів оксиду вуглецю (СО), отримані за різними методиками, порівнянні між собою. Більший збіг результатів документується для точок спостереження з інтенсивністю руху транспорту від 500 до 3000 авт./год. При розрахунках враховувалися відносна вологість повітря (60 % - для літнього періоду й 80 % - для зимового) і швидкість вітру – 3 м/с. В результаті проведення досліджень було побудовано карту забруднення вулично-дорожньої мережі 605 м/р-ну м. Харкова (рис. 1).

Рис. 1 – Карта забруднення оксидом вуглецю вулично-дорожньої мережі 605 м/р-ну м. Харкова: 1 – 3,0-5,0ГДК$_{мр}$; 2 – 2,0-4,0ГДК$_{мр}$; 3 – 1,5-2,0ГДК$_{мр}$; 4 – 0,5ГДК$_{мр}$

На двох з п’яти вивчених примагістральних територіях (вул. Гв. Широнінців, пр-т 50 років ВЛКСМ) концентрації СО перевищують гранично допустимі значення в 5,1-5,6 разів у зимовий період і в 3,1-3,2 рази – у літній (ГДК$_{мр}$СО=5 мг/м^3). У зимовий період фіксуються більш високі зна-

чення концентрації оксиду вуглецю в приземних шарах атмосфери, що обумовлено погодними умовами (підвищена вологість повітря) і деякими розходженнями в структурі транспортних потоків.

Спостереження усередині кварталу житлової забудови показали, що у вечірні й нічні години на території припарковано близько 25-35 легкових автомобілів. У денні години кількість автомобілів зменшується до 10-15. Спеціальних моделей для оцінки якості атмосферного повітря усередині дворів на сьогоднішній день не існує. Але якщо врахувати, що паркування здійснюється безпосередньо під вікнами житлового будинку, то при прогріві двигунів автомобілів забруднюючі речовини проникають у квартири нижніх поверхів, а також накопичуються на дитячій ігровій площадці, тому що на досліджуваній території вітровий перенос повітря утруднений через суцільну забудову кварталу. При паркуванні автомобіля «капотом до стіни» спостерігається практично дворазове перевищення гранично допустимої концентрації у стіни будинку. Чим менша ширина двору, тим вище концентрація СО у стіни будинку.

Аналіз результатів дозволяє зробити висновок про те, що на досліджуваній локальній ділянці міської території шкідливі викиди автотранспортних засобів, у концентраціях, що перевищують ГДК до 5 разів (за оксидом вуглецю), концентруються в приземному шарі атмосфери, у зоні найбільш щільного демографічного перебування й становлять небезпеку для здоров'я жителів будинків, що проживають на вул. Гв. Широнінців, проспект Тракторобудівників, проспект 50 років ВЛКСМ. Особливому ризику піддаються жителі перших поверхів житлових будинків, що перебувають під впливом негативних факторів від транспортних потоків.

Обчислені концентрації токсичних компонентів відпрацьованих газів автомобілів в атмосферному повітрі показують, що для забезпечення необхідних умов проживання міського населення необхідно передбачати різні заходи для зниження ступеня загазованості повітря. Якщо на першу чергу реалізації генерального плану можна обійтися вдосконаленням організації руху, то на розрахунковий строк необхідно розробляти всі можливі заходи містобудівного, інженерного, управлінського характеру.

Для розглянутої ділянки міської території в селітебній зоні м. Харкова можна запропонувати використовувати можливість вертикального провітрювання за допомогою зелених насаджень. Цього можна досягти чергуючи в плані вулиці широкі смуги з насадженнями і без них. Різниця температури повітря над цими поверхнями буде сприяти вертикальному провітрюванню.

При захисті від інгредієнтного забруднення найбільший ефект дають смуги насаджень великої ширини. Шумо- та пилозахисні смуги необхідно влаштовувати з 3-6 рядів густих деревинно-чагарникових насаджень загальною шириною від 10 до 30 м. Для зниження загазованості і шуму необхідно широко використовувати рядові насадження чагарників.

ВПЛИВ СТРУКТУРИ ХАРЧОВОГО РАЦІОНУ НА ФОРМУВАННЯМ ДОЗИ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ

В.В. Лісова, *З.М. Шелест, к.б.н., доц.*
Житомирський державний технологічний університет, Україна

Екологічна ситуація в Україні значно ускладнилась та загострилась внаслідок Чорнобильської катастрофи. Навіть через 28 років актуальною залишається проблема споживання продуктів харчування, забруднених радіонуклідами.

За матеріалами дослідників, формування дози внутрішнього опромінення людини на 80 – 95 % зумовлено радіонуклідами, що надходять з продуктами харчування [4]. При цьому частина з них рахує, що 94 % цієї дози формується за рахунок споживання таких продуктів харчування, як молоко (55 %), м'ясо (12 %), картопля (13 %). За іншими оцінками, з м'ясними і молочними продуктами в організм людини надходить 70 – 80 % радіонуклідів цезію та 60 – 70 % радіонуклідів стронцію [3, 1]. Таким чином, слід визнати, що не існує одностайної думки щодо вкладу конкретних продуктів харчування у дозові навантаження на людину. Дані обставини можуть пояснюватися, особливостями харчування населення у певному регіоні, рівнями радіоактивного забруднення територій та інтенсивністю переходу радіонуклідів за трофічними шляхами.

Метою даного дослідження було визначення особливостей харчового раціону жителів окремих населених пунктів України та оцінка вкладу окремих продуктів харчування в дозу внутрішнього опромінення споживачів.

Дослідження раціону проводилося шляхом анкетування серед мешканців с. Базар Народицького району Житомирської області (II зона) та с. Нововолодимирівка Кам’янець-Подільського району Хмельницької області (IV зона). Був визначений кількісний та якісний склад добового раціону, який порівнювався із референтним складом середньорічного добового раціону дорослої особи [2].

Результати досліджень виявили певні відмінності в конкретних раціонах від референтного раціону. Основну частину добового референтного раціону середньостатистичного українця складають молоко та молочні продукти, хліб і хлібопродукти та картопля (рис. 1).

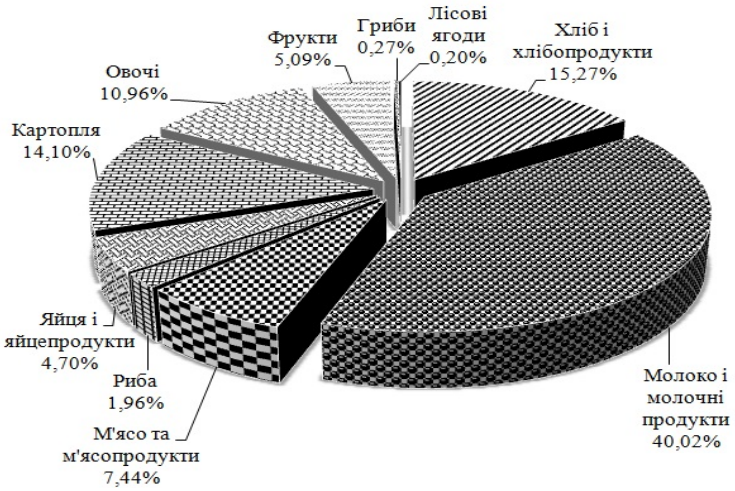


Рис. 1 - Референтний склад середньорічного добового раціону дорослої особи.

Для мешканців Поділля основу добового раціону становлять яйця і яйцепродукти, молоко та молочні продукти і картопля (рис. 2). Крім того, населення споживає дещо більше, ніж в середньому по Україні, грибів та лісових ягід. Ці продукти є критичними з точки зору формування дози внутрішнього опромінення, але їх вклад в річну ефективну дозу незначний тому, що рівень радіоактивного забруднення даних продуктів у IV зоні досить низький.

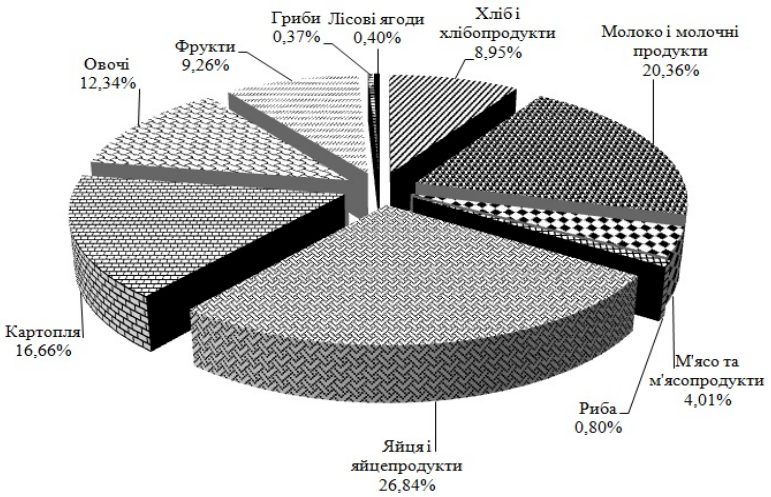


Рис. 2 - Структура добового раціону населення с. Нововолодимирівка.

Добовий раціон сільських жителів Полісся в основному складається із молока та молочних продуктів, картоплі та хліба і хлібопродуктів (рис. 3). Гриби та лісові ягоди, незважаючи на незначну відсоткову частку їх у раціоні, обумовлюють значну частку дози внутрішнього опромінення населення (табл.). Також критичними продуктами, з огляду формування дози внутрішнього опромінення є молоко, м'ясо та картопля.

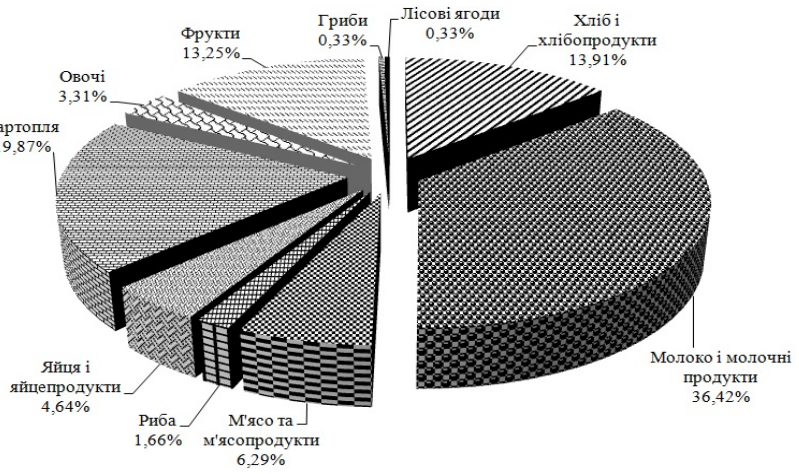


Рис. 3 - Структура добового раціону населення с. Базар.

Таблиця - Формування дози внутрішнього опромінення у жителів с. Базар

Найменування продуктів харчування	Добове споживання продукту, кг	Питома активність радіонуклідів, Бк/кг		Річна доза опромінення, мЗв/рік	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Хліб і хлібо-продукти	0,42	22,3	0,36	0,034	0,0020
Молоко і молочні продукти	1,10	78,0	6,60	0,313	0,0980
М’ясо та м’ясопродукти	0,19	28,7	0,375	0,020	0,0010
Риба	0,05	38,8	4,90	0,007	0,0033
Яйця і яйцепродукти	0,14	2,5	0,19	0,001	0,0004
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Картопля	0,60	9,6	2,95	0,021	0,0239
Овочі	0,10	16,1	2,96	0,006	0,0040
Фрукти	0,40	4,7	0,80	0,007	0,0043
Гриби	0,01	159401	72,00	5,818	0,0097
Лісові ягоди	0,01	4766	59,00	0,174	0,0080
Всього				6,401	0,1546
Річна доза опромінення, мЗв/рік				6,56	

Мірою впливу радіації на організм є річна ефективна доза опромінення (Е). Після споживання харчових продуктів, що містять радіонукліди, ефективна доза опромінення буде залежати від виду радіонуклідів, їх питомої активності, віку людини, маси тіла та інтенсивності метаболічних процесів. Розрахунок цієї дози виконується за формулою [5]:

$$E = K_{Д\,Cs} \cdot \sum_{i=1}^{N} m_{p\,i} \cdot A_{Cs\,i} + K_{Д\,Sr} \cdot \sum_{i=1}^{N} m_{p\,i} \cdot A_{Sr\,i},$$

де $K_{Д\,Cs}$ і $K_{Д\,Sr}$ — значення дозових коефіцієнтів для ^{137}Cs, ^{90}Sr відповідно ($K_{Д\,Cs}$ = 1•10^{-8} Зв/Бк; $K_{Д\,Sr}$ = 3,7•10^{-8} Зв/Бк); $m_{p\,i}$— річне споживання і-го продукту харчування; $A_{Cs\,i}$, $A_{Sr\,i}$ — значення питомих активностей цезію-137 і стронцію-90 у даному і-му продукті.

Таким чином, дослідження показали, що мають місце суттєві відмінності між референтним раціоном та реальним споживанням продуктів харчування в окремих населених пунктах. Тому для оцінки річної ефективної дози внутрішнього опромінення необхідно користуватися даними про склад раціону у конкретному населеному пункті. Оцінка ефективної еквівалентної дози внутрішнього опромінення для мешканців одного з сіл Полісся України показала, що найбільший внесок у її формування вносить споживання грибів, молока, молочних продуктів та лісових ягід. Всі ці продукти харчування є традиційними для даного регіону, що вимагає детального радіологічного контролю.

Література

1. Василенко И.Я. Продукты питания - источники поступления радионуклидов в организм людей // Вопр.питання. -1986. - №2. - С. 3-8.
2. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97)
3. Книжников В.А., Бархударов Р.М., Брук Г.Я. и др. // Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции. - К., 1988. - С. 66-76.
4. П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання. Збірка тез. -К., 2001.
5. Радіаційно-дозиметрична паспортизація населених пунктів території України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС, включаючи тиреодозиметричну паспортизацію, К., 1996. -С. 157.

АНАЛИЗ РЕСУРСНОГО ПОТЕНЦИАЛА ТВЁРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ ОДЕССКОЙ ОБЛАСТИ

Е.Ю. Логвиненко, *В.Ю. Приходько, к.г.н., доц.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

Ежегодно населением и промышленным комплексом генерируется около 6 млн. $м^3$ твёрдых бытовых отходов (ТБО), которые размещаются на 563 полигонах общей площадью 978,1 га. На одного жителя области в 2012 году приходилось 287,4 кг ТБО.

Анализ пространственного распределения площади полигонов и свалок в разрезе административных районов показал, что наибольшую площадь свалки занимают в Овидиопольском районе (113,16 га), а наименьшую – в Любашовском (2,25 га). Наибольшее количество свалок находится в Ширяевском районе – 45, а наименьшее – в Ренийском – 7.

Основным фактором, определяющим влияние ТБО на окружающую среду, является размещение их на свалках и полигонах, которые не только занимают полезные территории, но и являются источником загрязнения окружающей среды, в т.ч. и за счёт выделения биогаза, который образуются в результате деструкции веществ в теле полигона. Основную часть биогаза составляют метан и углекислый газ, а это значит, что его можно использовать в качестве энергетического ресурса, а неиспользование приводит к эмиссии парниковых газов в атмосферный воздух. Для оценки биогазового потенциала ТБО Одесской области воспользуемся методикой Меправительственной группы экспертов по изменению климата. Так, за 2012 год было образовано 1353422,03 тонн ТБО, размещение которых на полигонах приведёт к образованию 3,0 млн т метана в CO_2-экв за первый год.

Ресурсный потенциал ТБО не исчерпывается биогазом. В ТБО содержатся ценные компоненты, которые могут быть рассмотрены в качестве вторичных материальных ресурсов. Например, бумажные отходы, содержание которых составляет около 11 %, или полимерные отходы – 9-10 %. Извлечение ресурсоценных компонентов из общей массы ТБО в настоящее время возможно при создании мусоросортировочных комплексов, которые планируется создать на полигоне «Дальницкие карьеры», в г. Белгород-Днестровский и г. Теплодар. Заводы по переработке ТБО предполагается организовать в г. Измаил и г. Котовск к 2017 г. Однако наиболее комплексно использовать потенциал ТБО можно лишь в случае извлечения ресурсоценных компонентов в момент образования, поэтому решение проблемы ТБО невозможно без организации раздельного сбора и последующей утилизации вторичного сырья.

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. ДУНАЙ

О.С. Лященко, *М.Є. Романчук, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Вода Дунаю використовується для рибного і сільського господарства, тому актуальним являється визначення екологічної оцінки якості води. Нами було розглянуто періоди 1986-1990 рр. (Україна в складі СНД) та 2006-2010 рр. (незалежна Україна) по 2 пунктах спостереження: Рені та Вилкове, які охоплюють українську дельту Дунаю та зміну параметрів якості води у внутрішньорічному розподілі.

Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями повинна обов'язково включати всі три блоки показників:

- сольового складу;
- трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні);
- специфічні речовини токсичної і радіаційної дії.

Вихідні дані аналізуються по кожному блоку окремо. Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, котра складається із заключних висновків по трьох блоках. Процедура виконання ґрунтовної екологічної оцінки якості поверхневих вод складається з чотирьох послідовних етапів, а саме: а) етап групування і обробки вихідних даних; б) етап визначення класів і категорій якості води за окремими показниками; в) етап узагальнення оцінок якості води за окремими показниками (вираженими в класах і категоріях) по окремих блоках з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води; г) етап визначення об’єднаної оцінки якості води (з визначенням класів і категорій) для певного водного об'єкта.

Сольовий склад поверхневих вод суші оцінюється за сумою іонів (мінералізацією).

В табл. 1 приведені мінімальні та максимальні значення мінералізації за 1986-1990 рр. та 2006-2010рр. по двох створах спостереження.

Таблиця 1- Мінімальні та максимальні значення мінералізації з урахуванням внутрішньорічних змін

	Рені						Вилкове					
період	1986-1990 рр.			2006-2010 рр.			1986-1990 рр.			2006-2010 рр.		
Пора року	зима	весна	осінь	зима	весна	осінь	зима	весна	осінь	зима	весна	осінь
min	382	333	328	362	313	329	417	333	338	368	356	334
max	577	562	561	496	430	448	550	550	561	499	440	472

Як видно з табл.1, максимальне значення мінералізації по всіх періодах водності по обох створах спостереження вище у період з 1986-1990 рр. ніж в 2006-2010 рр. Найбільші значення мінералізації спостерігаються в зимовий період, за виключенням 1986-1990 рр. по створу в м. Вилкове , коли максимальні значення спостерігаються восени. По мінімальним показникам найбільша мінералізація припадала на зимовий період. Мінералізація по мінімальним значенням у зимовий період коливається від 362 мг/дм^3 (Рені, 2006-2010 рр.)до 417 мг/дм^3 (Вилкове, 1986-1990 рр.). У весняний період мінералізація змінювалась від 313мг/дм^3 (Рені, 2006-2010 рр.) до 356 мг/дм^3 (Вилкове, 2006-20010 рр.).

З табл. 2 видно, що по сольовому складу за середніми значеннями вода за 2 періоди в Рені та Вилкове відноситься до гідрокарбонатного класу кальцієвої групи другого типу. За максимальними значеннями вода змінювалася з гідрокарбонатно-кальцієвої групи на гідрокарбонатно-натрій-калієву групу в обох створах спостереження восени та влітку 1986-1990 рр. Весною по максимальних значеннях по створу Рені вода належала до магнієвої групи. Тип води змінювався з IIна III тільки по максимальним значенням в 2006-2010 рр. (взимку, восени) в обох створах (табл.2).

Таблиця 2 - Характеристика води за сольовим складом для р. Дунай – Рені та р. Дунай - Вилкове за періоди:1986-1990 і 2006-2010 рр.

	max				Сер.			
	Рені		Вилкове		Рені		Вилково	
	1986-1990	2006-2010	1986-1990	2006-2010	1986-1990	2006-2010	1986 1990	2006-2010
зима	HCO_3 Na+K II	HCO_3 Ca III	HCO_3 Na+K II	HCO_3 Ca III	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II
весна	HCO_3 Mg II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II
осінь	HCO_3 Na+K II	HCO_3 Ca III	HCO_3 Na+K II	HCO_3 Ca III	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II	HCO_3 Ca II

В табл. 3 наведена екологічна оцінка якості води, яка узагальнена по основних блоках (сольовий склад, трофо-сапробіологічні показники та речовини токсичної дії). До сольового складу належать HCO^-_3 ,SO^{2-},Cl^- ,Ca^{2+},Mg^{2+},Na^++K^+.Трофо-сапробіологічні показники: завислі речовини, pH, розчинений кисень, біхроматнаокислюваність, перманганатнаокислюваність, БСК$_5$, NH^+_4 ,NO^-_2,NO^-_3,PO^-_4. До речовин токсичної дії відносяться хром, нафтопродукти, СПАР, залізо, феноли. Блокові індекси по максимальних значеннях у внутрішньорічному розподілі по обох створах не змінюються, окрім зимового періоду 1986-1990 рр., коли вода з 3 категорії погіршилась до 4 біля м. Вилкове. По максимальних значеннях найгірші значення припадають на трофо-

сапробіологічні показники (7 категорія), наступні - речовини специфічної дії (6 категорії), за виключенням м. Вилкове – Рені 2006-2010 рр., зимовий період (5 категорія).

По середніх значеннях найгірші показники відносяться до речовин трофо-сапробіологічного складу та токсичної дії. За трофо-сапробіологічними показниками середні значення для Вилкове та Рені за 1986-1990 рр. та 2006-2010 рр., однакові (зима). Для весіннього та осіннього періодів спостерігається незначне погіршення якості води в пункті спостереження Вилкове. За речовинами токсичної дії в зимовий та весінній періоди по середніх значеннях вода погіршується біля м.Вилкове. В осінній період найгірші значення спостерігалися по створу Рені (1986-1990рр.).

Таблиця 3 - Узагальнені показники блокових індексів р. Дунай-Рені і р. Дунай - Вилкове за 1986-1990 рр. і 2006-2012 рр.

				Рені		Вилкове	
				1986-1990	2006-2010	1986-1990	2006-2010
Блоковий індекс	Сольовий склад	зима	max	3	3	4	3
			Сер.	2	2	2,3	2
		весна	max	4	3	4	3
			сер	2	2	2	2
		осінь	max	5	3	5	3
			сер	2	2	3	2
	Трофо-сапробіологічний	зима	max	7	7	7	7
			сер	3,1	3,2	3,1	3,2
		весна	max	7	7	7	7
			сер	3,4	3	3,6	3,2
		осінь	max	7	7	7	7
			сер	3,2	3,1	3,3	3,25
	Специфічні речовини токсичної дії	зима	max	6	5	6	5
			сер	2,5	3	3,25	3,25
		весна	max	6	6	6	6
			сер	2,75	3,5	3,25	3,25
		осінь	max	6	6	6	6
			Сер	3,5	3,25	3,25	3,25

Осереднені значення по 3-х блокових індексах представлені у вигляді інтегральних показників (табл.4). Як видно, по максимальним значенням вода відноситься до 7 категорії по всіх періодах, створах та впродовж року, тобто вода - дуже погана за станом або дуже брудна за ступенем чистоти.По середніх значеннях вода відноситься до 3 класу (дуже

добрі/досить чисті), але чітко спостерігається незначне погіршення якості води від м.Рені до м. Вилкове.

Таким чином, за результатам екологічної оцінки можна сказати, що якість води не завжди залежить від водності року, але погіршується по всіх компонентах від Рені до Вилкове. За 2006-2010 рр. вода гіршої якості ніж в 1986-1990 рр.

Таблиця 4 - Узагальнені дані інтегральних показників р. Дунай-Рені і р. Дунай - Вилкове за періоди: 1986-1990 і 2006-2012 рр.

				Рені		Вилкове	
період				1986-1990	2006-2010	1986-1990	2006-2010
Інтегральний показник	I сер.	зима	категорія	2,5(3)	2,7(3)	2,9(3)	3
			Хар-ка(за станом/за ступенем чистоти)	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті
		весна	категорія	2,7(3)	2,8(3)	2,95(3)	3
			Хар-ка	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті
		осінь	категорія	2,7(3)	2,8(3)	3,2(3)	3
			Хар-ка	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті	Добрі/досить чисті
	I max	зима	категорія	7	7	7	7
			Хар-ка(за станом/за ступенем чистоти)	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні
		весна	категорія	7	7	7	7
			Хар-ка	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні
		осінь	категорія	7	7	7	7
			Хар-ка	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні	Дуже погані/дуже брудні

ПЕРЕХІД ДО ОРГАНІЧНОГО СПОСОБУ ВИРОБНИЦТВА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ – ШЛЯХ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ

А.В. Мала, *Н.А. Макаренко, д.с.-г.н.*
Національний університет біоресурсів та природокористування України, м. Київ, Україна

Органічне виробництво як спосіб ведення сільського господарства з'явилося як відповідь на інтенсифікацію технологій агровиробництва та зростання кількості екологічних проблем в агропромисловому комплексі.

План переходу на органічне виробництво розробляється господарством, яке має намір перейти до виробництва органічної сільськогосподарської продукції та/або сировини та затверджується територіальним органом центрального органу виконавчої влади, який здійснює державну політику у сфері нагляду (контролю) в агропромисловому комплекс, або уповноваженим органом сертифікації відповідно до статті 31, п. 2 Закону України «Про виробництво та обіг органічної сільськогосподарської продукції та сировини» (2013 р.).

Типовий план переходу на органічне виробництво розробляється та затверджується центральним органом виконавчої влади з питань аграрної політики та продовольства (Закон України «Про виробництво та обіг органічної сільськогосподарської продукції та сировини» стаття 31, п. 2). Згідно нормативними вітчизняними та міжнародними нормативними документами типовий план переходу на органічний спосіб виробництва сільськогосподарської продукції повинен складатися з таких етапів:

1. Підготовчий (оцінювання господарства щодо вимог органічного виробництва сільськогосподарської продукції та/або сировини)
2. Перехідний (планування і впровадження змін у всіх секторах виробництва з метою дотримання вимог органічного виробництва)
3. Отримання статусу органічного виробництва (організація контролю за дотриманням вимог органічного виробництва)

Підготовчий етап проводиться відповідно до Закону України «Про виробництво та обіг сільськогосподарської продукції та сировини», Базових стандартів IFOAM, Постанов ЄС № 834/2007, № 889/2008, Стандартів Японії (JAS) та Національної органічної програми США (NOP), а також передбачає виконання загальних та спеціальних вимог до органічного виробництва сільськогосподарської продукції та/або сировини. До загальних вимог відносять:

1) розміщення господарства відносно зони виробництва та екологічного стану території розміщення господарства;
2) оцінювання видів та обсягів використання природних ресурсів;

3) оцінювання технологій виробництва продукції, що використовуються на господарстві (згідно критеріїв безпечності та рівня впливу на навколишнє природне середовище);
4) оцінювання методів утилізації відходів та побічної продукції виробництва, що використовуються на господарстві

Спеціальні вимоги передбачають нормування діяльності кожного сектору виробництва, які включають:

1. Оцінювання сектору виробництва продукції рослинництва

- придатності земель (ґрунтів) вимогам органічного виробництва;
- відповідності сівозміни, якості насіннєвого та посадкового матеріалу;
- відповідності технологій (способу обробітку ґрунту, сівби сільськогосподарських культур, системи удобрення та захисту сільськогосподарських культур, меліорації земель, розміщення полезахисних лісосмуг, використання вологозберігаючих технологій);
- відповідності якості та безпечності продукції та/або сировини, що виробляється на господарстві.

2. Оцінювання сектору виробництва продукції тваринництва

- відповідності тваринницьких комплексів та приміщень для утримання тварин (щільності поголів'я худоби чи птиці, вентиляції, теплоізоляції, опалення, охолодження, установки мікрокліматом приміщень, забезпечення провітрення та доступу денного світла, пасовища та відкритих ділянок для вигулу);
- відповідності порід сільськогосподарських тварин, птиці та їх походження, що утримується на господарстві;
- відповідності раціону тварин (склад, якість та безпечність кормів, харчових добавок тощо);
- відповідності методів репродукції та лікування сільськогосподарських тварин (використання ветеринарних препаратів, гормонів тощо);
- відповідності методів та засобів дезінфекції приміщень тваринницьких комплексів та місць забою тварин.

3. Оцінювання сектору транспортування продукції (технологічна характеристика засобів, що використовуються для здійснення обробітку ґрунту, сівби, збирання продукції та інших ґрунтозахисних заходів).
4. Оцінювання сектору зберігання продукції (характеристика методів зберігання та відокремлення продукції, методів дезінфекції складських приміщень).

5. Оцінювання сектору переробки продукції (методи обробки та переробки сільськогосподарської продукції, оцінка інгредієнтів, які входять до складу кінцевого продукту.
6. Оцінювання сектору маркування продукції (характеристика методів маркування сільськогосподарської продукції, матеріалів, які використовуються для маркування сільськогосподарської продукції.
7. Оцінювання сектору реалізації продукції (характеристика місць реалізації сільськогосподарської продукції та статусу господарств-партнерів, сусідніх господарств
8. Оцінювання сектору персоналу виробництва (освітньо-кваліфікаційних рівень обслуговуючого персоналу).

Перехідний етап характеризується плануванням реформування господарства згідно вимог виробництва органічної сільськогосподарської продукції та/або сировини. Для цього необхідно:

1) визначити відповідність кожного сектору господарства вимогам органічного виробництва;

2) розробити рекомендації та план заміни технологій виробництва, які не відповідають вимогам органічного виробництва;

3) обрати методи мінімізації забруднення навколишнього природного середовища у всіх секторах виробництва;

4) обрати енергоощадні технології для всіх секторів виробництва;

5) обрати екологічно безпечні технології утилізації відходів та побічної продукції виробництва у господарстві;

6) запровадити систему документування діяльності усіх секторів господарства;

7) обрати технічні засоби контролю за необхідними показниками на кожному секторі виробництва;

8) забезпечити відокремлення органічної та неорганічної продукції (у разі паралельного виробництва).

На етапі отримання статусу органічного виробництва особливо важливим є контроль за дотриманням вимог органічного виробництва сільськогосподарської продукції та сировини, який повинен здійснюватися як на внутрішньому (рівні господарства), так і зовнішньому (державному) рівнях.

Отже, перехід до органічного способу виробництва сільськогосподарської продукції допоможе вирішити такі проблеми агропромислового комплексу, як: забезпечення раціонального використання земельних ресурсів, збереження родючості ґрунтів, виробництво безпечної та якісної продукції та/або сировини, мінімізація негативного впливу агропромислового виробництва на навколишнє природне середовище, що здійснюється за рахунок контролю за технологіями, які використовуються на кожному секторі виробництва.

ЗАБРУДНЕННЯ ПІВНІЧНИХ РАЙОНІВ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЦЕЗІЄМ-137

Т.О. Малик, *Н. В. Максименко, к.г.н., доц.*
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, Україна

Екологічні проблеми сьогодення, що все частіше набувають характеру кризових ситуацій, стимулювали інтерес до вивчення різноманітних екологічних проблем. Значна кількість різноманітних екогеографічних проблем наявна і в Житомирській області. В той же час рівень вивчення радіологічної ситуації в області залишається вкрай недостатнім. Одна із найактуальніших проблем області ліквідація радіаційного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС, що призвела до забруднення 9 адміністративних районів та 500 тис. га сільськогосподарських угідь, 365,8 тисячі громадян мають статус постраждалих.

Актуальність даної теми полягає в тому, що недостатнє дослідження та діагностика радіаційного стану Житомирської області призводить до еколого-демографічних проблем. Радіаційне забруднення головним чином впливає на здоров'я населення.

Метою даної роботи є дослідження розповсюдження радіонуклідів на території північних районів Житомирської області та побудова карти для наочного вивчення даної проблеми.

Для дослідження даної теми були використані дані по забрудненню радіонуклідами сіл та міст північних районів Житомирської області. Карта була побудована за даними за 2011 рік, а у статті наведені 2006-2010 рр.

Після багаторічних досліджень та моніторингу встановлено, що у зоні із забрудненням понад 37,0 кБк/м^2 нині знаходиться 148,4 тисяч га сільгоспугідь, з яких: у Коростенському районі – 74,1 тис. га, Овруцькому – 59,0, Народицькому – 51,0, Олевському – 30,6, Лугинському – 32,7, Ємільчинському – 44,7, Вол.-Волинському – 3,8, Малинському – 28,7 тис. га. В інших районах області забруднення ґрунтів радіоактивним цезієм не перевищує 37 кБк/м^2. Зокрема по молоку, одному з основних чинників формування внутрішньої дози опромінення населення, перевищення виявлені у населених пунктах Овруцького району: Бережесть - 166, Усово - 172, Возничі - 175, Виступовичі - 184, Острови - 198, Селезівка - 202, Іллімка – 208, Рудня - 240, Лучанки - 260 Бк/л; Коростенського району: Воронево – 144, Немирівка – 146, Сингаї - 148, Чигирі - 157, Коростень – 176 Бк/л; Лугинського: Червона Волока - 121, Лугини - 136 Бк/л (дані 2006-2010рр.) [1].

Аналізуючи радіологічний стан населених пунктів північних районів Житомирської області можна побачити, що забруднення цезієм-137 не рівномірне. На це вплинуло багато різноманітних факторів. На сам перед це природні умови, а саме рельєф, ґрунти, рослинний покрив, кліматичні

особливості. Також, вплинули на забруднення погодні умови під час аварії на Чорнобильській АЕС (вітрові потоки були направлені у західному напрямі). І безпосередня близькість Житомирської області до Чорнобиля [2].

Найбільш забрудненими районами являються Коростенський, Народницький та Овруцький райони. Інші райони менш забрудненні та мають більш диференційовану картину забруднення.

Забруднені землі відновлюються досить повільно, тому на очищення ґрунтів витрачаються великі кошти та проводяться дослідження як прискорити процес розпаду та виведення радіоактивних елементів.

Для поліпшення радіоекологічної ситуації в сільськогосподарських угіддях, водному та лісовому фонді забруднених територій постраждалих районів області, а також матеріального добробуту населення у цій ситуації, що стало можливим за умови першочергової реалізації комплексу заходів щодо відтворення родючості ґрунтів (підвищення гумусованості та вмісту рухомих форм елементів живлення, зниження кислотності, ерозійних процесів, тощо), приведення в екологічну відповідність співвідношення площ ріллі, природних кормових угідь, лісових і водних територій, а також врахування сучасної радіоекологічної ситуації [3].

Таким чином, на основі даних національної комісії з радіаційного захисту населення України, було побудовано карту з якої ми бачимо нерівномірне розповсюдження радіонуклідів по території північної частини Житомирської області. Це зумовлено природними та антропогенними факторами. Кількість радіонуклідів зменшується дуже повільно, хоча було здійснено різні агрохімічні дії на зменшення цезію-137 та стронцію-90. Радіологічну ситуацію погіршує здатність радіонуклідів мігрувати. Через таку здатність вони переносяться на не заражену територію та можуть потрапляти у продукти харчування інших більш екологічно-чистих регіонів.

Література

1. Божидарнік Т.В. Основні шляхи застосування логістики в агропромисловому комплексі України / Т.В. Божидарнік, Н.В.Божидарнік к [Електронний ресурс]. – Режим доступу http://www.nbuv.gov.ua/Portal/soc_gum/ekfor/2011_1/5.pdf.
2. Державне управління охорони навколишнього природного середовища в житомирській області, «Про стан навколишнього природного середовища в житомирській області за 2010 рік», Житомир – 2011
3. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і західному регіоні України / редкол.: М.В. Зубець(голова) та ін.. – К.: Аграрна наука, 2010. – 944 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ДОМАШНЕГО ВИНА (НА ПРИМЕРЕ КРЫМСКИХ ВИН)

О.В. Мальчук, *А.Н. Некос, д.г.н., проф.*
Харьковский национальный университет имени В.Н. Каразина, Украина

Вино имеет тысячелетнюю историю и считается по праву благородным напитком.В древности вино считалось даром Богов. Ему приписывали лечебные и антисептические свойства, в нем видели воплощение жизненной силы, легкие вина часто употребляли вместо воды. В наше время вино – это не только приятное дополнение к столу, но и неотъемлемая часть рациона, ведь оно имеет свойство пополнять организм необходимыми микроэлементами и витаминами.Однако не надо забывать о культуре потребления вина.

Лучшим вином, по мнению многих почитателей этого благородного напитка, является домашнее вино. На данный момент существует большое количество различных технологий изготовления домашнего вина. Население, имеющее фрукты и ягоды в большом количестве занимается изготовлением домашнего вина. Из-за большого спроса на домашнее вино возникает интерес исследовать его качество.

Качество вина во многом зависит от качества используемого винограда.Высокие и устойчивые урожаи винограда можно получать только тогда, когда каждый отдельный сорт будут выращивать в наиболее благоприятных для него условиях. Климат является одним из основных факторов, определяющий культуру возделывания винограда, влияющий наего рост, развитие, интенсивность сахаронакопления и снижения кислотности в ягодах. Виноград по своей природе теплолюбивое растение, что связано с его происхождением из районов с высокой теплообеспеченностью.

Для экологической оценки качества домашнего вина были взяты образцы вина, изготовленного из разных сортов винограда, выращенного в Украине. В том числе исследовалось домашнее вино, изготовленное из крымских сортов винограда – Алиготе, Крона, Португизер (Опорто).

Виноград был собран вс. Солнечная Долина Судакского района АР Крым. По своим природным условиям Солнечная Долина отличается даже от соседних, всем известных зон крымского виноделия. Эта территория получает наибольшую часть солнечной радиации в Крыму — среднегодовое количество часов солнечного сияния здесь составляет 2270+80 ч. (это порядка 280-ти, а в некоторые годы и до 300 солнечных дней в году). Сумма активных температур находится в диапазоне 3400-3800°С. При этом Козская долина — зона полупустыни и отличается большой сухостью — средняя годовая сумма осадков не превышает 300

мм, а почвы каменистые, но с высоким содержанием кремния. Такой температурный и водный режим, характерный для полупустыни, позволяет выращивать виноград разных сроков созревания.

Технология изготовления домашнего вина, которое исследовалось в данной работе, проходит несколько этапов. Выдавленный сок разливается по стеклянным бутылям, после чего начинается этап брожения вина. В течение этого периода постепенно добавляют сахар. После месячного брожения избавляются от осадка и ставят вино в холодное место на 5-6 месяцев и больше.

На современном этапе развития обществав связи с антропогенным загрязнением,в окружающей среде увеличивается концентрация тяжелых металлов. Большая часть тяжелых металлов в виде соединений попадает в организм человека с продуктами питания. На сегодняшний день к тяжелым металлам относят более 40 металлов периодической системы Д.И. Менделеева с атомноймассой свыше 50 атомных единиц: *V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Hg, Pb, Bi*и др.По классификации Н.Реймерса, тяжелыми следует считать металлы с плотностью более 8 г/см^3(*Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Co, Sb, Sn, Bi, Hg*).Некоторые из этих элементов необходимы для нормальной жизнедеятельности человека. В большинстве случаев трудно провести четкую границу между биологически необходимыми и вредными для здоровья человека веществами. При этом огромную роль играет концентрация микроэлемента, поступающего в организм человека.При повышении оптимального уровня для организма концентрации тяжелого металла в организме начинается процесс интоксикации.

Исследования домашнего вина на наличие тяжелых металлов проводились в лаборатории аналитических экологических исследований на атомно-адсорбционном спектрофотометре. Этот прибор предназначен для проведения количественного элементного анализа по атомным спектрам поглощения, в первую очередь для определения содержания металлов в растворах. В ходе исследования была определена концентрация 5 тяжелых металлов в двух образцах домашнего вина – железо, марганец, цинк, медь и кадмий (табл.), а также были определены другие качественные характеристики, такие как содержание сахара, спирта и сухого вещества.

Таблица - Концентрация тяжелых металлов в пробах домашнего вина

Тяжелые металлы	Образец №1, мг/л	Образец №2, мг/л	ПДК, мг/л
Железо	0,46	0,4	15,0
Марганец	0,39	0,48	-
Цинк	0,04	0,1	10,0
Медь	0,11	0,1	5,0
Кадмий	0	0,004	0,03

Первый образец представлен домашним вином изготовленного из двух сортов винограда Крона и Португизер (2012 г.).

Второй образец представлен домашним вином изготовленного из сорта винограда Алиготе (2013 г.).

Результаты химического анализа показывают, что концентрации тяжелых металлов в образцах домашнего вина не превышают ПДК в соответствии с нормативными документами (СанПин 42-123-4089-86).

Сравнивая результаты проведенных химически-аналитических исследований концентрации тяжелых металлов в образцах домашнего вина было определено, что концентрация тяжелых металлов в винах, изготовленных из разных сортов винограда, практически не отличаются по железу и меди (рис.).

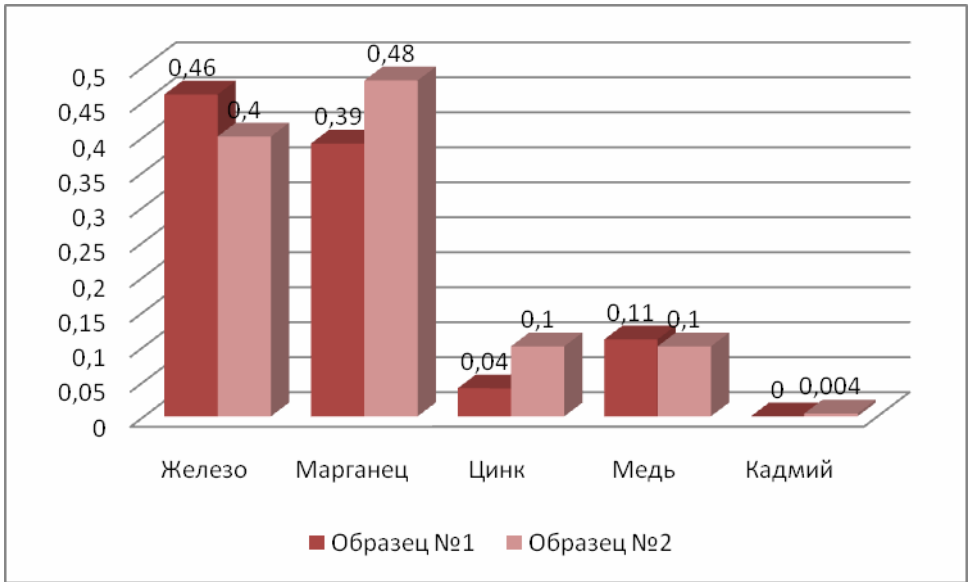


Рис.- Концентрация тяжелых металлов в образцах домашнего вина.

В образце№1 концентрация железа больше в 1,15 раз, чем концентрация железа в образце №2; марганца в образце №1 в 1,23 меньше, чем в образце №2; цинка в 0,4 меньше; меди больше в 1,1; кадмия в образце №1 не обнаружено, тогда как в образце №2 его концентрация – 0,004 мг/л.

Что касается других показателей, то было определено: в образце №1 содержание сахара – 14 %, спирта – 16 %, сухого вещества – 16 % и, соответственно, в образце №2 сахара – 19 %, спирта – 12 %, сухого вещества – 15%.

Таким образом, образцы домашнего вина изготовленного из разных сортов винограда, выращенного на одной территории, по концентрации тяжелых металлов практически не отличаются между собой и не превышают норм ПДК. Поэтому такое вино при правильной культуре потребления не навредит, а принесет только пользу.

МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА КАЧЕСТВО ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Е.А. Минакова[1], А.П. Шлычков [2], В.З. Латыпова [1]
1 - ФГАОУ ВПО «Казанский (Приволжский) федеральный университет», г. Казань; 2 - ИПЭН АН РТ, Российская Федерация

Республика Татарстан (РТ) относится к водообеспеченным субъектам федерации. От состояния и темпов развития водного хозяйства зависит функционирование практически всех отраслей экономики и социальной сферы [1, 2, 3].

В работе выделены три группы бассейнов исследуемых рек: сельскохозяйственная, сельскохозяйственно-промышленная, промышленно-сельскохозяйственная [4]. В качестве объектов исследования выбраны малые реки - типичные представители физико-географических районов РТ: Предволжья (р. Свияга), Предкамья (р. Казанка) и Закамья (р. Степной Зай), испытывающие различную степень техногенной нагрузки (рис.).

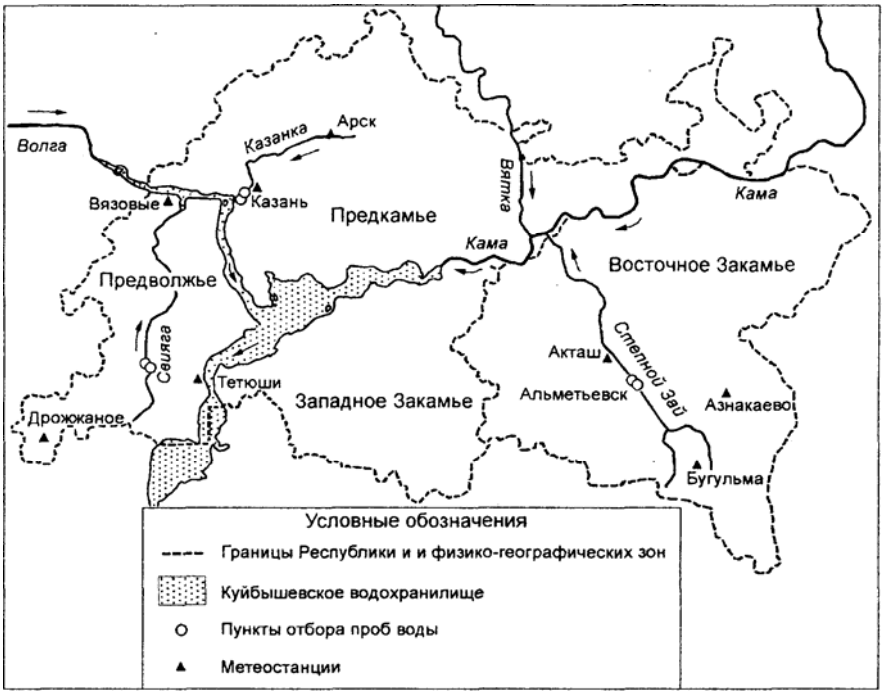


Рис. - Карта-схема Республики Татарстан.

Исходными данными для оценки качества поверхностных вод рек Свияга, Казанка, Степной Зай послужили результаты исследований химического состава воды, опубликованные в Ежегодниках и обзорах, кратких справках Управления по Гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды РТ, информационных химических бюллетенях, Государственных докладах о состоянии окружающей среды РТ, а также экспериментальные данные, опубликованные в литературе и полученные в результате экспедиционных

выездов аккредитованной лабораторией экологического контроля Казанского государственного университета за период 1985 - 2003 гг.

Качество водных ресурсов формируются под воздействием многочисленных факторов. Так, азональные факторы (мезо- и микрорельеф, геологическое строение, состав почвы и др.) оказывают большое влияние на сток с водосборов малых рек. Именно эти факторы определяют особенности формирования поверхностных вод генетически связанных между собой рек [5, 6].

В настоящей работе для оценки влияния метеорологических величин на уровень загрязнения рек в качестве формализованного комплексного показателя предлагается использовать обобщенный индекс (К), рассчитываемый как среднее арифметическое из частных подиндексов для всех приоритетных для данного водного объекта загрязняющих веществ. В число приоритетных включены вещества, для которых среднегодовые значения частных подиндексов превышают единицу [4, 7,8].

Методом множественного регрессионного анализа получены уравнения зависимости индекса *К* от метеорологических величин - температуры воздуха (*T*) и суммы осадков (*R*) для каждой из исследуемых рек:

$$Кк = -1{,}01\ Тк - 0{,}54\ Rк - 3{,}39, \quad r = 0{,}51 \quad n = 24 \qquad (1)$$
$$Кз = -2{,}00\ Тз + 1{,}87\ Rз - 4{,}14, \quad r = 0{,}47 \quad n = 20 \qquad (2)$$
$$Кс = -1{,}43\ Тс - 0{,}05\ Rс + 4{,}70, \quad r = 0{,}52 \quad n = 24 \qquad (3)$$

где *Кк, Кз, Кс* - формализованные показатели загрязнения воды рек Свияга, Казанка и Степной Зай соответственно;

Тк, Тз, *Тс* - среднегодовые значения температуры воздуха по бассейнам тех же рек, нормированные на среднемноголетнюю температуру воздуха соответствующего бассейна;

Ок, Оз, Ос - среднегодовые, нормированные на среднемноголетние, значения суммы осадков по бассейнам тех же рек;

n - число точек, использованных для построения зависимостей;

r - коэффициент корреляции.

Из уравнений (1-3) следует, что увеличение количества осадков приводит на реках Казанке и Свияге к снижению, а на р. Степной Зай - к увеличению загрязнения поверхностных вод. Водосборы рек Казанки и Свияги испытывают (по сравнению с р. Степной Зай) меньшую техногенную нагрузку. Поэтому более интенсивные осадки на первых двух реках, вероятно, способствуют разбавлению вод и понижению концентрации загрязняющих веществ. На р. Степной Зай, напротив, увеличение суммы осадков приводит к ухудшению качества воды, т.е. к увеличению концентрации загрязняющих веществ за счёт интенсификации их стока с водосборной территории.

Повышение температуры одинаково влияет на загрязнение трех рассматриваемых рек, понижая уровни их загрязнения. Очевидно, рост среднегодовой температуры активизирует процессы самоочищения рек, а кроме

того, увеличение испарения с водосборной площади приводит к уменьшению стока загрязняющих веществ в водный объект.

Таким образом, установлена количественная связь между характеристикой качества поверхностных вод (формализованный показатель загрязнения воды, *K*) и метеорологическими величинами (температура - *T* и осадки - *R*).

Полученные результаты позволяют сделать вывод о важной роли метеорологических величин в процесс формирования качества речных вод, что может лечь в основу последующих разработок по краткосрочному и долгосрочному экологическому прогнозированию степени загрязнения речной воды и оценке допустимых техногенных нагрузок на водные экосистемы в зависимости от гидрометеорологического режима территории.

Литература

1. Григорьев Е. Н. Водные ресурсы Татарии. // Труды научной конференции по вопросам изучения водных ресурсов ТАССР и гигиены водоснабжения. — Казань: 1964. — С. 32 - 36.
2. Экологические проблемы малых рек Республики Татарстан (на примере Меши, Казанки и Свияги) / под. Ред. В.А. Яковлева и др. - Казань: Изд-во Фэн, 2003. - 288 с.
3. 2013 год – итоги охраны природы в Татарстане: история и современность / Под редакцией В.З. Латыпова, Р.Р. Шагидуллина, Д.В. Иванова, А.Т. Горшковой. Казань: Изд-во Фолиант, 2013. 256 с.
4. Минакова Е.А., Шлычков А.П., Латыпова В.З., Давыдов Р.Н., Ильясова А.Р.. Формирование качества поверхностных вод малых рек в различных физико-географическх районах Республики Татарстан/ //Журнал "Проблемы региональной экологии", № 5, 2012, С. 7 - 13.
5. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Стрельца Б.И. К.: Урожай, 1987. 304 с.
6. Черняев А. М., Прохорова Н. Б., Шахов М. П. Бассейн - 2. Стратегия управления устойчивым водопользованием / РосНИИВХ. — Екатеринбург: Изд-во «Виктор», 1997. — 236 с.
7. Малые реки России (использование, регулирование, охрана, методы водохозяйственных расчетов) / Под ред. Черняева А. М. — Свердловск: Сред. - Урал. кн. изд-во, 1988. — 320 с.
8. Минакова Е.А., Латыпова В.З., Степанова Н.Ю. Экологическое нормирование антропогенных нагрузок на водные экосистемы // Экологический консалтинг № 4 (16), Казань, С. 3-10, 2004 г.
9. Латыпова В.З., Селивановская С.Ю., Степанова Н.Ю., Винокурова Р.И. Региональное нормирование антропогенных нагрузок на природные среды. - Казань: Изд-во Фэн, 2002. - 372 с.

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ВПРОВАДЖЕННЯ КОМПЕТЕНТНІСНОГО ПІДХОДУ ПРИ ВИКЛАДАННІ ЕКОЛОГІЧНИХ ДИСЦИПЛІН В ТЕХНІЧНИХ ВУЗАХ

Л.В. Мошківська
Житомирський державний технологічний університет, Україна

В Україні на даний час досить гостро постає питання розвитку освіти, оскільки кваліфікаційний рівень випускників вищих навчальних закладів не відповідають сучасним вимогам. Така ситуація спонукає переглянути існуючу парадигму освіти ЗУН (знання, уміння, навички), основою якої є надання великої кількості знань та вироблення лише предметних умінь та навичок. Освіта в Україні має на меті надати готові знання, перевірити на скільки зрозумілі вони студентам та як добре вони засвоїли цей матеріал. Але на сьогодні цього виявилось недостатньо, адже в сучасному світі потрібні і навички практичного їх використання [2]. Тому особливу увагу необхідно звернути на принципи Болонського процесу, що впроваджений в нашій країні з 2005 року, основою якого є вміння практично діяти і приймати самостійні рішення, використовуючи отриману інформацію, бути мобільним і швидко адаптуватися до змін, тобто формування у студентів певних компетентностей [1].

Метою нашого дослідження було проведення оцінки рівня компетентності майбутніх спеціалістів-екологів на прикладі Житомирського державного технологічного університету.

На даний час формування екологічних знань є важливим для всіх майбутніх технічних професій, які у своїй професійній діяльності обіймають як і первинні, так і керівні посади відділів, безпосередньо відповідаючи за рівень забруднення підприємством навколишнього середовища. Тому, нами було проаналізовано рівень екологічних знань не лише в студентів-екологів, але й на інших факультетах ЖДТУ.

Для досягнення поставленої мети, нами було проведено дослідження, шляхом тестування студентів 4 курсу бакалаврату ГЕФу (гірничо-екологічний факультет), ОФФу (факультет обліку і фінансів), ФІМу (факультет інженерної механіки), ФЕМу (факультет економіки і менеджменту) та ФІКТу (факультет інформаційно-комп’ютерних технологій).

Для визначення рівня екологічних знань було розроблено комплексні тестові завдання, які складалися з 4 блоків, де кожний блок відповідає певній групі екологічних дисциплін: 1 блок – питання загально екологічного спрямування; 2 блок – питання, що стосуються сталого розвитку; 3 блок – прикладна екологія; 4 блок – збереження біологічного різноманіття.

Результати проведеного дослідження щодо зрізу знань з екологічних дисциплін на рівні факультетів Житомирського державного технологічного університету наведено на рис.1.

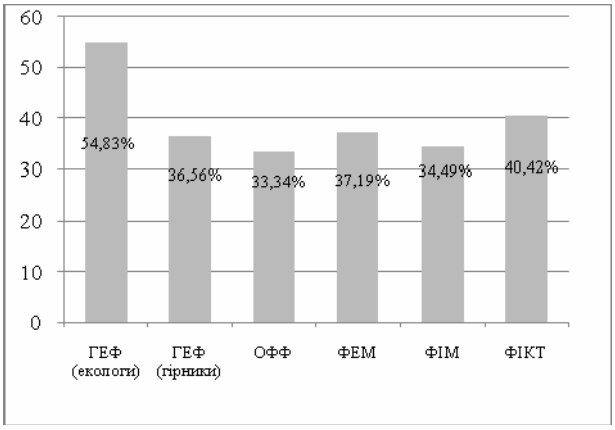


Рис. 1 - Загальний рівень екологічних знань студентів ЖДТУ

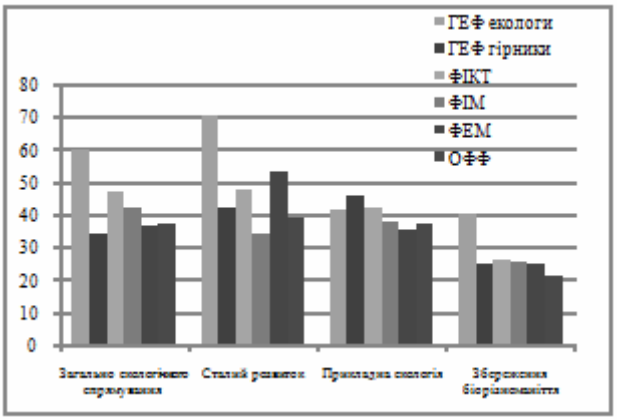


Рис. 2 - Результати зрізу знань студентів ЖДТУ за блоками екологічних дисциплін

Найвищий загальний рівень обізнаності в екологічних дисциплінах закономірно мають екологи (ГЕФ), оскільки вони протягом навчання вивчають велику кількість екологічних дисципліни. Студенти екологи в середньому дали правильну відповідь на 54,83% поставлених запитань. На всіх інших факультетах рівень знань сягає тільки 33-41%. Така ситуація пояснюється тим, що у навчальних планах цих факультетів (ГЕФ гірники, ФЕМ, ФІМ, ФІКТ) передбачена лише одна дисципліна екологічного спрямування: «Основи екології» і кількість виділених годин на її опанування студентами становить тільки 54-72 год., в залежності від факультету. А на факультеті ОФФ взагалі не передбачено вивчення самостійних екологічних дисциплін.

Якщо характеризувати результати проведеного дослідження за блоками, то рівень знань студентів з дисциплін, які є базовими (загально екологічного спрямування і збереження біорізноманіття), залежить від специфіки викладання цих екологічних предметів на різних факультетах. Тому екологи мають найкращий рівень обізнаності в цих дисциплінах серед інших.

Щодо блоку прикладної екології, то найкращий рівень знань спостерігається саме на факультетах (або спеціальностях) технічного спрямування (ГЕФ гірники, ФІКТ). Що стосуються сталого розвитку, який поєднує в собі як екологію так і економіку, то факультети з економічним спрямуванням (ОФФ, ФЕМ) набрали в цьому блоці найбільший відсоток правильних відповідей з поміж інших груп екологічних дисциплін.

Оцінка рівня компетентності з усіх факультетів ЖДТУ була проведена лише для майбутніх спеціалістів-екологів. Для цього була складена анкета, яка мала 7 блоків відповідно до переліку ключових компетентностей, який

визначений українськими педагогами в рамках проекту Програми розвитку ООН (ПРООН) «Освітня політика та освіта «рівний-рівному» (2004 р.): вміння вчитись; загальнокультурна компетентність; громадянська; підприємницька; соціальна; компетентність з інформаційних і комунікаційних технологій; здоров'язберігаюча компетентність.

Проаналізувавши кожну компетенцію окремо за відповідними запитаннями, виявилось, що у студентів найбільш розвинені навички, які властиві наступним компетентностям: 1) уміння вчитись – здатність навчатися протягом усього життя (80% опитаних), підвищувати професійний рівень і поглиблювати свої екологічні знання (90% осіб); 2) соціальна – розуміння особистої причетності до проблем в екологічній сфері (46,7%), відповідальність за прийняті рішення (76,7% студентів); 3) загальнокультурна – дотримання загальнокультурних екологічних норм поведінки (50% студентів), толерантна поведінка (76,7%); 4) з інформаційних і комунікаційних технологій – застосування інформаційно-комунікаційних технологій як в навчанні так і в повсякденному житті (86,7% осіб); 5) громадянська – готовність брати участь у вирішенні екологічних проблем (93,3% опитаних), захищаючи свої права та інтереси, на користь не лише собі, а й суспільству (40%).

Досить на низькому рівні залишаються здоров'язберігаюча компетентність – оскільки студенти не приділяється достатньої уваги своєму фізичному здоров'ю, обґрунтовуючи це різними причинами (більше 50%); і підприємницька компетентність – відсутність навиків до прийняття рішучих, об'єктивно обґрунтованих дій (53,3% осіб) та нездатність змінюватися і пристосовуватися до нових вимог (50% студентів).

Виходячи з викладеного вище, можна зробити висновок про те, що наші майбутні фахівці володіють компетентностями на базово-середньому рівні. На нашу думку, потрібно приділити особливу увагу питанням підвищення рівня компетентності та обізнаності майбутніх спеціалістів. Одним із шляхів вирішення такої проблеми є поетапна зміна і перегляд принципу ЗУН, з врахуванням досвіду зарубіжних країн, а також сприяння зацікавленості самих студентів у навчанні та вдосконаленні своїх знань.

Література

1. Компетентнісний підхід у сучасній освіті: світовий досвід та українські перспективи: Бібліотека з освітньої політики / Під заг. ред. О.В.Овчарук. – К.: «К.І.С.», 2004. –112 с.
2. Лунячек В.Е.. Компетентнісний підхід як методологія професійної підготовки в вищій школі / Лунячек В.Е. // Держава та суспільство. – Х, 2013. – №1(13). – С. 155 – 162.

КАДМІЙ В НАСІННІ МАКУ (*PAPAVER SOMNIFERUM* L.)

Сільвія Мудрончикова, *Іван Шаламон, к.б.н.,доц, Йозеф Феєр, к.с.-г.н.*
Пряшівський університет, м. Пряшів, Словаччина

Вступ. Опійний мак (*Papaver Somniferum L.*) вирощується в Європі, головним чином, як олійна культура. Насіння маку використовуються у випічці та кондитерських виробах. У домашніх господарствах з подрібненого насіння готують різні тістечка та традиційні страви.

Площі засівання маку різні у різних країнах Центральної Європи. Це залежить від умов культивування та попиту на цей продукт. Офіційно, найбільшим виробником маку є Чехія. Середня площа маку складає 43067 га на рік; це середньорічна площа за період з 2000 по 2011 рік. Площа вирощування у Словаччині 1170 га на рік (середньорічна з 2000 по 2011 рік). Сортові види маку мають високу потенційну врожайність насіння і накопичують в сухих капсулах від 0.4 до 0.6 % морфіну. Однак основною проблемою є можливе накопичення маковим насінням важких металів під час вирощування, оскільки воно використовується як харчовий продукт. Потенційними забруднювачами є Кадмій (*Cd*), Плюмбум (*Pb*) та Хром (*Cr*). Тому, моніторинг вмісту важких металів є мінімально необхідною умовою для отримання високоякісного і безпечного насіння маку для для його використання як продукту харчування.

Насіння маку та акумуляція Кадмію. Невелика кількість науково-дослідних робіт було присвячено визначенню вмісту Кадмію в насіння маку. В одній з них [1], досліджено накопичення важких металів у рослинах маку у Східній низовини у Словаччині. Проби для аналізу були отримані з полів біля шести населених пунктів (табл. 1).

Таблиця 1- Вміст важких металів що забруднюють насіння маку при його вирощуванні на Східній рівнині у Словаччині (1994) [3]

Населений пункт на Східній рівнині, Словаччина	Вміст важких металів $\bar{x}$, мг·кг$^{-1}$		
	Cd	*Pb*	*Cr*
Висока над Ужем (поля науково-дослідного інституту)	0.578	0.304	0.206
Вранов над Топльов (поля Центрального Сільськогосподарського Інституту Контролю та Тестів)	0.304	0.246	0.287
Кузьмісе (поля промислового вирощування маку)	0.515	0.248	0.297
Требішов (поля вирощування маку)	0.298	0.130	0.231
Висока над Ужем (поля фермерського господарства)	0.233	0.222	0.239
Брацовце (поля промислового вирощування маку)	0.121	0.255	0.283

Вміст важких металів визначали в насінні і було виявлено, що концентрація Кадмію у насінні коливається від 0.121 до 0.578 мг·кг$^{-1}$. Найвищий вміст Кадмію виявили у у зразках маку зібраних біля населених пунктів Висока на Ужем (Vysoká над Uhom) та Кузьміце (Kuzmice). Можливо це пов'язано з наявність працюючих електростанції і металургійних заводів у регіоні.

У роботі [2] визначали вплив вмісту Кадмію в ґрунті, зміну урожаю і його накопичення у рослинній біомасі. Дослідження вели протягом чотирьох років на двох типах ґрунтів з різними фізико-хімічними характеристиками. Наявність Кадмію було виявлено у чотирьох урожаях культивованого вівсу, кукурудзи, ярого ячменю та маку. В лювізольному ґрунті виявлено 0.180 мг·кг$^{-1}$, а в чорноземі виявлено 17.560 мг·кг$^{-1}$ цього важкого металу. Результати визначення вмісту Кадмію приведено в маці показано у табл. 2.

Таблиця 2 - Вміст Кадмію у рослинах маку (середній за 4 роки) [2]

Plant Part	Вміст Кадмію в рослинах(мг·кг$^{-1}$)	
	Лювізольний грунт	Чорнозем
Насіння	0.439	4.463
Капсули	0.149	2.406
Стебло та листя	0.100	1.351

Більше накопичення Кадмію було виявлено у насінні, ніж в капсулах чи стеблах і листі. Ці результати відповідають даним, одержаним іншими авторами [2, 4]. Сівозміна також впливає на вміст Кадмію у ґрунті. Якщо у лювізольному ґрунті виявлено концентрацію Кадмію на рівні 0.080 до 0.140 мг·кг$^{-1}$, то у чорноземі вона знаходилася у інтервалі від 16.010 до 16.800 мг·кг$^{-1}$.

Шляхи зниження вмісту Кадмію у насіння маку. На процес акумуляції важких металів, так само як і Кадмій, впливає цілий ряд факторів. У роботі [4] відмічають, що важко встановити зв'язок між концентраціями окремих елементів в ґрунті і їх взаємодією з рослинами. Ця взаємодія, в основному, залежить від трьох трансформаційних процесів у ґрунті - адсорбція і десорбція, утворення і розпаду складних сполук та опадів і реакції в розчинах. Між цими процесами весь час існує певний баланс. В той же час, ці процеси постійно перебувають під впливом активності ґрунтових мікроорганізмів. Також, значний вплив на ці процеси має кислотність ґрунту.

Основним фактором при оцінці ризику і зменшення накопичення є правильний вибір відповідного місця і ґрунту. Поблизу промислової агломерації вищий рівень забруднення повітря і більш високий вміст Кадмію в ґрунті. Сильне забруднення ґрунту і повітря, швидше за все, призводить до більшого накопичення цього елемента у насінні. Це експериментально підтверджується результатами роботи [1], який виявив найбільший вміст Кадмію в маку, вирощеного на місцевості поблизу електростанцій та металургійних заводів. Хоча результати роботи [2] показують, що високе

забруднення ґрунту себе по собі призводить значного накопичення Кадмію у насінні, мак може накопичувати значні кількості Кадмію у насінні навіть якщо в ґрунті відсутні значні концентрації цього елемента [3]. Звідси випливає, що на надходження важких металів із ґрунту в рослини впливають кілька факторів.

Серед агротехнічних заходів, що рекомендуються для регулювання кислотності ґрунту з $pH \leq 6.5$, є вапнування [5, 6]. Відомо, що підвищення *pH* іммобілізує катіони Кадмію і таким чином, знижує його концентрацію у ґрунті. Зміна *pH* з 5 до 7 суттєво змінює вміст рухливої форми Кадмію - від 75 % до 15 % наявної доступної кількості. Високому поглинанню і накопиченню Кадмію в маку сприяє низький вміст гумусу у ґрунті і відсутність органічних добрив. Підживлення органічними добривами збільшує фіксацію Кадмію і зменшує його поглинання було підтверджено у лабораторних експериментах [4, 6] і виявлено, що внесення гною дає довгостроковий позитивний ефект на більш низьке поглинання Кадмію.

Досліджували також вплив застосування бентоніту і виявили його істотний вплив. У випадку обробки бентонітом було виявлено значно більш високу концентрації Плюмбуму у насінні. Живлення і добрива також є важливим засобом усунення Кадмію в агротехніці. Однак, важливою є кислотність ґрунту і фізіологічно кислі добрива не рекомендуються. Автори роботи [5] рекомендують фосфорні добрива, оскільки вони зв’язують Кадмій і в той же час, збагачують грунт кальцієм. З цієї ж причини, рекомендуються калійні добрива, з яких вимито хлориди. Для підживлення листя не рекомендується використання добрив з високим вмістом Магнію, оскільки виявлено позитивну кореляцію його накопичення в насінні і накопичення Кадмію. На противагу, автори роботи [6] виявили, що застосування фосфорних (напр., амофос), калійних добрив (50 % кухонної солі і сульфат калію) і магнієвих добрив не збільшується вміст Кадмію в насінні. Його концентрація була навіть нижчою, ніж в контрольних пробах.

Мікроелементи відіграють важливу роль у розвитку рослин маку. Бор відноситься до одних із них. У роботі [6] рекомендується застосовувати до 150 г бору на гектар. Перевагу надають рідким добривам. Змішування кількох елементів в одному препараті не рекомендується.

Висновки. Важкі метали є токсичними навіть при відносно низьких концентраціях. Макове насіння здатне накопичувати токсичні елементи, серед яких до найбільш небезпечних відноситься Кадмій. Надлишок Кадмію в харчових продуктах може призвести до порушення метаболізму кальцію. Людський організм відкладає 50-60% Кадмію в печінці та нирках, які може викликати їх захворювання. Тому, на усунення цього важкого металу з харчового ланцюга необхідно звернути увагу. Середньорічне споживання насіння маку в Центральній Європі становить близько 300 г (іноді менше в залежності від традиції харчування). Це невелика кількість, щоб викликати серйозні проблеми зі здоров'ям. Тим не менш, необхідно вживати всіх заходи, щоб зменшити поглинання і накопичення Кадмію маком.

Література

1. Šalamon, I., 1995. Heavy metals and their accumulation in poppy varieties (In Slovak). Current Issues recovery Agrokomplex. In Proceedings of the yier 1995 from scientific conference with international participation], pp. 326-329.
2. Pavlíková, D., J. Balík and P. Tlustoš, 2007. Effect of Cadmium Content in Soil and Crop Rotation on Cadmium Accumulation in Plant Biomass. Ecological Chemistry and Engineering, 14(3-4): 363-369.
3. Šalamon, I., 1995. The Effect of Environmental Pollution by Heavy Metals on Poppy Growing in the East Slovak Lowland (In Slovak). Zahradnictví [Horticulture], 22(3): 85-88.
4. Tlustoš, P., J. Balík, D. Pavlíková, And J. Száková, 1997. The Uptake of Cadmium, Zinc, Arsenic and Lead by Chosen Crops (In Czech). Rostlinná Výroba [Plant Production], 43(10): 487-494.
5. Bechyně, M., T. Kadlec, J. Vašák and group of authors, 2001. Nutrition and fertilization, limitations of cadmium (In Czech). In Mák. Agrospoj Praha, pp.51-55.
6. Lošák, T., 2010. Nutrition and fertilization of poppy (In Czech). In Mák. Powerprint, Praha, pp. 129-158.

ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ТУРИЗМА В ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

В.В. Муравьёва, *Н.В. Внукова Н.В., к.г.н., доц.*
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, Украина

По оценкам Всемирной туристской организации (ВТО) туризм занимает одно из первых мест среди отраслей мирового хозяйственного комплекса по объему экспорта товаров и услуг, производя 11% общемирового национального продукта, привлекая 7% мировых инвестиций [1].

В Украине в условиях упадка промышленного производства наблюдается интенсивный процесс оттока рабочей силы из традиционно ведущих отраслей экономики (металлургической, машиностроительной и др.) в сферу предоставления услуг. Туризм не только прямо или косвенно охватывает промышленность, энергетику, транспорт, строительство, страхование, связь, торговлю, общественное питание, жилищно-коммунальное хозяйство, сферу бытовых услуг, культуру, искусство, спорт и т.д., но и стимулирует их развитие. Учитывая место и роль туризма в жизни общества, Украина провозглашает его одним из приоритетных направлений развития национальной культуры и экономики.

Среди всех направлений туристического бизнеса одним из наиболее перспективных в Украине является экологический туризм. Среди основных предпосылок зарождения экотуризма ведущую роль занимает усиливающаяся антропогенная нагрузка на природные и культурно-исторические туристические ресурсы. Возможность развития данной отрасли обусловлена тем, что Украина обладает значительным туристическо-рекреационным потенциалом: благоприятными климатическими условиями, разнообразием ландшафтов, богатством флоры и фауны, развитой сетью транспортных соединений, культурно-историческими памятниками, широкой индустрией путешествий и туризма.

Приоритетным в Украине установлено развитие туризма в Карпатском регионе, Приазовье, Черноморском побережье, но необходимо рассматривать возможность развития этой отрасли и в других регионах. Одним из регионов, в которых существуют предпосылки к развитию экологического туризма, является Харьковский. Регион и непосредственно Харьков рассматриваются как образовательный, промышленный центр, но есть все возможности привлечения дополнительных доходов, а также решения многих экологических проблем за счет развития экологического туризма.

Возможность развития этой отрасли в Харьковском регионе обусловлена рядом факторов:

- развитая экологическая сеть;

- наличие большого количества объектов природно-заповедного фонда (на 2012 год природно-заповедный фонд области насчитывает 241 объект общей площадью 73842,31 га) [2];

- развитая система экскурсионной деятельности;

- достаточно развитая транспортная инфраструктура;

- динамично развивающаяся система торговли и общественного питания;

- в регионе наблюдается активный рост инвестиций в строительную отрасль, в том числе создание новых объектов, возможных для использования в туристической сфере;

- высокий уровень образования и деловой активности населения.

С целью оценки потенциала региона, рациональной разработки мероприятий необходимо принять концепцию развития экологического туризма в Харьковском регионе. Анализ разработанной ВТО Концепции устойчивого развития туризма в XXI веке, Стратегии развития туризма в Российской Федерации на период до 2015 года, Концепции развития туризма в г. Одесса на 2007-2015 года, Концепции развития туризма в Севастополе до 2015 года, Распоряжения Кабинета Министров Украины «Об одобрении Концепции Государственной целевой программы развития туризма и курортов на период до 2022 года» показал необходимость разработки нормативно-правовой документации в сфере регламентирования развития экологического туризма в Харьковском регионе на базе существующей государственной нормативно-правовой базы, регламентирующей туризм в Украине. Сравнительная характеристика международной нормативно-правовой базы в этом направлении и подобных нормативных документов, существующих в Украине, дают основание обратить внимание на обязательное включение следующих пунктов при разработке концепции развития экологического туризма в Харьковском регионе:

1) Общая характеристика состояния и перспектив развития туристического рынка (развитие туризма в Украине и Харьков на фоне других городов, ресурсы для целей экотуризма);
   - Сильные стороны;
   - Слабые стороны;
2) Основные цели и задачи развития;
3) Приоритетные меры развития экологического туризма;
   - Развитие Харьковского бренда и имиджа;
   - Мониторинг и анализ состояния;
   - Разработка и реализация маркетинговой стратегии;
   - Развитие рынка услуг;
   - Информационная поддержка;
   - Улучшение организации транспорта;
   - Подготовка и повышение квалификации кадров;

- Социально-политическое обеспечение условий развития экотуризма;
- Научное обеспечение;
- Программные задания и мероприятия Городского Совета;
- Программы лояльности;

4) Механизм реализации концепции;
   - Создание органа занимающегося вопросами экологического туризма;
   - Ежегодная разработка плана;
   - Определение источника финансирования;
5) Ожидаемые результаты [3,4,5].

Развитие экологического туризма является актуальным в связи с возможностью развития туризма (одной из наименее затратных и наиболее прибыльных отраслей) с учетом экологических аспектов. Также это предоставляет возможность привлечения дополнительных доходов в регион и концентрирование внимания общества на необходимости охраны окружающей природной среды. Экологический туризм выступает эффективным средством охраны окружающей среды и культурного наследия человечества, которое составляет основу ресурсного обеспечения туризма.

Литература

1. World Tourist Organization UNWTO: [електронний ресурс]:http://www2.unwto.org/
2. Державна служба статистики України:Аналітична доповідь«Про стан природно–заповідного фонду України»[електронний ресурс]:www.ukrstat/gov/ua
3. Рішення Одеської міської ради «Про затвердження Концепції розвитку туризму в м. Одесі на 2007-2015 роки» №1395-V від 04.07.2007р.[електронний ресурс]: www.odessa.ua
4. Рішення Севастопольської міської ради «Про затвердження Концепції розвитку туризму в Севастополі до 2015 року» № 2866 від 16.10.2007р.[електронний ресурс]: sev.gov.ua
5. Розпорядження Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції Державної цільової програми розвитку туризму та курортів на період до 2022 року» № 638-р від 01.08.2013р. [електронний ресурс]: zakon4.rada.gov.ua
6. Приказ Ростуризма РФ «Об утверждении Стратегии развития туризма в Российской Федерации на период до 2015 года» № 51 от 06.05.2008 г.[электронный ресурс]: zakonrf.info.

ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ В МІСТІ ЖИТОМИРІ

С.В. Натальчук
Житомирський державний технологічний університет, Україна

Житомир, як і інші великі міста України має досить розвинену промисловість та транспортну мережу, які є постійним джерелом надходження радіоактивних речовин у навколишнє середовище міста. Потенційно це може призводити до підвищення радіаційного фону. Втім у будь-якому великому місті радіаційних фон трохи вищий, ніж у передмісті. Це явище зветься техногенно-посиленим фоном. Подорожуючи містом та милуючись пам'ятками важливо розуміти наскільки безпечними (в радіаційному плані) є дороги, парки та площі міста Житомира.

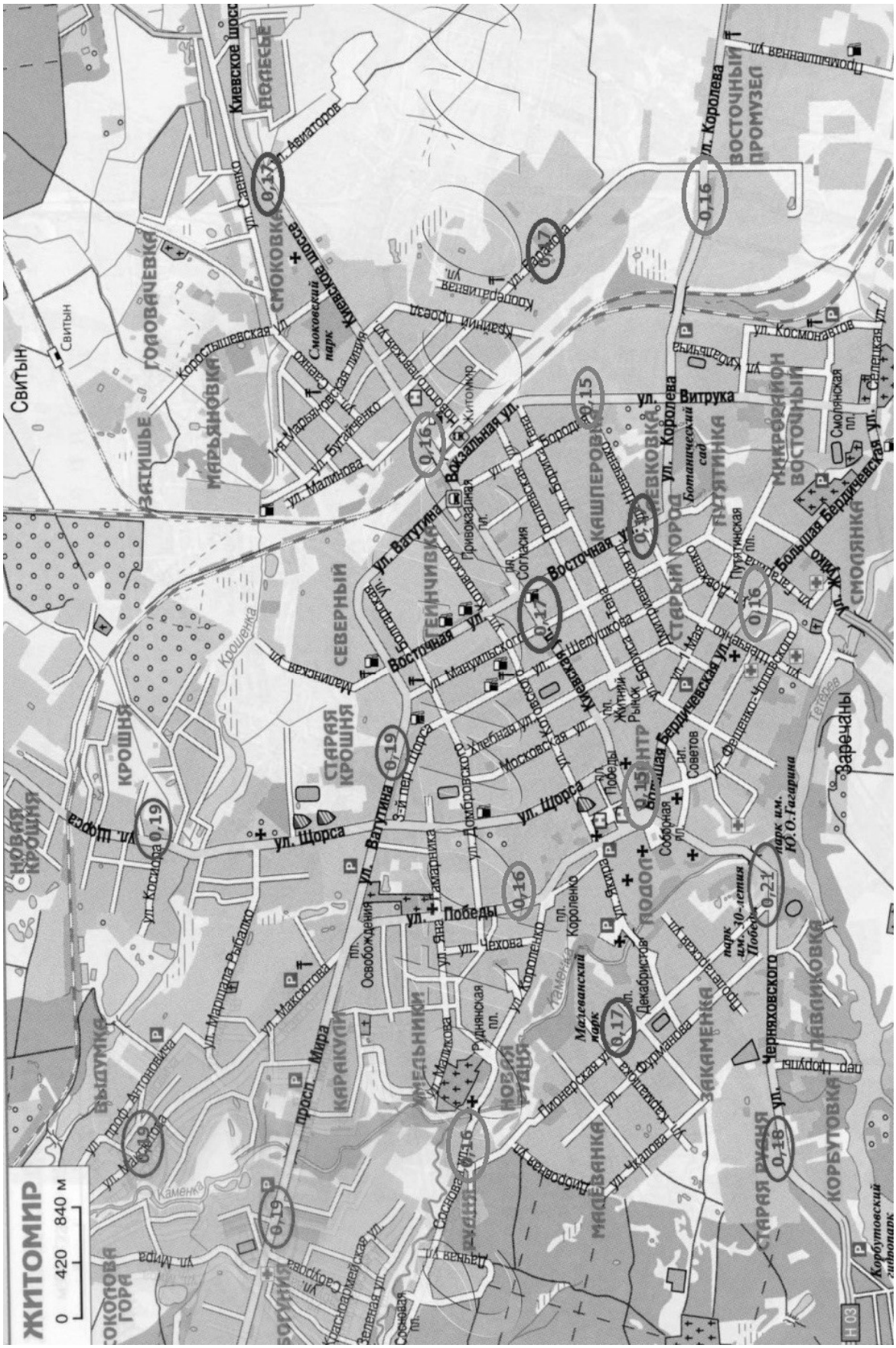
Дослідженням радіаційної ситуації в місті Житомир були охоплені різні типи міського ландшафту – дороги, площі, водойми і т.д. Вимірювання проводилось за допомогою дозиметра-радіометра МКС-05 "ТЕРРА - П" і потім точковим методом були нанесені на карту міста (рис. 1).

На сьогодні вся територія міста Житомира та передмістя радіаційно-безпечна та сприятлива для життя, роботи і відпочинку людей. За період досліджень не було виявлено місць з аномально-високими рівнями радіаційного забруднення. Незначна диференціація радіаційного фону на території м. Житомира, залежить від таких факторів як роза вітрів, рельєфних особливостей місцевості, механічного складу ґрунту, вмісту гумусу в ньому, типу і форми лісової підстилки та наявності водних об'єктів, які сприяють розповсюдженні радіонуклідів в екосистемах.

Найнижчий радіаційний фон на території м. Житомир спостерігається у східній частині Житомира і знаходиться в межах 0,15 – 0,17 мкЗв/год. Подібна радіаційна ситуація і в центральній частині міста. На височинах, Богунії, гамма-фон становить 0,17-0,19 мкЗв/год, на Крошні 0,18 – 0,19 мкЗв/г, що пов'язано з високою інтенсивністю транспортного руху і особливостями рельєфу місцевості.

Значно вищий радіаційний фон в районі Корбутівка обумовлений близьким заляганням та виходом на поверхню гірських порід. В цьому районі радіаційний фон досягає 21 мкЗв/год. Найвище значення спостерігається поблизу Монументу слави та Вічного вогню, оскільки на будівництво цієї споруди був використаний лабрадорит Головинського родовища із значним вмістом радіонуклідів.

Загалом радіаційну ситуацію в місті Житомирі можна охарактеризувати як цілком сприятливу, що не несе загрози здоров'ю та життю населення, яке проживає на даній території.


ЖИТОМИР
0 420 840 м
Свитын
Киевское шоссе
ул. Сашко
ул. Авиаторов
Киевское шоссе
Коростышевская ул.
ул. Маршала Рыбалко
ул. Максютова
ул. Щорса
ул. Ватутина
ул. Щорса
ул. Победы
ул. Чехова
ул. Короленко
ул. Витрука
ул. Королева
ул. Космонавтов
Большая Бердичевская ул.
Восточная ул.
Вокзальная ул.
Восточная ул.
ул. Ж. Тимо
ул. Мануильского
ул. Шелушкова
Московская ул.
Хлебная ул.
ул. Домбровского
ул. Яза Гамарника
ул. Малякова
ул. Фурманова
ул. Чапаева
ул. Черняховского
ул. Фещенко-Чоповского
ул. Сельецкая
Смолянская пл.
Заречаны
Тетерев
Каменка
Крошенка
Свитын
ЖИТОМИР
ГОДОВАЧЕВКА
ЗАТИШЬЕ
МАРЬЯНОВКА
СМОКОВКА
ПОЛЕСЬЕ
СЕВЕРНЫЙ
СТАРАЯ КРОШНЯ
КРОШНЯ
НОВАЯ КРОШНЯ
ГЕЙНИЧИВКА
КАШПЕРОВКА
ЛЕВКОВКА
ЦЕНТР
СТАРЫЙ ГОРОД
ПУТЯТИНКА
МИКРОРАЙОН ВОСТОЧНЫЙ
СМОЛЯНКА
ВОСТОЧНЫЙ ПРОМУЗЕЛ
ПОДОЛ
ЗАКАМЕНКА
ПАВЛИКОВКА
КОРБУТОВКА
СТАРАЯ РУДНЯ
МАЦЕВАНКА
ПОВАЯ РУДНЯ
ЛЕСНИЧИВКА
ЛЕСНИЧИВКА
ЛЕСНИЧИВКА

ІНФОРМАЦІЙНА СИСТЕМА ГЕОПРОСТОРОВОГО РОЗПОДІЛУ МІСЦЬ ВИДАЛЕННЯ ВІДХОДІВ

Н.А. Новохацька
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ, Україна

У містах і селищах міського типу України щорічно утворюється понад 50 млн. $м^3$ твердих побутових відходів (ТПВ). Зазвичай відходи акумулюють у місцях видалення відходів (МВВ), а також на стихійних звалищах малої місткості. На сьогоднішній день залишається актуальним утворення великої кількості несанкціонованих малих стихійних звалищ, які не піддаються достовірному обліку. Вони, як правило, знаходяться в ярах та балках, у лісосмугах, на околицях населених пунктів тощо. Продукти вивітрювання й горіння видалених відходів забруднюють прилеглі землі. Продукти деструкції складових відходів забруднюють підземні води, особливо першого водоносного горизонту. Ступінь цього забруднення на більшості звалищ не контролюється системами моніторингу. Наземний контроль та моніторинг сміттєзвалищ потребує величезних фінансових, часових та людських затрат, а іноді неможливий. Саме тому немає реальної та єдиної бази даних в галузі поводження з ТПВ, важко оцінити складність проблеми що постала перед державою та неможливо розробити комплекс заходів щодо зменшення впливу на довкілля ТПВ.

Як відомо, на Україні і закордоном з успіхом використовують засоби геоінформаційних систем (ГІС) у поєднанні з методами дистанційного зондування Землі (ДЗЗ), що дає можливість синтезувати картографічні моделі просторового розподілу МВВ для моніторингу об’єктів, що негативно впливають на довкілля та здоров’я людей. Космічні знімки використовують у поєднанні із наземними методами моніторингу, а також з іншими джерелами інформації (електронні карти, цифрові моделі рельєфу), що інтерпретуються в ГІС для оперативного виявлення, картографування та моніторингу звалищ.

Метою даного дослідження є розробка інформаційної технології геопросторового розподілу та інвентаризації МВВ, основаної на методах ДЗЗ для створення єдиної бази даних та реєстру сміттєзвалищ. Це значно підвищить рівень екологічної безпеки на регіональному та державному рівні та дасть можливість розробити комплекс заходів щодо зменшення впливу на довкілля ТПВ.

Методика виявлення, картографування та моніторингу звалищ включає в себе підбір космічних знімків з необхідними часовими та технічними характеристиками, їх дешифрування з метою виявлення сміттєзвалищ та загрузку результатів в ГІС.

Для успішного виконання зазначених цілей потрібно підібрати космічні знімки надвисокого просторового розрізнення (0,5 – 1 м.), а саме QuickBird, WorldView, GeoEye, Pleiades, Ikonos та інші. Ці знімки дозволяють дешифрувати звалища, проводити вимірювання площі та ін. Зазвичай дешифрування проводять двома основними методами: візуальне і автоматизоване дешифрування. При цьому використовують такі дешифрувальні ознаки, як геометричні (форма, тінь, розмір), яскравісні (фототон, рівень яскравості, колір, спектральний образ), структурні (текстура, структура). Оскільки спектральна яскравість часто залежить від впливу зовнішніх факторів, то при дешифруванні космічних знімків і пошуку змін на місцевості необхідно застосовувати на додачу до алгоритмів, що засновані на перетворенні спектральної яскравості, алгоритми, що використовують структурні ознаки.

Так для звалищ ТПВ характерна неправильна форма, витягування вздовж лінійних об'єктів (автодоріг, ж/д колій, ярів, балок і т.д.) Матеріали та предмети, з яких складаються ТПВ на звалищі мають високий коефіцієнт відображення, що різко підвищує яскравість на космічних знімках, це такі відтінки, як червоний, білий, світло-жовтий, світло-голубий, синій та ін. Також дуже важлива ознака дрібнозерниста текстура, що утворюється за рахунок нерівностей поверхні звалища. При дешифруванні космічних знімків використовують інформацію про можливе знаходження звалищ поблизу антропогенних та природних об'єктів.

Виявлення та розпізнавання сміттєзвалищ пропонується проводити у два етапи: виділення об'єкту на зображенні та розпізнавання його класу. На етапі виділення об'єкта необхідно мати карту місцевості в якості апріорної інформації, яку просторово поєднують із зображенням дистанційного зондування, потім формують вектор ознак для кожного пікселя на зображенні, класифікують його і виділять об'єкт на цьому зображенні. На етапі розпізнавання класу об'єкта формують вектор ознак для кожного об'єкта та безпосередньо розпізнають клас об'єкта на зображенні. При виконанні останнього етапу необхідно враховувати апріорну інформацію (цифрова карта місцевості) та характерні значення ознак, що містяться в базі даних еталонних об'єктів. База даних еталонних об'єктів створюється попередньо з тих полігонів МВВ, які паспортизовані та мають систему моніторингу.

Авторами проводилось дослідження на прикладі Київської області, де станом на 01.01. 2013 року налічується 30 полігонів для ТПВ загальною площею 255,56 га. Найбільшим за площею в області є полігон ТПВ (15 га.), розташований на землях Києво-Святошинського району Київської області на відстані 1,8 км. від с. Тарасівка і 1,6 км. від с. Крюківщина, саме цей полігон ТПВ був обраних еталонним об'єктом при дослідженні. Зазначений полігон розташовано в яру біля автодороги, що з'єднує с.

Тарасівку і с. Крюківщину і є основним сполученням з м. Київ, що характеризує полігон як дуже зручний та доступний для транспортування сміття. Одним із особливостей полігону є розташування поблизу (1 км.) ставку, який має рибогосподарське та рекреаційне значення для населення прилеглих населених пунктів, а постійний дренажний стік утворює невелику річку Сіверку. Таке розташування сміттєзвалища дає підстави стверджувати про наявний постійний і значний вплив на навколишнє природне середовище та здоров'я населення, і необхідність детального і систематичного моніторингу стану довкілля поблизу цього потенційно небезпечного об'єкту.

При дешифруванні космічних знімків, підібраних на територію Київської області використовували інформацію про можливе знаходження звалищ поблизу антропогенних та природних об'єктів, що дозволило нам виявити та розпізнати несанкціоновані стихійні сміттєзвалища.

З метою встановлення фактів скорочення або збільшення площі звалища та для контролю виконання заходів з їх рекультивації є доцільним порівнювати різночасові знімки на одну і ту ж саму територію, що гарантує безпомилковий та з незначними витратами моніторинг досліджуваної території. Нами було порівняно знімки виявленого стихійного сміттєзвалища ТПВ в с. Білогородка, Києво-Святошинського р-на, Київської обл. за 2005 та 2010 роки, на яких видно зміни розміщення сміттєзвалища.

В ході проведення роботи було відібрано також космічні знімки території досліджуваного нами полігону ТПВ біля с. Тарасівка за 2005, 2008 та 2010 роки, за якими проаналізовано динаміка заповнення полігону ТПВ, зміна площі, стан полігона та відповідність фактичних границь полігона дозвільній документації.

Для роботи з космічними знімками було залучено засоби програмного комплексу ERDAS IMAGINE, який дає можливість реалізувати широкий спектр функцій їх обробки, візуалізації, аналізу та використовувати географічну інформацію. Вся наявна інформація інтерпретована в ГІС, де сформована база даних та електронний реєстр сміттєзвалищ для Київської області.

В результаті розроблена інформаційна технологія геопросторового розподілу місць видалення відходів та інвентаризації сміттєзвалищ, використовуючи методи ДЗЗ для створення єдиної бази даних та реєстру сміттезвалищ дозволяє виявляти та розпізнавати несанкціоновані стихійні звалища, оперативно отримувати достовірну інформацію про поточний стан досліджуваної території та проводити своєчасний контроль і прогнозувати розвиток негативних явищ і процесів, що значно підвищує рівень екологічної безпеки на регіональному та державному рівні, і надає можливість розробки комплексу заходів щодо зменшення впливу на довкілля ТПВ.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА МОРСКИХ ВОД ПЛЯЖНОЙ ЗОНЫ ОДЕССЫ

Л.В. Папенко, *Л.Н. Полетаева, к.г.н., доц.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

Прибрежная зона (ПЗ) является местом сосредоточения различных экономических и социальных интересов, а также различных видов человеческой деятельности, таких как туризм и рекреация, рыболовство, судоходство, портовое хозяйство, охрана природы, защита берегов и прочее. В мировой практике понятие «прибрежная зона» используется достаточно давно и широко. ПЗ - это зона контакта суши с морем, включая природные комплексы - как берега, так и прилегающую морскую акваторию в пределах, позволяющих обеспечить экологически сбалансированное развитие прибрежных территорий, сохранение прибрежных и морских ландшафтов и экосистем от загрязнения и уничтожения, - территория с режимом ограниченной и регулируемой хозяйственной и иной деятельностью (С.И. Власкин, С.Ф. Бондаренко, 2010).

ПЗ, являющаяся местом преимущественной концентрации человеческой деятельности, и принимающая большое количество стоков и отходов, нуждается в постоянном контроле над содержанием загрязняющих веществ и изменений основных параметров среды, вызванного антропогенным воздействием. Для прибрежных морских вод, активно используемых в хозяйственной деятельности населения береговых районов, характерна самая высокая загрязненность разными поллютантами (нефтепродуктами, фенолами, тяжелыми металлами и др.). Активное использование ПЗ в рекреационных целях вызывает появление в морской среде большого количества патогенных микроорганизмов, которые представляют опасность для здоровья людей. Оценка антропогенного воздействия на состояние морской среды проводится с использованием индикаторов, отражающих состояние и изменение химических характеристик экосистем, а также качество природных ресурсов и воздействие природных и антропогенных процессов на абиогенные и биогенные компоненты экосистем (И.С. Арзамасцев, П.Я. Бакланов, С.М. Говорушко, 2010).

В Украине в связи со спадом промышленного производства заметно снизилась техногенная нагрузка и поступление промышленных стоков, но возрос сброс коммунально-бытовых сточных вод, вследствие чего увеличилось поступление органических веществ. Наблюдение за санитарно-микробиологическим состоянием вод осуществляется государственными службами мониторинга, но выполняется по крайне

сокращённой программе, что не позволяет более полно охарактеризовать экологическое состояние среды.

Целью исследования является оценка качества морской среды Одесских пляжей с использованием методики комплексного показателя экологического состояния (КПЭС) и экологической надёжности (ЭН).

В настоящее время в Украине разработана и внедрена методика экологической оценки качества поверхностных вод суши и эстуариев (З.В. Тимченко, А.В. Чугай, 2002). Для оценки качества морской среды, в частности абиотических факторов экологического состояния морских вод, применяется метод оценки по ПДК, что затрудняет выполнение комплексных оценок. В этой связи предлагается использование методики, изложенной в работе (З.В. Тимченко, 1997).

Для оценки качества морской среды предлагается использовать два комплексных показателя: КПЭС и ЭН. По КПЭС оценивается экологическая устойчивость вод, по ЭН - экологическая надёжность вод. Указанные критерии качества вод приемлемы для морских вод, а также для поверхностных вод суши, используемых в разных целях. По значениям КПЭС оценивается экологическая устойчивость вод. Этот показатель связывает измеренные и допустимые (нормативные) значения параметров и учитывает класс опасности загрязняющих веществ и их лимитирующие признаки вредности (ЛПВ). Для вредных веществ токсикологического (т), санитарно-токсикологического (с-т), органолептического (орг), рыбохозяйственного (р) и общесанитарного (общ) ЛПВ выражения для КПЭС имеют вид:

$$КПЭС = 1 - \Sigma\,(П_i / Н_i); \qquad (1)$$

Среднее значение $КПЭС_{ср}$ находится путем осреднения всех вычисленных значений КПЭС. Известно, что чем больше значение КПЭС, тем лучше экологическое состояние вод. Увеличение количества измеренных параметров повышает достоверность оценки экологического состояния. Оценка экологического состояния водного участка ведётся по оценочным параметрам $КПЭС_{ср}$ и $КПЭС_{мин}$ (значение $КПЭС_{мин}$ является минимальным из всех полученных значений КПЭС): 1) если $КПЭС_{ср}$ и $КПЭС_{мин} > 0$, то экологическое состояние водного участка оценивается как устойчивое; 2) если $КПЭС_{ср} > 0$, а $КПЭС_{мин} < 0$ – система в среднем устойчива с очагами неустойчивости; 3) если $КПЭС_{ср}$ и $КПЭС_{мин} < 0$ – экологическое состояние неустойчивое (А.В. Яцик, І.В. Гопчак, 2006).

Экологическая надёжность водного участка определяется как вероятность превышения $КПЭС_{ср}$ нулевого значения, соответствующего границе устойчивости:

$$ЭН = 1 - \chi^2 / (2N - M + 0{,}5\chi^2), \qquad (2)$$

где χ^2 - значение функции при доверительной вероятности, принимаемой равной 0,9; N - общее число значений КПЭС;

M - число значений КПЭС, меньших критического нулевого значения. Уровень экологической надёжности считается высоким, если ЭН ≥ 0,9; приемлемым, если 0,9 > ЭН ≥ 0,8 и низким – при ЭН< 0,8.

Следует отметить, что использование выше указанных комплексных показателей позволяет проводить экологическую оценку морских вод с помощью небольшого количества показателей при использовании большого объема измеренных параметров и точек отбора проб. Нами были использованы данные мониторинга качества морских вод пляжной зоны Одесского региона за период с мая по сентябрь 2012-2013 гг., предоставленные Государственной экологической инспекцией по охране окружающей среды Северо-Западного региона Черного моря. В качестве исследуемых параметров рассматривалось содержание в морской воде на Одесских пляжах растворенного кислорода, нитратов, нитритов, ионов аммония, фосфатов, *pH* морской воды и содержание нефтепродуктов. Был выполнен расчет комплексного показателя экологического состояния по 9 пляжам Одессы за период с мая по сентябрь 2012-2013 гг., а также расчет показателя экологической надежности. Некоторые результаты выполненной оценки КПЭС представлены на рис. 1-3.

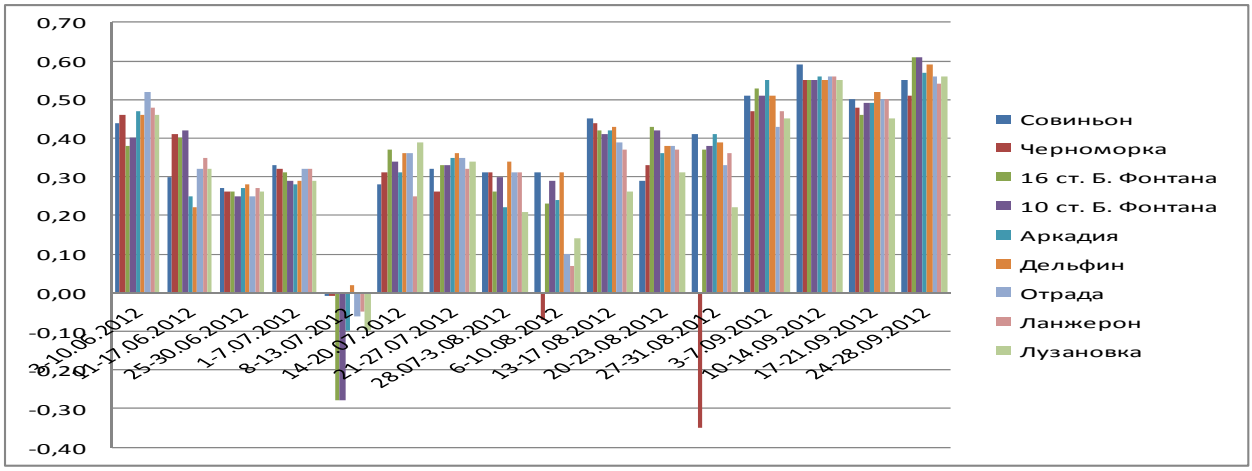


Рис. 1 - График изменения КПЭС на Одесских пляжах
в период с мая по сентябрь 2012 г.

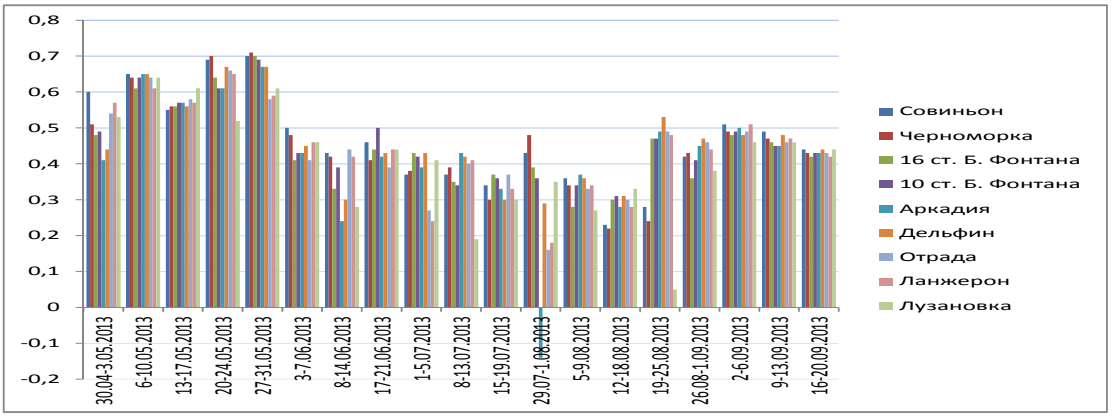


Рис. 2 - График изменения КПЭС на Одесских пляжах
в период с мая по сентябрь 2013 г.

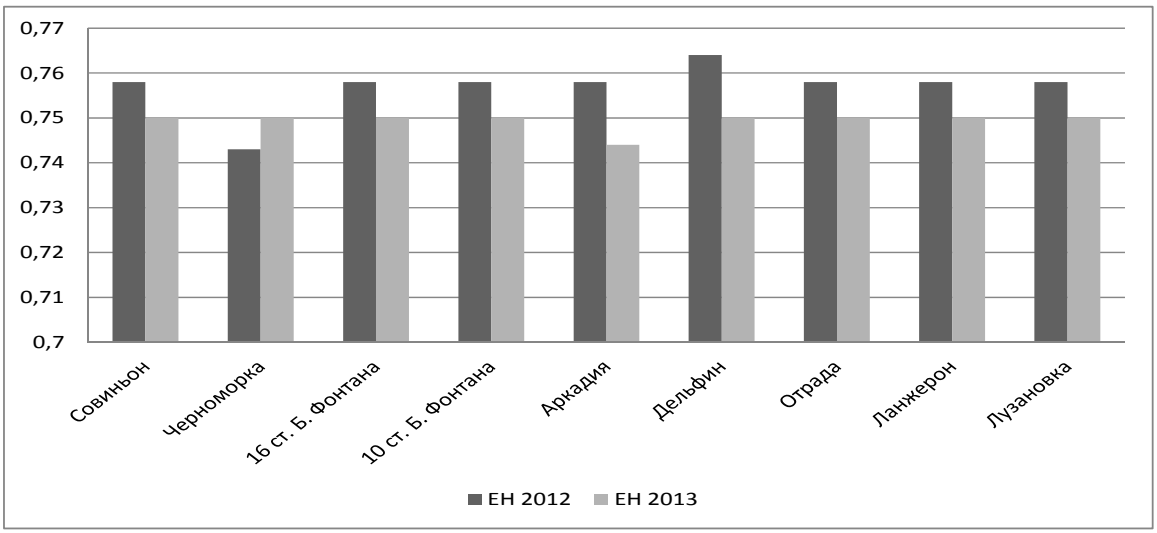


Рис. 3 - График изменения значений ЭН на Одесских пляжах в 2012-2013 гг.

Выполненная оценка качества морских вод на Одесских пляжах в теплый период 2012 и 2013 гг. показала, что в большинстве случаев экологическое состояние морской среды Одесских пляжей характеризуется низкой экологической надежностью. Из-за отсутствия в данных мониторинга информации по $БПК_5$ нам не удалось применить оценку по индексу загрязнения воды (ИЗВ).

Анализ результатов оценки по комплексному показателю экологического состояния свидетельствует, что в большинстве случаев экологическое состояние морских вод Одесских пляжей можно охарактеризовать как в среднем устойчивое, но с очагами неустойчивости.

В 2012 г. наибольшие значения КПЭС наблюдались в середине и в конце сентября, а наименьшие - в середине июля.

Для морских вод пляжа Черноморки в июле и августе 2012 г. были характерны минимальные КПЭС. На всех пляжах с 8 по 13 июля наблюдались отрицательные значения КПЭС. В 2013 г. наибольшие значения КПЭС наблюдались в период с 20 по 31 мая на всех пляжах Одессы, а наименьшие – 12-18 августа на большинстве пляжей. Снижение значений КПЭС от мая к августу в 2013 г. и его минимальные значения для всей пляжной зоны Одессы в июле-августе обусловлены повышением температуры воды и возрастанием процессов эвтрофирования морских вод в курортный сезон в пляжной зоне г. Одессы.

СИРОВИННІ ЗОНИ ЯК БАЗА ЕКОЛОГІЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ В ЗЕМЛЕРОБСТВІ

О.М.Пентіло
Рівненський державний гуманітарний університет, Україна

Актуальність теми. В умовах погіршення стану навколишнього природного середовища особливо гостро постає проблема забезпечення населення України високоякісними і екологічно чистими продуктами харчування.Аналіз стану харчування найбільш вразливої і незахищеної категорії населення України свідчить про тенденцію його погіршення. Водночас, вітчизняний ринок дедалі більше наповнюється імпортними продуктами,які часто є генно-модифікованими,не містять сертифікатів якості і мають високу вартість. Враховуючи це, важливим завданням сьогодення є розробка науково-методичних засад та здійснення на державному рівні комплексу заходів, спрямованих на створення спеціальних сировинних зон. Протягом 1996 – 1998 рр. в Україні було розроблено і прийнято ряд нормативно-правових документів спрямованих на створення спеціальних сировинних зон для виробництва продуктів харчування, тому залишаються актуальними питання встановлення спеціальних сировинних зон на державному , регіональному і місцевому рівнях.

Мета і завдання дослідження. Метою нашої роботи є науково-методичне обґрунтування необхідності створення та використання спеціальних сировинних зон з виробництва екологічно чистих продуктів харчування.

Об'єкт дослідження – умови встановлення сировинних зон та процеси що забезпечують їхню придатність у сільськогосподарському виробництві.

Предмет дослідження – оцінювання екологічного стану сільськогосподарських угідь з метою створення спеціальних сировинних зон для виробництва продуктів харчування.

Аналіз літературних джерел показав, що екологічна ситуація у багатьох регіонах України є незадовільною, що може бути причиною погіршення здоров'я населення. З огляду на це, потребує вирішення питання забезпечення населення якісними і безпечними продуктами харчування. Досвід світової теорії і практики засвідчує, що такі продукти можна отримати лише у сприятливих екологічних умовах та за застосування спеціальних технологій. В Україні залишаються невирішеними питання, пов'язані з порядком визначення спеціальних сировинних зон на державному, регіональному та місцевому рівнях;з процедурою контролю за дотримання вимог до їхньої експлуатації.Надзвичайно важливого значення набувають технології

ведення системи землеробства на придатних територіях з метою отримання і переробки сировини і продуктів харчування.Створення спеціальних сировинних зон у майбутньому може вирішити питання раціонального використання земельних ресурсів. Мета спеціальних сировинних зон збігається з метою органічного землеробства: отримання якісної сільськогосподарської продукції за умови обмеженого використання засобів хімізації сільського господарства. Правильно організована експлуатація спеціальних сировинних зон гарантує найбільш повне використання біологічного потенціалу території, виключає вплив промисловості і транспорту на якість продукції, забезпечує збереження природних ресурсів (у першу чергу ґрунтів), що в комплексі дає можливість вести землеробство на високому рівні та у достатньо тривалий час,що відповідає вимогам стратегії сталого розвитку країни.

Що стосується еколого-економічного обґрунтування придатності сільськогосподарських угідь до створення спеціальних сировинних зон, має відбуватися у декілька етапів.

На першому етапі необхідно провести диференціацію регіонів за показниками екологічної стійкості ґрунтів та їхніми агрохімічними показниками. На цьому етапі вивчаються ґрунтово-кліматичні умови: рівень родючості ґрунтів, розповсюдження процесів деградації, у тому числі хімічної, рівень біологічної продуктивності сільськогосподарських рослин тощо.

На другому етапі здійснюється оцінка відповідності конкретної земельної ділянки вимогам створення спеціальних сировинних зон з урахуванням екологічних обмежень . При цьому вагоме значення має аналіз впливу промислових підприємств, автомобільних доріг з інтенсивним рухом транспорту, сміттєвих звалищ, складських приміщень, на яких зберігаються отрутохімікати і непридатні та заборонені для використання пестициди, які виступають джерелом забруднення сільськогосподарських угідь,поверхневих, грунтових і підземних шкідливими речовинами.

На третьому етапі розробляється механізм мотивації власників земельних ділянок в отриманні статусу спеціальної сировинної зони. Для цього проводиться їх еколого-економічне обґрунтування, яке передбачає порівняння сукупних витрат на вирощування екологічно чистої продукції в цих зонах.

Таким чином,на основі системи ведення органічного землеробства можливе створення спеціальних сировинних зон, метою яких є отримання екологічно чистої,якісної продукції.

ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ ЗАСТОСУВАННЯ ПЕСТИЦИДІВ В ЧЕРКАСЬКОМУ РЕГІОНІ

Т.М. Письменна, *Л.І. Жицька, к.б.н., доц.*
Черкаський державний технологічний університет, Україна

Питання зберігання та утилізації пестицидних препаратів, що використовують сільгосппідприємства Черкаської області є важливою екологічною проблемою. Актуальними залишаються питання наукового використання існуючих пестицидів на землях аграрного сектору області, знезараження та рекультивації територій, відновлення їх продуктивності. Вирішення цих питань з одночасною оцінкою ризиків їх використання, дослідженням шляхів ремедіації ґрунтів та дій направлених на їх очищення, повернення до цільового використання є важливим екологічним завданням для регіону.

Метою роботи **є** дослідження сучасного стану поводження з пестицидами у Черкаській області, виявлення залишкового вмісту хлорорганічних ксенобіотиків у сільськогосподарській продукції, визначення напрямків відновлення земель з перевищенням ГДК забруднювачів.

Аналіз літературних джерел з даної проблематики показав, що питаннями дослідження впливу пестицидів на функціонування ґрунтів займається вузьке коло спеціалістів результатами досліджень яких є матеріали щодо накопичення, проблем зберігання непридатних до використання пестицидів та методам захисту довкілля від їх згубного впливу [1-4], використанню новітніх технологічних рішень щодо знешкодження залишків пестицидних продуктів [5].

Проблеми, що пов’язані з використанням пестицидів, можна поділити на три категорії: 1) формування стійких до пестицидів популяцій шкідливих організмів; 2) спалах масового розмноження окремих видів шкідників; 3) шкідливий вплив на оточуюче середовище та здоров’я людини.

Динаміка використання засобів захисту рослин приведена у табл. 1[6].

Таблиця 1 - Застосування засобів захисту рослин в Черкаській області

	2000	2008	2009	2010	2011	2012
Витрати засобів захисту рослин,тис. т	0,58	1,68	1,53	1,91	2,454	2445,5
Площа, на якій застосовувались засоби захисту рослин, ти. га	545,9	2079,9	2184	2256,9	2669,1	2929,0
Кількість внесених пестицидів на 1 га,кг	0,5	1,3	1,2	0,85	1,09	1,9

Дані табл. 1 свідчать про зростання площ на яких використовуються пестициди, а кількість їх внесення на один га господарствами області зросла на 1,4 кг.

Серед основних негативних екологічних наслідків застосування пестицидів слід виділити наступні: здатність їх накопичуватись у ґрунті та переноситися живими організмами по трофічному ланцюгу; зменшення біологічної продуктивності і нормального функціонування ґрунтових мікробіоценозів; зниження інтенсивності процесів самоочищення ґрунту; пригнічення біохімічних процесів і перешкоджання природному відновленню родючості.

В нинішній час найбільше порушень фіксується при застосуванні пестицидів дрібними фермерськими господарствами, приватними особами, котрі, не маючи достатніх агрономічних знань та матеріального оснащення, можуть безконтрольно використовувати пестициди й агрохімікати.

Таблиця 2 - Випадки перевищення ГДК пестицидів у харчових продуктах деяких районів Черкаської області за 2012 рік

Район	Місце відбору (ринок)	Продукт	Назва пестициду	Концентрація, мг/кг	
				виявлена	ГДК
Городищенський	м. Городище	капуста	Фосфамід	0,04	не допускається
Звенигородський	м. Тальне	помідори	Бордоська рідина	8,3	5,0
Золотоніський	ПП Щокін	помідори	Хлорокис міді	6,0	5,0
Золотоніський	ПП Козін	капуста	карбофос	0,65	0,5
Маньківський	приватне господарство	картопля	Децис	0,12	0,02
Жашківський	с. Олександрівка	картопля	Фосфамід	0,15	не допускається
Канівський	Центральний	помідори	арцерид	0,66	0,5
Канівський	приватне господарство	капуста	Бі-58	0,37	не допускається
Корсунь-Шевченківський	с. Завадівка	капуста	Бі-58	0,5	не допускається
Корсунь-Шевченківський	с. Завадівка	помідори	арцерид	0,16	0,5
Черкаський	с. Леськи	капуста	фастак	0,15	0,04

Як видно з табл. 2, в переважній кількості, виявляються перевищення ГДР пестицидів класу інсектициди. Які застосовуються для боротьби з шкідниками такими як колорадський жук та довгоносик, також виявлений препарат для боротьби з фітоспорозом (Бі-58).

Найбільші перевищення виявляються в пробах овочевих культур таких як; капуста, картопля та помідори. Поодинокі випадки трапляються в зразках продуктів харчування тваринного походження, наприклад в молоці (де залишкові кількості пестицидів найбільше виводяться саме в період лактації) та яйцях домашньої птиці. З таблиці видно, що в основному перевищення спостерігаються в зразках овочевих культур переважно приватного сектора та поодинокі випадки перевищень залишкових кількостей пестицидів із зразків господарств колективної власності, та потужних фермерських господарств.

Така закономірність на наш погляд, пояснюється насамперед недотриманням технології, нехтуванням терміну внесення того чи іншого препарату та некваліфікованим підходом до цієї справи.

Встановлення екологічного ризику застосування пестицидів та його оцінка сприяє попередженню забруднення ще на етапі планування чи використання заходів хімізації. Цей процес потрібно розглядати як один із засобів управління якістю державнич та приватних агроекосистем на основі порівняння пестицидного навантаження із властивістю території до самоочищення, тобто включення пестицидів у біотичний кругообіг речовин. Впровадження методичних підходів, дослідження та вивчення екологічних ризиків внаслідок використання пестицидів сприятимуть розробці комплексу технологічних операцій з управління продукційними процесами в агроценозах і досягнення оптимальної врожайності та високої якості продукції з дотриманням екологічних вимог.

Література

1. Мельник Н.Н. К вопросу о загрязнении почвы хлорорганическими ссоединениями / Н.Н. Мельник. – М.: Наука, 1996. – С. 72-74.
2. Назаренко М. Знезаражування пестицидів компостуванням / Назаренко М., Закордонець В. // АПК: наука, техніка, практика. – 1990. – № 1. – С. 41–42.
3. Підліснюк В.В. Заборонені та непридатні до використання пестициди: стан та проблеми / Підліснюк В.В., Стефановська Т.Р. // Безпека життєдіяльності. – 2004. – № 6. – С. 23–28.
4. Ткаченко С. Й. Проблеми і можливі засоби захисту довкілля від токсичної дії заборонених та некондиційних пестицидів / Ткаченко С.Й., Дензанов Г.О. // Екологічний вісник. – 2003. – № 1–2. – С. 14–16.
5. Касимов А. М. Новая технология обезвреживания некондиционных и запрещенных средств защиты растений / Касимов А.М., Варнавская И.В. // Экология и промышленность. – 2008. – № 2. – С. 9–13.
6. yandex.ua/yandsearch?text=департамент екології та природних ресурсів облдержадміністрації. – електронний ресурс: Регіональна доповідь.

ШЛЯХИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИ ФУНКЦІОНУВАННІ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ НА ТЕРИТОРІЇ ЗНАЧНИХ МІСТ

***К.І. Побережна**, О.І. Лежнева, к.т.н., доц.,*
Харківський національний автомобільно-дорожній університет, Україна

Проблеми охорони навколишнього середовища дедалі набувають гострішого характеру. Все це зумовлено швидким та безперервним ростом антропогенного навантаження, зокрема відчутний вплив при експлуатації автомобільної дороги та використання автотранспорту.

Негативні наслідки функціонування транспорту обумовлюють необхідність посилення роботи з охорони навколишнього середовища і природокористуванню як з боку держави, так і громадськості в аспекті широкомасштабної політики екологічної безпеки. Під екологічною безпекою прийнято розуміти процес забезпечення захищеності життєво важливих інтересів не тільки окремої людини, але і всього суспільства в цілому від погроз, створюваних антропогенним або природним впливом на навколишнє середовище. Ключовими проблемами забезпечення екологічної безпеки на транспорті є захист від забруднення атмосферного повітря, водних об'єктів, земельних ресурсів і надр, захист від транспортного шуму і вібрацій, попередження екологічних наслідків надзвичайних ситуацій і катастроф, забезпечення екологічної безпеки населення, зниження збитку природним ресурсам, у першу чергу біологічним, збереження якості природного середовища, що забезпечує процеси саморегулювання і самоочищення від шкідливих речовин.

Політика екологічної безпеки повинна реалізуватися шляхом проведення комплексу природоохоронних заходів, які спрямовані на підвищення екологічних характеристик транспортних засобів й інфраструктури транспорту. Ці заходи за напрямками діяльності підрозділяються на чотири групи: організаційно-правові, архітектурно-планувальні, конструкторсько-технічні, експлуатаційні.

При створенні й розвитку транспортних систем міст і населених пунктів велика роль повинна бути відведена розробці раціональних планувальних рішень, що сприяють зниженню негативного впливу транспорту на навколишнє середовище. Забезпечуючи майже необмежену мобільність, автомобілі і швидкісні автомагістралі з'явилися найважливішими факторами розширення міських територій. У цілому в світі принаймні третина площі міст приходиться на дороги й автостоянки.

Зниження рівня екологічної небезпеки від впливу транспорту можливе шляхом реалізації комплексної програми розвитку міста, що включає архітектурно-планувальні заходи. До них відносяться:

- забезпечення невпинного руху транспортних засобів за рахунок будівництва транспортних розв'язок на різних рівнях, тунелів і пішохідних переходів;
- збільшення числа смуг руху на магістралях, розвиток вулично-дорожньої мережі, ліквідація вузьких в'їздів і виїздів з шосе;
- регулювання транспортних потоків за допомогою керованих комп'ютером світлофорів, впровадження інформаційних технологій керування дорожнім рухом, що дозволяють використовувати принцип «зеленої хвилі» для скорочення простоїв транспортних засобів;
- організація однобічного руху на ділянках міської забудови з вузькою проїзною частиною, що мають сформований характер планування;
- виділення в центральній частині міст територій із забороною або обмеженням на рух великовантажних автомобілів;
- зведення житлових будинків у віддаленні від транспортних магістралей з дотриманням санітарно-захисних норм;
- прокладка доріг в обхід заповідників і історичних пам'ятників;
- виділення спеціальних смуг для руху міського транспорту і велосипедних доріжок з метою заохочення жителів до відмови від використання особистих автомобілів;
- урахування у планувальних рішеннях міської забудови місць розміщення зелених насаджень, що сприяють зниженню забруднення атмосферного повітря.

Декоративні зелені насадження, які створюють на вулицях міста, представляють собою лінійні посадки дерев на розділовій і придомовій смузі, малоефективні в захисті населення від забруднюючих речовин відпрацьованих газів, тому що дерева висаджуються на відстані 5-6 м друг від друга і мають високі штамби, з чагарниками зустрічаються вкрай рідко.

Застосовувані дерева і чагарники повинні бути густокронними, швидкоростучими і мати низький штамб. Структура насаджень повинна бути складною, тобто багатоярусною з уведенням чагарників під полог насадження або на його узлісся.

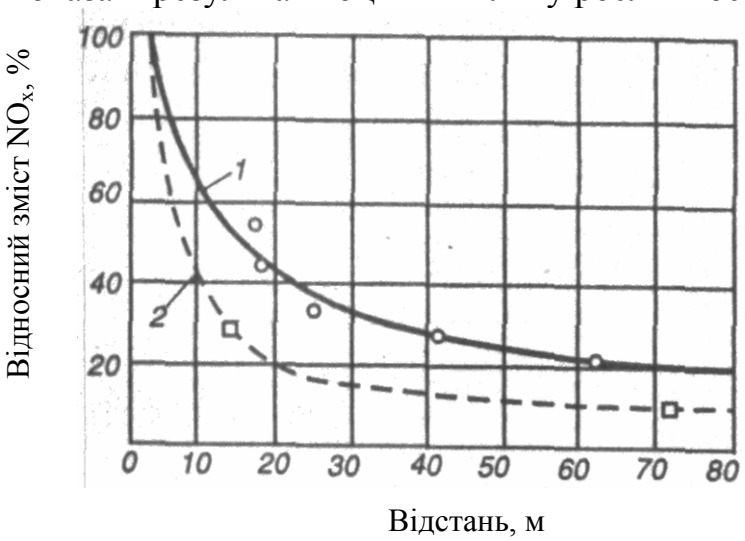
З метою захисту від забруднення повітря можна використовувати можливість вертикального провітрювання за допомогою зелених насаджень. Цього можна досягти чергуючи в плані вулиці широкі смуги з насадженнями і без них. Різниця температури повітря над цими поверхнями буде сприяти вертикальному провітрюванню.

При захисті від інгредієнтного забруднення найбільший ефект дають смуги насаджень великої ширини. Шумо- та пилозахисні смуги необхідно влаштовувати з 3-6 рядів густих деревинно-чагарникових насаджень загальною шириною від 10 до 30 м. Для зниження загазованості і шуму необхідно широко використовувати рядові насадження чагарників.

Здатність рослинності очищати атмосферне повітря від пилу і газів заснована на: фізичних і біологічних властивостях асимілювати і

зв'язувати гази, що надходять в атмосферу, у листових пластинках; фізико-механічної здатності листів затримувати та осаджувати пил; можливості провітрювати території і розсіювати шкідливі домішки шляхом зниження їхньої концентрації.

На рис. показані результати оцінки впливу рослинності на зміст NO_x.



1 – зелені насадження відсутні; 2 – посадка з обох сторін

Рис. – Вплив зелених насаджень на склад оксидів азоту.

За рекомендацією біологів, гарні результати щодо зниження рівня забруднень може дати посадка порід дерев, стійких до відпрацьованих газів транспортних засобів. Найбільш придатними для великих міст сортами дерев, які можна висаджувати уздовж автомагістралей, є культурні форми хвойних дерев і тополя. Для захисту житлових будинків від пилу і відпрацьованих газів можуть використовуватися кучеряві рослини. Зелені насадження формують екологічне середовище – виділяють кисень, очищають атмосферу від вуглекислого газу, впливають на мікроклімат, а також знижують концентрацію в повітрі токсичних газів, у тому числі сірчистого ангідриду і сірководню і затримують до 86 % пилу. Однак листяні дерева можуть виконувати свою захисну функцію тільки до листопаду. Знаючи інгредієнти токсичних викидів автотранспорту, можна підібрати необхідний асортимент рослин з високою поглинальною здатністю.

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ДИНАМІКА ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ВОДИ МАЛИХ РІЧОК БАСЕЙНУ НИЖНЬОГО ДНІСТРА

О.О. Поліщук, *М.Є. Даус, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Малі річки Нижнього Дністра – Білочі, Окна, Кучурган, Ягорлик – мають сприятливе фізико-географічне положення, тому з середини минулого століття широко використовуються людиною з метою задоволення своїх потреб, але через стрімкий розвиток промисловості, сільського господарства та створення каскаду водосховищ на руслах річок, антропогенне навантаження на водні об'єкти стрімко зросло, а стан якості води - через відсутність комплексних заходів з покращення даної ситуації, за останні роки значно погіршився. Тому робота є актуальною.

Мета роботи – проаналізувати просторово-часову динаміку гідрохімічних показників малих річок Нижнього Дністра. На основі результатів сумісного аналізу рядів мінералізації даних річок, за період з 2000 по 2012рр., надати висновки про можливість їхнього поєднання в один статистично однорідний район.

Характеристика гідрохімічних показників була проведена на основі порівняння фактичних значень показників якості річкових вод з нормативами для рибогосподарського водокористування.

Оцінка якості вод була виконана на основі даних спостережень Одеського обласного управління водного господарства за хімічним складом води на постах річок Білочі, Окна, Кучурган, Ягорлик за період 2000-2012 рр.

Вода річок Кучурган, Ягорлик, Окна, Білочі відноситься до гідрокарбонатного класу. Найбільші значення мінералізації характерні для води р. Кучурган. Концентрації змінюються у межах від 1447 мг/дм^3 до 4179 мг/дм^3, що перевищує ГДК у 1,5 та 4,2 рази відповідно. Найменші концентрації характерні для води р. Білочі, де значення мінералізації води поступово зменшується від 1502 мг/дм^3 у 2004 році до 501 мг/дм^3 у 2012 році.

Найбільший вміст гідрокарбонат-іонів у воді малих річок Нижнього Дністра на протязі 2000-2012 років спостерігаються у воді р. Кучурган і зменшуються від 860 мг/дм^3 у 2000 р. до 280 мг/дм^3 у 2008 році. Найменші концентрації гідрокарбонатів містяться у воді р. Окна і змінюються від від 359 мг/дм^3 у 2003 р. до 469 мг/дм^3 у 2006 році.

За показником сульфат-іонів р.Кучурган на протязі всього періоду перевищує норму (ГДК = 100 мг/дм^3) від 3 (2003 р.) до 15 разів (2000 р.). Концентрація сульфат-іонів у воді річок Білочі, Кучурган та Окна

зменшується до 2012 р., а в р. Ягорлик навпаки зростає на протязі останніх 5 -7 років.

Концентрація хлорид – іонів знаходилась на протязі всього періоду в межах у річках Білочі та Окна також у р. Ягорлик, окрім 2005 р. На річці Білочі спостерігається спочатку збільшення значень концентрації хлорид - іонів з 55 мг/дм^3 у 2000 році до 252 мг/дм^3 у 2004 році, а потім зменшення до 26 мг/дм^3 (мінімальне значення за даний період) у 2012 р. Аналогічна зміна спостерігається на р. Окна. Концентрація хлорид – іонів у воді р. Кучурган неодноразово перевищувала норму (ГДК = 300 мг/дм^3) і зменшилась за даний період від 868 мг/дм^3 (максимальне значення за даний період) у 2000 році до 372 мг/дм^3 у 2012 р.

У воді всіх річок спостерігається концентрація іонів кальцію, яка не перевищує норму, крім води р. Кучурган у 2008 та 2011 роках, коли концентрація іонів становила 202 мг/дм^3 та 290 мг/дм^3 (максимальне значення за даний період) відповідно. Мінімальне значення іонів кальцію за даний період спостерігалось у воді річки Окна і становило 14 мг/дм^3 (2003р.).

Концентрації іонів магнію задовольняють норму у річці Білочі (2002, 2011-2012 рр.) та у річці Окна (2010-2011рр.). У всіх інших випадках спостерігається значне перевищення норми. Особливим прикладом є вода р. Кучурган у 2000 році, де значення концентрації іонів магнію перевищують норму ГДК в 11 разів.

В межах норми, на протязі всього періоду, концентрація іонів натрій + калій знаходиться у річках Білочі, крім 2004 року, у р. Ягорлик, крім 2005р. та у р. Окна окрім 2004 та 2007 років. На річці Кучурган спостерігається знчне перевищення ПДК на протязі всього періоду часу, крім 2003 року. Максимальне значення концентрації іонів натрій+калій становило 598 мг/дм^3 (перевищення ГДК у 3,5 рази) і спостерігалось у 2000 році у водах р. Кучурган. Мінімальне значення за даний період спостерігалось у водах р. Білочі 2002 р. і становило 38 мг/дм^3.

При розгляді можливості поєднання водозборів малих річок Нижнього Дністра в один гідрологічний район чотирьох водозборів, що належать до басейну Нижнього Дністра, було виконано статистичне опрацювання рядів мінералізації та гідрохімічних показників р. Білочі, Кучурган, Окна та Ягорлик у період з 2000 по 2012рр.

За методом сумісного аналізу [1] було встановлено, що випадкова складова розподілу мінералізації по території становить 2,46% а географічна - 97,54%. Так як внесок географічної складової перевищує 70%, то просторові узагальнення можуть бути представлені у вигляді карти ізоліній. Виділення районів, у даному випадку, які б вказували на дискретність розподілу характеристики та надавали б можливість

осереднювати характеристики неможливе. Результати розрахунків для гідрохімічних показників показали, що застосування районування має місце у п’яти випадках (табл.).

Таблиця – Дисперсія параметрів об’єднаної сукупності

Показник	Середні значення концентрацій на річках (мг/дм³)				Дисперсія, %	
	Білочі	Кучур-ган	Окна	Ягор-лик	$\frac{\sigma^2_{вип}}{\sigma^2_{пов}}$	$\frac{\sigma^2_{геогр}}{\sigma^2_{пов}}$
$БСК_5$	3,49	4,70	3,87	4,75	100	0
Гідрокарбонати	423	450	442	449	100	0
Нафтопродукти	0.07	0.07	0.05	0.04	100	0
Нітрити	0,08	0,19	0,20	0,03	87,17	12,82
СПАР	0,16	0,20	0,25	0,34	84,13	15,87

Після аналізу проведених розрахунків було встановлено, що використання води малих річок басейну Нижнього Дністра для рибогосподарських потреб у більшості випадків не придатна. Найгіршими для рибогосподарських потреб є води р. Кучурган та р. Окна. Значний вміст головних іонів у водах річок спричинений надходженням з поверхневого стоку та руйнуванням материнських порід. Сульфати потрапляють у природні води також зі стічними водами комунального господарства та сільськогосподарського виробництва.

Метод сумісного аналізу вказує, що незважаючи на близьке розташування водозборів досліджуваних річок, переважно снігове живлення та однаковий тип режиму (східно-європейський), поєднати їх у єдиний район, для осереднення більшості характеристик неможливо. Так як переважає географічна складова, просторові узагальнення слід наводити у вигляді карти ізоліній.

Поточний стан річок вимагає вироблення відповідної стратегії раціонального використання малих річок басейну Нижнього Дністра з врахуванням вимог всіх користувачів, але першочергово – з позицій безпеки власне екосистеми. Якщо не приймати заходи для поліпшення даної ситуації, то незабаром малі річки Нижнього Дністра можуть стати непридатними не тільки для рибогосподарського , а й взагалі для будь – якого водокористування в цілому.

Література

1. Лобода Н.С. Методи статистичного аналізу у гідрологічних розрахунках і прогнозах. – Одеса, «Екологія», 2010 – 184с.

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВПЛИВУ ВИРОБНИЦТВА МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА АТМОСФЕРУ МІСТА ЧЕРКАСИ

О.В. Пономаренко, *Л.І. Жицька, к.б.н., доц.*
Черкаський державний технологічний університет,Україна

Мінеральні добрива здавна вважаються одним з основних засобів підвищення родючості ґрунтів і врожайності сільськогосподарських культур. Розвиток галузі сприяє вирішенню грандіозного завдання перед Україною - вдосконалення системи агропромислового комплексу. Разом з цим виробництво є потужним джерелом забруднення атмосферного повітря, водойм, ґрунтів та інших компонентів довкілля газоподібними, рідкими і твердими відходами виробництва [1,2]. Постійна активність Черкаського ПАТ «Азот» на світових ринках дозволяє йому нарощувати об'єми виробництва, маючи збут добрив у країнах Європи, Азії, Америки [3], що, в свою чергу, збільшує ризики щодо забруднення атмосферного повітря міста Черкаси.

Метою досліджень було проаналізувати динаміку викидів забруднюючих речовин в атмосферу міста діючого Черкаського публічного акціонерного товариства «Азот» та окреслити шляхи екологізації виробництва для забезпечення «Обласної програми з утилізації небезпечних відходів».

В процесі екологічної оцінки використані: аналітичний та статистичний підхід, порівняльний та статистично-порівняльний методи, матеріали натурних досліджень, статистичні дані Головного управління статистики в Черкаської області та Черкаського обласного центру з гідрометеорології.

Техногенне забруднення атмосфери у комплексі антропогенних чинників, які негативно впливають на навколишнє середовище займає, особливе місце за своєю значущістю та ступенем впливу на довкілля. Метеорологічний режим м. Черкаси не сприяє розсіюванню домішок як від високих джерел емісії, так і від низьких. При стійкій стратифікації й слабких вітрах у місті можуть виникати ситуації значного забруднення повітря [4]. Підприємство викидає в атмосферу цілу низку забруднюючих речовин, сумарні викиди за 2008 – 2011 роки, (за даними Головного управління статистики) надано в табл. 1 [5].

Контроль за газовими викидами в атмосферу на підприємстві здійснюється на кожному технологічному джерелі, кожній вентиляційної системі. Згідно існуючої інвентаризації на підприємстві нараховується 772 джерела викидів, з них організованих - 691; неорганізованих - 81; пересувних (транспорт) джерел викидів - 114. На підприємстві станом на 01.01.11 року нараховується 1830 вентиляційних систем, з них 973 – витяжних. На всі працюючі вентиляційні системи розроблені паспорти.

Таблиця 1 - Динаміка викидів деяких забруднюючих речовин та парникових газів

Найменування забруднюючих речовин	Викинуто в атмосферне повітря, т			
	2008	2009	2010	2011
Всього по підприємству	6463,928	4968,591	6929,271	7132,5
Метали та їх сполуки	0,795	0,849	0,865	0,809
Речовини у вигляді суспендованих частинок	2635,410	2043,884	2617,15	2635,580
Сполуки азоту	2304,336	2069,829	2397,107	2530,406
Сполуки сірки	34,498	14,823	48,720	48,067
Оксид вуглецю	1333,355	744,505	1661,110	1719,315
Органічні аміни	-	-	0,029	0,026
Неметанові леткі органічні сполуки	149,708	89,911	186,938	179,519
Метан	5,716	4,673	17,181	18, 652
Сполуки хлору	0,035	0,035	0,068	0,047
Сполуки фтору	0,023	0.023	0,036	0,026
Фреони	0,052	0,059	0,065	0,061
Діоксид вуглецю	1136929,8	1007480,0	1136822,0	1130925,0

Постійне спостереження в м. Черкаси за станом атмосферного повітря здійснюється Черкаським обласним центром з гідрометеорології. Серед таких речовин є аміак, 96 % викидів якого здійснюється підприємством ПАТ «Азот», та інші речовини, що входять до переліку обов'язкового контролю. Результати контролю якості атмосферного повітря в м. Черкаси за вересень 2013 року надані в табл. 2.

Таблиця 2 - Середньомісячні концентрації домішок

Назва шкідливих речовин	Концентрації в повітрі мікрорайонів міста, мг/м^3				Середньодобові ГДК, мг/м^3
	Центр	Дніпровський	Південно-західний	По місту	
Пил	0,10	0,1	0,1	0,1	0,15
Діоксид сірки	0,021	0,023	0,019	0,021	0,05
Оксид вуглецю	2,0	2,0	2,0	2,0	3,0
Діоксид азоту	0,06	0,04	0,02	0,04	0,04
Оксид азоту	-	-	0,02	-	0,06
Сірководень	0,002	0,002	0,001	0,002	-
Аміак	0,08	0,07	0,05	0,07	0,04
Формальдегід	-	0,006	-	-	0,003

Як видно із табл. 2, концентрації аміаку перевищують середньодобові від 1,75 до 2,5 разів (найбільш забруднені були центр міста та Дніпровський район «Д»).

Викид забруднюючих речовин в атмосферне повітря здійснюється згідно дозволу на викиди забруднюючих речовин в атмосферне повітря, який виданий Державним управлінням охорони навколишнього природного середовища в Черкаській області. Сума екологічного податку, який справляється за викиди в атмосферне повітря стаціонарними та пересувними джерелами забруднення, обчислена автором складає для ПАТ «Азот» близько 1 млн. грн. Для захисту навколишнього середовища від виробничої діяльності підприємства на ПАТ «Азот» сьогодні функціонує 93 пилегазоочисних установки, де очищається від 50 до 100 % газів, що відходять.

Основні виробництва підприємства розташовані у південно-східній околиці м. Черкаси. На півночі від ПАТ «Азот» розташоване ДП «Черкаська ТЕЦ», на північному заході ПАТ «Черкаське Хімволокно». Розмір санітарно-захисної зони підприємства ПАТ «Азот» згідно СН-245-71 складає 1000 м. Перерахунок межі санітарно-захисної зони з поправкою на розу вітрів встановив невідповідність нормативним вимогам за деякими з напрямків: північному, східному, південно-західному, західному.

Для покращення екологічної ситуації при несприятливих погодних умовах було запропоновано зменшення об’ємів виробництва, модернізація виробництва забруднюючих цехів (А-3, М-9), установка більш ефективного очисного обладнання та капітальний ремонт діючого газоочисного обладнання, що дозволить знизити несанкціоновані викиди забруднюючих речовин та обумовить розсіювання забруднень до ГДК в приземному шарі атмосфери. Аналітичний контроль за дотриманням норм вмісту шкідливих речовин в газових викидах покладається на лабораторію централізованого відділу технічного контролю (ЦВТК) і санітарну лабораторію підприємства.

Література

1. Клименко М.О. Техноекологія: навчальний посібник. / М.О.Клименко, І.І. Залеський. – К.: ВЦ «Академія», 2011. – 256 с.
2. Утилизация и рекуперация отходов: Учебное пособие / М.Е. Краснянский – [Издание 2-е, исправленное и дополненное]. - Харьков: Бурун и К. - Киев: КНТ, 2007. – 288 с.
3. Офіційний портал міської ради міста Черкаси. – http://www.rada.cherkassy.ua/ua/newsread.php?view=3897&s=1&s1=69
4. Екологічна ситуація у Черкаської області за 2011 рік. Статистичний збірник. Головне управління статистики у Черкаської області. – Черкаси, 2012 – 42 с.

АНАЛИЗ ПРОСТРАНСВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ПОКАЗАТЕЛЯ ЗАПОВЕДНОСТИ ПО РЕГИОНАМ УКРАИНЫ

О.В. Попик, *А.И. Волков к.г.н., доц.*
Одесский государственный экологический университет, Украина

Развитие заповедного дела (ЗД) в Украине это сложный процесс, сопровождающийся рядом проблем на протяжении всей истории страны. Это подчеркивает актуальность данного исследования и обуславливает интерес к анализу существующего состояния природно-заповедного фонда (ПЗФ), в частности, на предмет изучения его пространственно-временной изменчивости. Одним из этапов которого, является формирование цифрового картографического материала, отражающего характер пространственного распределения объектов ПЗФ.

В рамках исследования был проведен анализ распределения показателя заповедности (ПЗ) по регионам Украины, рассчитанный согласно информации предоставляемой Государственной службой статистики [1], а также статистическим изданиям [2]. ПЗ отображает соотношение между территориями занятыми объектами ПЗФ к общей площади региона и выражается в процентах. Он является наиболее часто используемым критерием при анализе заповедности, т.к. достаточно прост в расчетах и дает количественную оценку, отображающую долю заповедных территорий к общей площади рассматриваемого региона.

Формирование базы данных и построение карт пространственного распределения ПЗ было выполнено посредством ГИС-пакета MapInfo Professional [3], обладающего расширенным функционалом построения многослойных тематических карт и геокодирования.

Создание и обработка картографического материала было выполнено в несколько этапов. Вначале была сформирована база данных, включающая в себя подробное описание изменения ПЗ по регионам Украины с 2000 г. по 2012 г. Следующим шагом было формирование карт, характеризующих пространственное распределение ПЗ, и дающим наглядное представление о концентрации объектов ПЗФ по каждому региону страны. В качестве примера ниже представлены карты распределения ПЗ по регионам с интервалом в четыре года с 2000 г. по 2012 г. (рис. 1-4).

Как видно из представленного картографического материала наибольшее значение ПЗ отмечается в Хмельницкой области и составляет 12,68%. Данное значение ПЗ является неизменным на всех этапах исследования (с 2000 по 2012 гг.), что свидетельствует об устойчивости данной характеристике региона по отношению к внешним экономическим и политическим факторам.

Рис. 1 – Карта пространственного распределения показателя заповедности по регионам Украины (2000 г.)

Рис. 2 – Карта пространственного распределения показателя заповедности по регионам Украины (2004 г.)

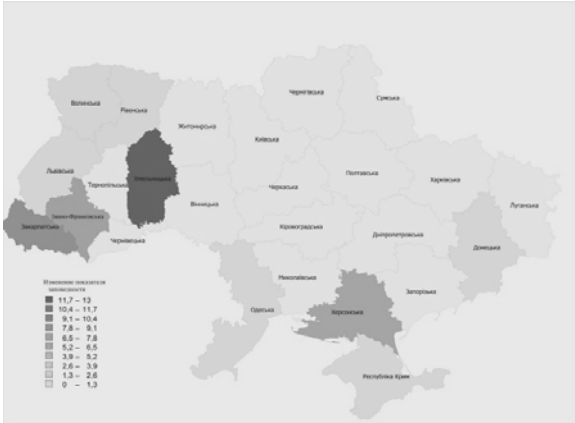


Рис. 3 – Карта пространственного распределения показателя заповедности по регионам Украины (2008 г.)

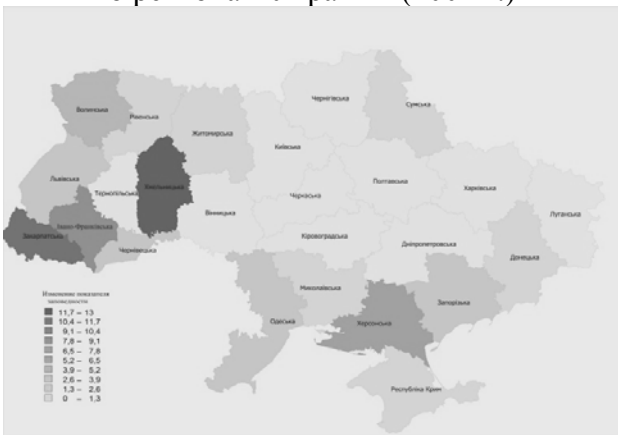


Рис. 4 – Карта пространственного распределения показателя заповедности по регионам Украины (2012 г.)

Следует отметить, что значения ПЗ > 10%, являются оптимальными согласно всем Европейским нормам и стандартам.

Если говорить о динамике увеличения площадей заповедных территорий, а соответственно и ПЗ, то следует выделить, что в 2000 г., в первую градацию изменения ПЗ (0 – 1,3) попадало 16 регионов, в 2004 г. – 15 регионов, в 2008 г. – 14 регионов, а в 2012 г. – 10 регионов, это, безусловно, говорит о количественном увеличении площадей заповедных территорий, и о качественных изменениях в структуре природно-заповедного фонда, то есть, в 2012 г. как минимум в шести регионах Украины были сформированы новые объекты ПЗФ или увеличили свои площади уже существующие заповедные объекты. В подтверждение этому следует отметить, что на протяжении прослеживаемой более чем десятилетней динамики изменения ПЗ не один из регионов не попадал в девятую градацию (10,4 – 11,7), однако, в 2012 г. эта тенденция изменилась, и в Закарпатской области ПЗ достиг значения 11,43%. Тот же процесс прослеживается и в других градациях.

Важно отметить и те регионы, в которых эти количественные изменения ПЗ происходят не так стремительно или не происходят вообще. Это в первую очередь Днепропетровская и Черкасская области, для которых ПЗ составляет соответственно 0,12% и 0,10%, что является наименьшими значениями среди всех регионов Украины, и при этом отсутствует динамика изменения данного показателя на всех этапах исследования. Та же ситуация прослеживается и для следующих областей: Львовская, Луганская, Харьковская, Тернопольская, Черниговская, Николаевская, Житомирская, Полтавская, Винницкая, Сумская и Кировоградская, для которых ПЗ не превышает 2%. Это свидетельствует о недостаточном развитие ЗД в данных регионах.

В целом можно сказать, что согласно представленному картографическому материалу (рис 1–4), наибольшие значения ПЗ отмечаются на западе и юге нашей страны, в то время как в северных, центральных и восточных регионах значения ПЗ более низкие.

Это объясняется рядом причин: во-первых, неравномерным географическим расположением промышленных предприятий и промышленных объектов, оставленных нам еще со времен Советского Союза, несмотря на то, что функционирование многих из них в настоящее время ограничено либо прекращено, оказанное ими техногенное воздействие на ценные природные территории препятствует их дальнейшему заповеданию; во-вторых, это мозаичное распределение бальнеологических, климатических и других рекреационных ресурсов, которые являются своего рода аттракторами для туристов и туристической деятельности, что является мощным экономическим и политическим стимулом к сохранению данных ресурсов, а следовательно, заповеданию территорий, с целью увеличения туристического потока и развития экологического туризма в конкретных регионах.

Литература

1. Гловне управління статистики, 2003 – 2013рр.: Офіційний сайт [Електронний ресурс] // Головне управління статистики, 2003 – 2013рр. – Режим доступу: http://www.ukrstat.gov.ua/
2. Статистичний збірник «Регіони України» - К., 2012 – 310 с.
3. Світличний О.О. Основи геоінформатики: Навчальнийпосібник / О.О.Світличний, С.В. Плотницький. - Суми: ВТД «Університетська книга», 2006. - 295с.

ДИФЕРЕНЦІАЦІЯ ЗЕМЕЛЬ ПІВДНЯ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА АГРОЕКОЛОГІЧНИМ СТАНОМ

Л.О. Прикуп, *Г.В. Ляшенко, д.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Агроекологічний стан формується під впливом природних і антропогенних факторів, а їх просторовий перерозподіл обумовлений як географічним положенням конкретної території, так і сучасною організацією земельних угідь, елементами рельєфу, ґрунтового покриву, клімату.

Територію півдня Одеської області розглядають, як агроекологічну систему, компонентами якої є рельєф, ґрунти, клімат, а центральне місце посідають сільськогосподарські культури. Їй притаманна наявність прямих і опосередкованих зв'язків між складовими (компонентами), які впливають один на другий і в цілому на агроекосистему. Вказані компоненти належать до географічного конструкту та дають можливість представити реальні агроекологічні умови території, включаючи природні (рельєф, ґрунти, клімат) і антропогенні (якість ґрунтового покриву, організація різних типів угідь) фактори.

Диференціація території півдня Одеської області проведена за агроекологічним станом в межах кожного адміністративного району і, в цілому, по південній частині Одеської області. Агроекологічний стан території оцінено за показниками рельєфу (типом та формою, висотою, крутизною та експозицією схилів), ґрунтового покриву (вмістом гумусу, *pH*-реакцією ґрунтового розчину, вмістом важких металів та радіонуклідів), клімату (радіаційно-тепловими ресурсами, ресурсами вологи, умовами морозо- та заморозконебезпечності) та організацією різних типів угідь. Запропонована класифікація агроекологічного стану земель за кожним із показників в областях оцінюється від 1 до 4, що дає змогу привести різні показники до одного виміру. Згідно із таким підходом найкращий агроекологічний стан земель відзначається за балу 1. Агроекологічний стан оцінюється балом 4 і відноситься до 4-го класу, коли на території за будь яким показником спостерігається перевищення ГДК або несприятливі агроекологічні умови.

На прикладі двох адміністративних районів (Саратського і Кілійського) півдня Одеської області, які відзначаються найбільшим контрастом організації земельних угідь, характером рельєфу, ґрунтового покриву і мікроклімату, що визначає формування різних агроекосистем, здійснена подальша деталізація в оцінці їх агроекологічного стану. Встановлено, що агроекологічний стан земель Кілійського району подібний до стану земель інших приморських районів і зазнає максимального впливу ґрунтового покриву і мікрокліматичних умов. На агроекологічний стан земель Саратського району, як й інших віддалених від значних водойм районів, впливають, насамперед, елементи рельєфу, а також ґрунтовий покрив і мікроклімат. Міра впливу організації земельних угідь на агроекологічний

стан земель на території вказаних районів значно відрізняється. Проте треба враховувати опосередкований вплив на організацію угідь вказаних чинників природних факторів (рельєфу, ґрунтового покриву, мікроклімату).

З метою проведення диференціації земель за їх агроекологічним станом виконана просторова деталізація агрокліматичних ресурсів під впливом рельєфу і ґрунтового покриву. На території Саратськогоі Кілійського адміністративних районів виділено відповідно 5і 3 (табл.1) мікрокліматичних районів, які відрізняються за ресурсами світла, тепла і вологи, а також умовами морозо- і заморозконебезпечності. Наочно видно значно менший діапазон просторової мінливості агрокліматичних ресурсів в Кілійському районі порівняно із Саратським – відповідно 2-4 і 1-5 мікрорайонів. Як наслідок, така різноманітність мікроклімату зумовлює відповідно і зменшення різниці в агроекологічному стані земель.

Таблиця 1 - Диференціація земель Саратського та Кілійського районів Одеської області за агрокліматичними ресурсами

Мікро-район		Місцерозташування	Морозонебезпечність, $T_м$ (^oC) забезпеченість		Тепловіре сурси, $\sum T_{б/п} 10^oC$
			50%	10%	
1		Водороздільне плато, верхнічастиникрутихсхилів	>-15,0	>-17,5	>3350
2		Верхнічастини пологих схилів, середнічастиникрутихсхилів	-15,0÷-17,5	-17,5÷20,0	3250-3350
3		Обширнірівниннімісця, середнічастини пологих схилів	-17,5÷-20,0	-20,0÷-22,5	3150-3250
4		Нижнічастинисхилів і дно широких долин	-20,0÷-22,5	-22,5÷-25,0	3100-3200
5		Дно вузьких долин (шириною до 2км)	<-22,5	<-25,0	<3100

Різноманітність агроекологічного стану, яка визначається агрокліматичними умовами, проявляється, насамперед у стані одного із головних компонентів агроекосистеми – продуктивності сільськогосподарських культур. Практичним застосуванням отриманих результатів по диференціації земель за агроекологічним станом є оптимізація розміщення сільськогосподарських культур в межах виділених ділянок. Таке розміщення направлення на оптимізацію основного компоненту агроекосистеми і поліпшення агроекологічного стану земель конкретної ділянки земель.

На території адміністративних Саратського та Кілійського районів Одеської області, згідно із зональною системою рекомендованих культур, треба розглядати можливу (табл. 2) і оптимізовану (табл. 3) схеми

Таблиця 2 -Можливерозміщеннясільськогосподарських культур за агроекологічними ресурсами

№	Сільськогосподарськікультури	Мікрорайони				
		1	2	3	4	5
1	Озимапшениця	+	-	+	-	-
2	Кукурудза	+	-	+	-	-
3	Ячмінь	+	-	+	-	-
4	Овес	+	-	+	-	-
5	Просо	+	-	+	-	-
6	Цукровийбуряк	+	-	+	-	-
7	Картопля	+	-	+	-	-
8	Виноград	-	+	-	-	-
9	Плодові	-	+	-	+	-
10	Ягідники	-	+	-	+	-
11	Овочеві	+	-	+	-	-
12	Багаторічні трави	+	-	+	+	-

Таблиця 3 - Оптимізована схема розміщення сільськогосподарських культур

Мікрорайони	Місцеположення	Сільськогосподарськікультури
1	Вершинигорбів, вододільніпростори	Кукурудза, просо, сорго, ячмінь, теплолюбнагрупаовочевих культур
2	Верхнічастинисхилів	Виноград, теплолюбнагрупаплодових та ягідників
3	Рівнини, середнічастинисхилів	Озимапшениця, ячмінь, овес, цукровийбуряк, картопля
4	Нижнічастинисхилів	Холодостійкагрупаплодових та ягідних культур, багаторічні трави
5	Дно долин	Холодостійкагрупаовочевих культур та багаторічні трави

розміщення вказаних за мікрорайонами. Схема можливого розміщення культур для виділених мікрорайонів базується на встановлених для них обмежуючих (лімітуючих) чинників. На наступному етапі складається оптимізована схема розміщення, яка розробляється на основі схеми можливого розміщення, але з визначенням оптимальних земель для формування високої і стабільної продуктивності.

ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ ДНІСТРОВСЬКОГО ПЕРЕСИПУ

В.Ю. Приходько, к.г.н., доц.
Одеський державний екологічний університет, Україна

Дністровський пересип – це піщана коса шириною 900 метрів між Чорним морем і Дністровським лиманом. На території Дністровського пересипу розташовується смт Затока, санаторії, пансіонати та бази відпочинку, залізна і шосейна дороги, портовий пункт Бугаз та ін.

Моніторинг якості ґрунтового покриву охоплює такі показники: pH, вміст хлоридів, нітратів, свинцю, міді, кадмію та цинку. Для характеристики забруднення ґрунтового покриву території використані результати хімічного аналізу проб ґрунту в 25 точках за 2010-2011 рр. Аналіз вихідної інформації показав, що відмічаються сукупність концентрацій свинцю, кадмію та цинку у ґрунтах є неоднорідною (коефіцієнти варіації дорівнюють 34, 59 и 45 % відповідно). Значення решти показників характеризуються як однорідні, а найменші коливання значень характерні для величини *pH* (1 %). Вміст нітратів, міді, свинцю та цинку не перевищував гранично допустиму концентрацію (ГДК).

Оцінка рівня забруднення ґрунтового покриву території базується на двох нормативах якості – це ГДК та фонова концентрація забруднюючої речовини (ЗР) у ґрунті. Відповідно до цього формується набір комплексних показників забруднення ґрунтів (з різними модифікаціями): сумарний показник вмісту токсикантів Z_c та сумарний показник забруднення ґрунтів (СПЗ). Такі показники не враховують ефекту спільної дії ЗР, методично необґрунтованим є одночасне застосування відносних концентрацій та кількості елементів тощо. Існує модифікація СПЗ, яка враховує співвідношення між фоновою та реальною концентрацією ЗР, ГДК та шкідливість речовини. Розрахунок такого показника для території Дністровського пересипу показав, що для вмісту важких металів значення показника змінюється від -5,94 (мідь) до 3 (кадмій). Для визначення категорії забрудненості ґрунту окремою ЗР СПЗ за допомогою функції бажаності приводиться до відповідних нових значень. За отриманими даними рівень забруднення ґрунтів міддю та цинком можна охарактеризувати як безпечний (СПЗ < 20). Малонебезпечній категорії забрудненості відповідає значення СПЗ для свинцю (0,35). Вміст кадмію характеризується помірно небезпечною категорією забрудненості (0,45). Отже, стан забруднення ґрунтового покриву Дністровського пересипу можна охарактеризувати як задовільний, але отримані результати свідчать про необхідність більш детальних досліджень просторової мінливості забруднення кадмієм та свинцем.

ЗАХОДИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВОДОПОСТАЧАННЯ СЕЛЬБІЩНИХ ТЕРИТОРІЙ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Л.М. Радченко, *І.Г. Коцюба, к.т.н., доц.*
Житомирський державний технологічний університет, Україна

На рубежі століть різко загострились проблеми, пов'язані зі станом оточуючого середовища. Погіршення якості і вичерпання ресурсів, особливо життєзабезпечуючих, таких як вода, не лише негативно відбиваються на стані здоров'я людей, а й є причиною загострення міждержавних відносин, регіональних проблем.У багатьох регіонах України не додержується нормативна якість питної води через відсутність еколог-економічних прийнятних очисних технологій. Незадовільний технічний стан водогінних мереж спричинює її бактеріальне і хімічне забруднення, а також значні втрати, що призводить до підняття рівня ґрунтових вод, підтоплення міських територій та руйнування підземних забудов.Гідротехнічні споруди та об'єкти хлорного господарства водопровідних комплексів мають високий техногенний ризик виникнення аварійних ситуацій з розвитком екологічно небезпечних процесів.

Існує суттєве протиріччя між підвищеними вимогами комунальних водогосподарських систем до якості вихідної води та їх негативним впливом на навколишнє природне середовище при відведенні зворотної води від очисних споруд. Розв'язання цієї суперечності обумовлює необхідність всебічного аналізу екобезпеки водопостачальних підприємств, що має комплексний міждисциплінарний характер.

Одним із найважливіших і маловивчених питань залишається підтримування постійної доставки питної води споживачам з одночасним забезпеченням екологічної безпеки та потрібного рівня цивільного захисту приміських територій і населення.

Аналіз попередніх базових досліджень показує, що роботи у цій сфері проводяться, як правило, на окремих пооб'єктних компонентах без їх належного системного опрацювання. Тому екологічній безпеці систем господарсько-питного водопостачання сельбіщних територій властива недостатня вивченість і відсутність єдиної злагодженої основи з урахуванням різноманітних чинників небезпеки.

Місцем для досліджень обрано сільські сельбіщні території Житомирської області. Дослідження стану нітратного забруднення сільських колодязів проводились упродовж 2012–2013 рр. Проби води відбирались щомісяця. Всього досліджено 397 проб води вказаних джерел водопостачання на вміст нітратів. З метою виявлення масового характеру розповсюдження досліджуваних ксенобіотиків визначався модальний показник, що характеризує типовий рівень нітратного забруднення води в

конкретній адміністративній території. В процесі дослідження охоплено 23 адміністративно-територіальних утворення Житомирської області.

З метою вирішення складної та багатогранної проблеми забруднення води нецентралізованих джерел водопостачання нітратами необхідним є проведення пріоритетних досліджень стану навколишнього середовища на регіональному та локальному рівнях, що є передумовою обґрунтування та реалізації оптимальних форм управління екологічною безпекою.

Особливу небезпеку для сільського населення становить нітратне забруднення води сільських колодязів. Встановлено, що впродовж 2009–2013рр. питома вага проб води нецентралізованих джерел водопостачання, що перевищують ГДК нітратів у Житомирській області, збільшилась у 5,7 разів, відповідно з 9,7 до 55,3 %.

Забруднення питної води сільських колодязів нітратами може здійснюватись під впливом антропогенних та природних чинників. Характерним для області є її розташування в двох еколого-кліматичних районах – Полісся та Лісостеп, які відрізняються геологічною будовою, геоморфологічними, ґрунтовими та кліматичними особливостями.

Проведені дослідження показали, що модальні концентрації нітратів у воді сільських колодязів у зоні Лісостепу впродовж 2009–2013 рр. перевищували аналогічні показники в зоні Полісся на 85,7 %. Така закономірність обумовлена, в першу чергу, філогенетичною специфікою даних територій. Природний потенціал Лісостепу обумовив переважно аграрний характер використання природно-територіальних комплексів цієї зони, тоді як на території Полісся домінують ліси та інші лісовкриті площі.

За модальним показником концентрацій нітратів у питній воді нецентралізованих джерел водопостачання на території Житомирської області визначено п’ять груп ризику. Території Любарського та Бердичівського районів належать до V і IV груп ризику, які потребують проведення першочергових заходів щодо мінімізації забруднення. Більшість досліджених районів належать до III та II груп ризику і потребують підвищеного екологічного контролю та здійснення превентивних заходів, спрямованих на стабілізацію екологічної ситуації. Території I групи потребують фонового моніторингу з метою управління екологічною безпекою водопостачання сільського населення. Для зменшення рівнів забруднення підземних та поверхневих вод внаслідок міграції нітратів пропонуються наступні заходи: дотримуватися оптимального співвідношення між освоєними територіями, ріллею, лісами; на територіях районів Житомирської області довести показник лісистості до оптимального; впровадження адаптивної господарської діяльності до довкілля; проведення агротехнічних та фітомеліоративних заходів на території V і IV групи ризику; передбачити повну утилізацію органічних відходів галузі тваринництва.

ВИЗНАЧЕННЯ ОБСЯГІВ ВИКИДІВ ШКІДЛИВИХ ДОМІШОК ВІД АВТОТРАНСПОРТУ В АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ МІСТА ОДЕСИ

К.М. Самойленко, *Л.М. Полетаєва, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Відпрацьовані гази (ВГ) автотранспорту містять такі шкідливі забруднювальні речовини (ЗР), як оксид вуглецю, двооксид сірки, оксиди азоту, сажа, вуглеводневі сполуки та ін. В залежності від типу пального та його якості, змінюється співвідношення сполук, які викидаються. В Одесі доля автотранспорту у забрудненні повітря складає приблизно 84% від загальної кількості викидів. Тому є актуальним спостерігання та вирішення проблем викидів саме від автотранспорту. Для регламентування обсягів викидів ЗР від автомобільного транспорту Європейським союзом було введено нормативи серії Євро. З 2005-го року у європейських державах діяв норматив Євро-4. У 2009-му році він був замінений на новий Євро-5. Для України зараз діє Євро-4, який був офіційно введений для транспортних засобів на території країни 1 січня 2014 року. Перехід до Євро-5 планується у 2016-му році [1].

Метою роботи було визначення кількості викидів ВГ автотранспорту в зоні регульованого перехрестя та порівняння цих значень з європейським нормативом Євро-4. Розрахунок кількості викидів в атмосферу проводився по методиці визначення викидів ЗР в атмосферне повітря від автотранспортних потоків, що рухаються по автомагістралям [2]. В якості вихідних даних використовувались: інтенсивність руху автотранспорту та величина потоку насичення, що були визначенні за натурними спостереженнями та зафіксовані на відео у години пік буднього дня (9-ій та 18-ій годинах).

Методика, яка використовувалась в даному дослідженні, визначає кількість викидів шкідливих домішок у два етапи: викиди ЗР у повітря від транспорту (г/км), що рухається автомагістраллю довжиною L (км), та визначення величини кількості викидів ЗР від автомобільної черги на підході до перехрестя (г/хв). Розрахунок проводився за формулами:

Викиди i-ої ЗР (г/с) автотранспортним потоком, що рухається автомагістраллю (або на її частині):

$$M_{Li} = \frac{L}{3600} \sum_{1}^{k} m_{ik}^{np} \, v_k r_{iV} \quad , \qquad (1)$$

де L – протяжність вулиці, з якої виключені протяжність черги автомобілів перед забороняючим сигналом світлофору та довжина зони перехрестя, км; m_{ik}^{np} – пробіговий викид i-ої забруднюючої речовини автомобілями k-ої групи для міських умов експлуатації г/км; k – кількість груп автомобілів;

v_k – інтенсивність руху кожної групи авт./год.; r_{iV} – коефіцієнт, який враховує середню швидкість руху транспортного потоку на вибраній ділянці автомагістралі (для даного випадку = 0,75)

Значення пробігових викидів для різних груп автомобілів приведені у табл.1.

Таблиця 1 - Значення пробігових викидів (г/км) для різних груп автомобілів [2]

Група транспортних засобів	Шифр групи	Викиди				
		CO	NO_x	*CH*	*Сажа*	SO_2
Легкові авто (вітч.)	1	5,0	1,3	1,1	0,03	0,03
Легкові авто (імпорт)	2	2,0	0,7	0,4	0,02	0,03
Мікроавтобуси	3	12,0	2,0	2,5	0,08	0,06
Автобуси бензинові	4	35,0	5,2	8,5	-	0,04
Автобуси дизельні	5	7,0	6,0	5,0	0,3	0,07
Грузові бензинові	6	60,0	5,2	10,0	-	0,05
Грузові дизельні >12т	7	9,0	7,0	5,5	0,4	0,1
Грузові дизельні <12т	8	12,0	8,0	6,5	0,5	0,12

Викид забруднюючої речовини в зоні перехрестя (г/хв.) при забороняючому сигналі світлофора:

$$M_{Пi} = \frac{R}{40} \sum_{n=1}^{Nц} \sum_{k=1}^{Nгр} m_{ik}^{оч} Q_{max}^{k} \quad , \qquad (2)$$

де R – середня тривалість дії забороняючого сигналу, хв., (включаючи проміжний такт); $N_ц$ – кількість забороняючих тактів сигналу світлофору за 20-хвилинний період часу, од; $N_{гр}$ – кількість груп автомобілів; $m_{ik}^{оч}$ – питомий викид *i*-ої ЗР автомобілями k-ої групи, які знаходяться в «черзі» у забороняючого сигналу світлофору, г/хв.; Q_{max}^{k} – довжина черги автомобілів *k*-ої групи, що знаходяться в черзі в зоні перехрестя наприкінці *n*-го циклу заборонного сигналу світлофора, авт.

Довжина черги в кінці забороняючого сигналу світлофора на підході до перехрестя визначається для кожного напрямку руху за формулою:

$$Q_{max} = \frac{v \cdot R}{3600(1-\frac{v}{s})} \qquad (3)$$

де v - сумарна інтенсивність руху на підході, авт./год; R - середня тривалість дії заборонного сигналу з урахуванням перехідного інтервалу, с; s - величина потоку насичення на смугу - інтенсивність роз'їзду черги транспортних засобів, авт./год.

Кількість забороняючих тактів сигналу світлофора за 20-хвилинний період часу визначають за формулою:

$$N_ц = \frac{1200}{C} \quad , \qquad (4)$$

де C – тривалість світлофорного циклу, с.

Після виконання розрахунків викидів ЗР окремо для рухомого транспортного потоку (M_{Li}) та для транспортного потоку, що знаходиться в зоні регульованого перехрестя ($M_{Пі}$), відповідні значення однойменних речовин підсумовують:

$$M_i = M_{Li} + M_{Пі}, \text{ г/хв.} \quad (5)$$

При цьому необхідно врахувати, що величина M_{Li} розраховується у г/с, а величина $M_{Пі}$ - г/хв.

Для порівняння значень дійсних та нормативних викидів за Євро-4, були розраховані обсяги викидів від легкових автомобілів, мікроавтобусів та середньовантажних транспортних засобів. Нормативи викидів ЗР від автотранспорту (г/км), що рухається автомагістраллю згідно Євро-4, приведені нижче у табл. 2.

Таблиця 2 – Нормативи викидів ЗР від автомобільного транспорту за Євро-4

Категорія транспортного засобу	Забруднююча речовина, г/км		
	CO	NO_x	*CH*
Легкові автомобілі	1,00	0,1	0,08
Мікроавтобуси	1,81	0,13	0,1
Середньовантажні	2,27	0,16	0,11

У результаті проведення експерименту були визначені обсяги викидів ЗР, а саме *CO*, NO_x, *CH*, від транспортних засобів різних категорій у зоні регульованого перехрестя вулиць ак. Глушко та ак. Корольова Київського району міста Одеси 22 лютого 2014 року о 9^{00} та 18^{00} год., які є годинами пік для автотранспорту, що рухається автомагістраллю, та транспортних засобів, що стоять у черзі на підході до перехрестя. Окремо були визначені обсяги викидів ЗР тільки від автомобілів, що рухаються автомагістраллю та порівняні зі значеннями обсягів викидів, що мають спостерігатися при регламентованих нормативах Євро-4.

Натурним шляхом, на вулиці ак. Глушко о 9-ій годині ранку 22 лютого 2014 р. була визначена інтенсивність руху автотранспорту, що дорівнювала 1584 авт/год та розрахована величина потоку насичення, що становила 1788 авт/год. О 18-ій годині інтенсивність руху склала 1884 авт/год. Середня тривалість світлофорного циклу забороняючого сигналу становила 30 секунд, тобто 0,5 хвилини. По отриманим даним були визначені обсяги викидів ЗР у атмосферне повітря від усіх 5 груп автотранспорту (табл. 3).

Після цього були порівняні обсяги викидів ЗР по отриманим значенням інтенсивності руху під час проведення натурних спостережень та розраховані теоретичні обсяги викидів шкідливих речовин від автотранспорту при ідеальному дотриманні регламентованих нормативів Євро-4 для транспортних потоків - легкові автомобілі, мікроавтобуси та середньо вантажний транспорт (табл. 4).

Таблиця 3 – Обсяги викидів ЗР від автотранспорту о 9^{00} та 18^{00} годинах 22.02.2014 р. у зоні перехрестя вулиць ак. Глушко та ак. Корольова

Час спостереження	Забруднююча речовина	M_{Li}, г/с	$M_{Пi}$, г/хв	Сумарне значення, г/хв
9^{00}	*CO*	0,553	14,56	47,746
	NO_x	0,243	7,95	22,555
	CH	0,183	7,16	18,119
18^{00}	*CO*	0,609	14,58	51,12
	NO_x	0,252	7,95	23,07
	CH	0,187	7,16	18,37

Таблиця 4 – Порівняльні значення дійсних викидів ЗР та викидів за нормативами Євро-4, г/хв

Час спостереження	Обсяги викидів дійсні			Обсяги викидів за Євро-4		
	CO	NO_x	*CH*	*CO*	NO_x	*CH*
9^{00}	0,451	0,162	0,115	0,15	0,015	0,012
18^{00}	0,52	0,178	0,126	0,17	0,017	0,014

За результатами розрахунків були отримані значення обсягів шкідливих ЗР (*CO, NO_x* та *CH*), що викидалися в атмосферне повітря автотранспортом, що рухався автомагістраллю, та транспортом, що знаходився у зоні регульованого перехрестя вулиць ак. Глушко та ак. Корольова Київського району міста Одеси у години пік. Вони становили о 9-ій годині: *CO* - 47,75г/хв, NO_x -22,56 г/хв, *CH* -18,12 г/хв та о 18-ій год.: 51,02 г/хв, 23,07 г/хв, 18,37 г/хв відповідно до кожної домішки. У результаті порівняння обсягів дійсних викидів та нормативних для аналогічної інтенсивності руху по 3 групам автомобілів за Євро-4, що рухаються автомагістраллю, ми бачимо, що для домішки СО значення викидів відрізняються у три рази, а для домішок NO_x та *CH* – на порядок. Це дозволяє зробити висновок, що у годину пік на крупному перехресті автомагістралей Одеси викиди значно перевищують нормативні. Без регулювання викидів ЗР від автотранспортних засобів, підвищення якості та повноти згоряння палива у двигунах, оновлення автопарку, покращення покриття доріг та ін. досягти екологічних стандартів Євро-4, які вимагає Євросоюз, неможливо.

Література

1 http://ubr.ua/ukraine-and-world/society/ukrainskii-avtorynok-pereshel-na-standart-evro-4-273552

2 Методика определения выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух от автотранспортных потоков, движущихся по автомагистралям Санкт-Петербурга. НИИ охраны атмосферного воздуха (НИИ Атмосфера) Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору, 2005 г.

3 Павлова Е.И. Экология транспорта: учебник для вузов – М.: Транспорт, 2000 - 248 с.

4 https://www.dieselnet.com/standards/eu/ld.php

ФОРМУВАННЯ СТІЙКИХ АРЕАЛІВ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ НА РЕКРЕАЦІЙНИХ ТЕРИТОРІЯХ УРБОСИСТЕМ

А.М. Свистунова, *Н.Л. Ричак, к г.н., доц.*
Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна, Україна

Вступ. Якість атмосферного повітря у містах, особливо у місцях масового відпочинку містян – рекреаційних територіях, питання надзвичайно важливе, а забезпечення високої якості атмосферного повітря на таких територіях – одна з пріоритетних задач. Відомо, що у великих містах рекреаційні території є найдоступнішою компенсацією за міський дискомфорт, тому дослідження якості приземного шару атмосферного повітря в парках підкреслюють актуальність дослідження. Одним із найдоступніших інструментів для встановлення ступеня забрудненості (чистоти) атмосферного повітря на рекреаційних територіях виступає ліхеноіндикаційний метод [1,2]. Цей метод дослідження, як відомо має низку переваг, серед них відзначимо найвагоміші: цей метод маловартісний, біоіндикаційні дані відображають багаторічний середній стан атмосферного середовища; ліхенофлора міських територій схильна до істотного впливу з боку всього комплексу факторів, який складається в умовах великої урбоекосистеми; обраний метод дає змогу спостерігати за змінами стану атмосферного повітря у просторово-часовому континуумі.

Мета наукової роботи – виявити за допомогою лишайників стійкі ареали забруднення приземного шару атмосферного повітря на рекреаційних територіях урбосистем м. Харків (на прикладі Саду імені Т. Шевченка, ЦПКіВ імені М.Горького, Ботанічного саду ХНУ імені В.Н.Каразіна) та м. Відня (на прикладі Штадт парку).

***Методи дослідження*:** польові – передбачали проведення польових дослідів за існуючими методиками [3], експериментальні – хімічні аналізи лишайників та ґрунтів, що досліджувалися за допомогою атомно-абсорбційної спектрометрії, традиційні методи дослідження: статистичний, картографічний, лабораторно-хімічний.

Фактичні дані щодо стану ліхенофлори (особливо домінуючого виду епіфітного лишайника «*Parmeliya ryskuvata*») урбосистеми м. Харкова та м. Відня були одержані самостійно. У продовж 2009 – 2013 років проведено польові дослідження. Для оцінки частоти зустрічальності та ступеня покриття лишайником деревини було проведено дослідження в Саду імені Т. Шевченка (80 дерев), ЦПКіВ імені М.Горького (50дерев), Ботанічний Сад (Шатилівське джерело) (50дерев), Ботанічний Сад (50дерев), Штадт парк (50 дерев)

Результати дослідження. Для проведення експериментальної частини дослідження були підібрані ділянки на рекреаційних територіях,

певною мірою ідентичні за структурою і рельєфом місцевості, з однаковим рівнем залягання грунтових вод, а також з постійним переважаючим напрямком вітру. Отримані в ході дослідження матеріали чітко показують, що ліхенофлора схильна до істотного впливу з боку всього комплексу чинників, який складається в умовах великої урбоекосистеми. Одним із вагомих чинників, що потужно впливає на формування та функціонування ліхенофлори є автотранспорт. Нами була досліджена інтенсивність руху автотранспорту на автошляхах, що проходять біля територій досліджень. Встановлено, що інтенсивність руху автотранспорту складає: вул. Сумська - 1420 авто/ год., пр. Леніна – 1543 авто/год., Штад парк - 3720 авто/год.

Методом зонування рекреаційної території (метод заснований на вивченні змін структури лишайникових співтовариств і складу ліхенобіоти) встановлено, що на рекреаційних територіях м. Харкова вздовж вулиць з інтенсивним рухом автотранспорту сформувалися стійкі ареали забруднення атмосферного повітря [2].

Розглянемо детальніше: дослідження стану атмосферного повітря на території Саду імені Т. Шевченка показали, що у центральній частині Саду сформувався стійкий ареал чистого і відносно чистого атмосферного повітря; на території Саду вздовж вул. Сумської сформувався ареал забрудненого атмосферного повітря, особливо стійким даний ареал є на ділянках Саду, що розміщені біля перехресть. Першопричинами формування ареалів забруднення є вплив автотранспорту та автомобільні затори, що характерні для перехресть у час пік. Сформований стійкий ареал забруднення атмосферного повітря складає 20% від усієї площі Саду.

Аналіз стану атмосферного повітря на території ЦПКіВ імені М. Горького показує, що утворився стійкий ареал забруднення атмосферного повітря вздовж вул. Сумської. Безпосередньо, на території ЦПКіВ сформувалися стійкі ареали чистого та відносно чистого атмосферного повітря. Насамперед, це пояснюється фітомеліоративними роботами, що проводились у ЦПКіВ останні роки. Стійкий ареал забруднення атмосферного повітря складає 22% від усієї площі ЦПКіВ.

Аналіз стану атмосферного повітря на рекреаційній території Саржиного яру, вказує, що сформований стійкий ареал забруднення атмосферного повітря складає 30% від усієї площі. Отримані результати можна пояснити рельєфом території дослідження, близькістю довгострокових будівельних майданчиків та істотним впливом автотранспорту. На території Ботанічного саду сформувалися стійкі ареали чистого і відносно чистого атмосферного повітря. Це можна пояснити тим, що це науково-дослідницька та культурно-просвітницька територія, на якій проводиться накопичення колекцій флори з метою її вивчення, збереження, культивування й акліматизації. У Ботанічному саду створюються ділянки рідкісних і звичайних рослин, а також місцевої природної рослинності.

Дослідження якості приземного шару атмосферного повітря у Штадт парку показали, що у центральній частині парку сформувався стійкий ареал чистого атмосферного повітря. Вздовж центральних вулиць Йоханесгассе, Ам Хоймаркт, Ам Штадтпарк та ділянок біля перехресть сформувались стійкі ареали відносно чистого атмосферного повітря. Відсоткова частина ареалів чистого атмосферного повітря на території парку по відношенню до усієї площі парку – 76%, а ареал відносно чистого атмосферного повітря – 24%, ареали забруднення атмосферного повітря на території парку – відсутні.

Отже, результати дослідження показали, що на території Штадт парку у м. Відні сформувався стійкий ареал чистого атмосферного повітря, не зважаючи на те, що інтенсивність руху автотранспорту поблизу рекреаційної території у два рази переважає показники інтенсивності руху на автошляхах у м. Харкові.

Висновки. В результаті проведення ліхеноіндикаційної оцінки стану атмосферного повітря встановлено, що використання методу зонування території дозволяє чітко відобразити стан приземного шару повітря та формування ареалів забруднення атмосферного повітря.

У рекреаційних територіях м. Харкова вздовж автошляхів сформувалися стійкі ареали забруднення атмосферного повітря. Значні за площею ареали чистого атмосферного повітря м. Харкові, згідно з отриманими результатами методом зонування території, сформувалися на території Ботанічного саду: відсоткова частка ареалів забрудненого атмосферного повітря складає менше 1%. На території Саржиного Яру сформувався стійкий ареал забрудненого атмосферного повітря, який складає 30% від загальної площі. Територія Штадт парку (Відень, Австрія) визначається як відносно чиста, так як на значній частині парку сформувався стійкий ареал чистого атмосферного повітря. Ареали забрудненого атмосферного повітря на території Штадт парку не сформувалися.

Література

1. Using lichen as bioindicator of air pollution [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://infofile.pcd.go.th/air/31_LichenAcidDep.pdf/
2. Ричак Н.Л., Свистунова А. М. Оцінка якості атмосферного повітря урбосистеми методом ліхеноіндикації (на прикладі Дзержинського району м. Харкова): Вісник ХНУ ім.В.Н. Каразіна // №1070 Випуск 9 - Серія «Екологія» - Х.: Харківський національний університет імені В.Н.Каразіна, 2013. – С. 74-83.
3. Екологія міста Івано-Франківська /[Адаменко О.М., Крижанівський Є.І., Нейко Є.М., Русанов Г.Г., Журавель О.М., Міщенько Л.В., Кольцова Н.І.]. - Івано-Франківськ: «Сіверсія МВ», 2004.- 200с.

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ПОВОДЖЕННЯ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ СКЛАДОВИМИ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

Н.І. Свояк, *к.б.н., доц.*
Черкаський державний технологічний університет, м. Черкаси, Україна

Тверді побутові відходи (ТПВ) є одним з найбільш вагомих факторів забруднення навколишнього середовища і негативного впливу на всі компоненти довкілля. Небезпечні компоненти і складі ТПВ, потрапляючи на сміттєзвалища, негативно впливають на здоров'я населення та довкілля в межах всієї країни. Це, насамперед, пов'язано з надзвичайно великою кількістю утворених в країні ТПВ – більше 25 млрд. т (з них 2% I та II небезпеки), які складуються на значних територіях (більше 160 тис. га) і їх вираженою токсичністю для людей. До небезпечних складових твердих побутових відходів (НСТПВ) I класу небезпеки відносяться відпрацьовані елементи живлення (батарейки, акумулятори), ртутні лампи і термометри, залишки лікарських і косметичних засобів. Щоб зменшити вплив відходів на довкілля та здоров'я людей потрібно запроваджувати новітні методи утилізації НСТПВ. Наприклад, 1 «пальчикова» батарейка забруднює токсичними речовинами 400 $дм^3$ води, або 20 $м^2$ ґрунту, 1 енергозберігаюча лампа містить від 3 до 5 мг ртуті, кожна люмінесцентна лампа містить у своєму балоні пари ртуті у кількості від 1 до 70 мг. Щорічно в Україні на полігони ТПВ потрапляє близько 500 кг ртуті.

Інноваційний досвід у галузі поводження з НСТПВ вперше в Україні запроваджено в м. Черкаси. Дотепер у Черкасах збір НСТПВ проводили лише кілька фірм, які мали необхідну ліцензію. Утім, щоб здати таке сміття, Черкащини мали ще й заплатити з власної кишені. Проте з 02.10.2012 року відділ екології Черкаського МВК централізовано взявся збирати НСТПВ: батарейки, люмінесцентні і енергозберігаючі лампи, акумулятори від телефонів і фотоапаратів. Рішенням Черкаської міської Ради на це виділено кошти з фонду охорони навколишнього природного середовища. Черкаська фірма «Олестас» здійснюватиме безкоштовний прийом батарейок, акумуляторів, люмінесцентних та енергозберігаючих ламп. За угодою з міською владою, вона повинна протягом двох місяців зібрати 96 тис. $м^3$ НСТПВ. Місто ж за таку діяльність цій фірмі сплатить близько 80 тисяч гривень. Нова система безкоштовного збору небезпечних відходів у м. Черкасах передбачає виїзні пункти прийому такого сміття. Департамент житлово-комунального комплексу Черкаського міськвиконкому визначив 24 місця у різних мікрорайонах міста. Туди тричі на тиждень упродовж двох місяців почергово привозитимуть спеціальні контейнери для збору НСТПВ.

Перший виїзд відбувся 29 вересня 2012 року. Збір проводився впродовж двох місяців за графіком із 7-ї ранку до 19.00. Перерва – із 12 до

16.00. У суботу приймали із 10 години ранку до 18.00. Така сама система збору відбулася і восени 2013 р. Для цього виставляли спеціальні контейнери. Контейнери для лампочок обслуговували спеціалісти задля запобігання розбиття, а батарейки і акумулятори населення викидали самостійно. В 2013 р. три контейнери для батарейок і акумуляторів встановили на території служб утримання будинків.

В 2012 р. за два тижні вдалось зібрати 23 $м^3$ НСТПВ – це близько двох вантажівок сміття. В 2013 р. за два тижні вдалось зібрати 27 $м^3$ НСТПВ. Збором НСТПВ займається фірма «Олестас», яка потім відвозить їх на спеціалізований склад у промисловій зоні міста, де сортує. Далі окремо батарейки, окремо лампи направляють на спеціалізовані підприємства для утилізації.

Запровадження такої системи з подальшою переробкою НСТПВ як вторинної сировини дасть змогу місту відмовитися від практики утилізації і захоронення сміття на полігонах. Одними з перших, хто працює у галузі поводження з відходами та допомагає запроваджувати процеси сортування відходів у м. Черкаси, є Відділ екології Департаменту житлово-комунального комплексу МВК, який співпрацює з фірмою «Олестас», що займається збором та подальшим транспортуванням на переробку. Залежно від напрямку та сфери діяльності її клієнтів, з метою досягнення найефективнішого використання вторинних ресурсів, підприємство розробляє індивідуальну стратегію щодо поводження з відходами та шляхи її реалізації. Для міста це означає розробку інноваційних концепцій поводження з відходами, сучасних технологій та широкий спектр послуг. Поєднання компетенції та досвіду, розширення сфер діяльності та якості послуг – це тільки кілька з факторів, що робить дана організація в Україні глобальним представником на ринку поводження з відходами. Підприємства цієї фірми в Україні приймає учать в організації та запровадженні програми «роздільний збір», яка направлена на вилучення та нагромадження цінномістких складових із твердих побутових відходів. Для здійснення цієї роботи надаються на платне та безкоштовне використання металеві євроконтейнери, обладнані спеціальними кришками з замком та дозувальними приймаючими отворами для батарейок, люмінесцентних та енергозберігаючих ламп та інших фракцій вторинних ресурсів, що перешкоджає попаданню до твердих побутових відходів в контейнер іншого непотребу. Компанія розробила спеціальні методичні та інформаційні матеріали для усіх соціальних верств населення. Окремо, для навчальних закладів, розроблена методика та технологія для організації «Роздільного збору». Для нього розроблені спеціальні тарифи; пропонуються різноманітні способи та методи накопичення, вивозу та сортування цінномістких складових.

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

А.М. Селіванова, *О.П. Мітрясова, проф., д.пед.н.*
Чорноморський державний університет ім. П. Могили,
м. Миколаїв, Україна

Екологічна оцінка якості поверхневих вод є базою для встановлення екологічних нормативів якості вод для окремих водних об'єктів та їх частин, груп водних об'єктів та басейнів річок. Вона є також основою для визначення та управління екологічним ризиком антропогенного навантаження на об’єкти довкілля.

Для Миколаївської області досить важливою є проблема забруднення водних ресурсів через скид стічних вод, яку значно ускладнює відсутність мереж централізованого водовідведення та якісної очистки господарсько-побутових і виробничих стоків.

Загальна площа зайнята поверхневими водними об’єктами Миколаївської області становить 150,5 тис. га, що складає 6,1 % від її території. Водні ресурси області дуже обмежені і залежать, головним чином, від притоку з інших регіонів.

Держуправлінням зареєстровано 47 водокористувачів, які здійснюють скид зворотних вод у поверхневі водні об’єкти. Скид промислових вод до поверхневих водних об’єктів області здійснюється підприємствами енергетики та машинобудівної галузі. До зазначених скидів належать теплообмінні та продувочні води, які за якісним складом класифікуються як нормативно чисті без очищення [4].

На основі «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [3], було розроблено повнішу та доступнішу методику, яка включає в себе визначення екологічної оцінки якості поверхневих вод та екологічного ризику для водних об’єктів.

Комплекс показників екологічної класифікації якості поверхневих вод включає загальні і специфічні показники. Загальні показники, до яких належать показники сольового складу і трофо-сапробності вод (еколого-санітарні), характеризують звичайні, властиві водним екосистемам, інгредієнти, концентрація яких може змінюватись під впливом господарської діяльності. Специфічні показники характеризу-ють вміст у воді забруднюючих речовин токсичної і радіаційної дії.

Оцінку якості води та екологічного стану поверхневих вод Миколаївської області (а саме рр. Південний Буг, Інгул, Мертвовід та Синюха) було виконано у період з 1990 по 2012 рр., по яких проводять стаціонарний моніторинг спеціалісти Миколаївського обласного управління водних ресурсів, оскільки вони роблять найбільш повний та ґрунтовний аналіз води.

У дослідженні за основу обрано органолептичні та санітарно-токсикологічні показники якості води, оскільки вони найбільш повно відображають екологічний стан водних ресурсів. Оцінка екологічного стану за

органолептичними властивостями води передбачає оцінку за показником кольоровості, водневим показником та завислими речовинами. Оцінка за санітарно-токсикологічними даними охоплює оцінку за ХСК та $БСК_5$, нітратами (NO^{3-}), загальною жорсткістю, хлоридами, сульфатами, фосфатами, залізом загальним та марганцем [2].

Але оцінка екологічної якості води має значний недолік – вона не враховує максимальні перевищення ГДК забруднюючих речовин, тому доцільно проводити також оцінку екологічного ризику, який враховує вищевикладене.

Ризик для водного об'єкту визначається за формулою (1) [1]:

$$R = -\ln(P), \quad (1)$$

де

$$P = \frac{\sum n_i}{N}, \quad (2)$$

де

$$\sum n_i = \sum \frac{C_i}{ГДК}, \quad (3)$$

де C_i – концентрація і-ої забруднювальної речовини (ЗР), яка перевищує $ГДК_i$ (ЗР, які не перевищують ГДК, у формулу (3) не підставляють); N – загальна кількість ЗР, які аналізують.

Отримані дані свідчать про те, що переважаючим класом якості води є III з категоріями якості 4 та 5, тобто води в більшості річок і водойм Миколаївської області відносяться до «задовільних» та «посередньо задовільних», тобто є слабко та помірно забрудненими.

В цілому, оцінка стану води за показником екологічного ризику збігається з оцінкою екологічної якості. Окремі точки мають II клас якості «добре». Досить часто вода має «незадовільний», IV клас якості (на р. Південний Буг у м. Первомайську, та у межах м. Миколаєва). V клас якості води – «поганий», окремо зустрічається майже по кожному пункту спостережень, що пояснюється перевищенням ГДК в результаті антропогенного впливу на водні об'єкти.

Така ситуація вказує на те, що водні об'єкти на досліджуваній території мають дещо порушені екологічні параметри, їх екологічний стан оцінюється як «екологічний регрес».

Екологічний стан водних ресурсів області найбільше погіршується речовинами, що входять до хімічного трофо-сапробіологічного критерію забруднення, а саме: pH, завислі речовини, кольоровість, ХСК, $БСК_5$, жорсткість загальна; а також до критерію сольового складу: сульфати та хлориди. Забруднення вод компонентами токсичної та радіаційної дії (залізом загальним та марганцем) в середньому помірне.

Отже, головною проблемою Миколаївській області залишається проблема забруднених водних ресурсів через незадовільний стан, а саме зношеність каналізаційних очисних споруд. Це питання можна вирішити, якщо розширити та реконструювати очисні споруди в Миколаєві, Первомайську та Вознесенську; розширити та реконструювати каналізаційну мережу у цих містах; впровадити систему локальних очисних споруд та знезаражувальних станцій, розширити та реконструювати дощову каналізацію в м. Миколаєві;

впровадити системи альтернативного питного водопостачання високоякісної очищеної води із застосуванням сучасних технологій; створити систему фільтруючих лісових насаджень для очищення стоків з територій населених пунктів, промислових об'єктів, ферм, звалищ і полів фільтрації.

Дослідження показало, що водні об’єкти Миколаївської області є непридатними для господарсько-питного водопостачання, їх екологічний стан характеризується порушенням екологічної рівноваги, завдяки перевищенням концентрацій pH, завислих речовин, кольоровості, ХСК, БСК$_5$, жорсткості загальної, сульфатів, хлоридів, заліза загального та марганцю. Все це вимагає від природоохоронних установ і виробничих організацій, які задіяні у галузі господарсько-питного водопостачання, вживання відповідних заходів щодо поліпшення ситуації. Головною метою цих заходів має бути прагнення до зниження концентрацій пріоритетних забруднювачів, перелік яких було встановлено під час розрахунків, а саме – зважених речовин, заліза загального, марганцю, сульфатів та хлоридів. Звичайно, ці заходи будуть не в змозі повністю вирішити проблему нестачі якісної питної води у області, але це буде рішучим кроком вперед, до покращення екологічної ситуації у регіоні.

Для забезпечення збалансованого використання та охорони вод доцільною є розробка комплексних програм моніторингу охорони та використання джерел водопостачання населення і якості питної води в регіоні; провадити маловодні та водозберігаючі технології, нові сучасні засоби обробки і знезаражування води на об’єктах водопостачання; посилити управлінську підтримку зусиль підприємців щодо створення вітчизняного водоочисного обладнання.

Література

1. Алымов В.Т. Техногенный риск: анализ и оценка / В. Т. Алымов, Н. П. Тарасов. – М. : ИКЦ Академкнига, 2005. – 118 с.
2. Звітні дані по стану р. Південний Буг та її приток за 1990–2012 рр. / Управління водних ресурсів в Миколаївській області. – Миколаїв, 2013.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк та ін.] ; за ред. В. Я. Шевчука. – К.: СИМВОЛ–Т, 1998. – 28 с.
4. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Миколаївській області у 2012 році / Управління екології та природних ресурсів Миколаївської обласної державної адміністрації. – Миколаїв, 2013. – 204 с.

ЩОДО ЗАГАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ВПЛИВУ АВТОМОБІЛЬНОЇ ДОРОГИ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

Д.В. Семенюк, *О.І. Лежнева, к.т.н., доц.,*
Харківський національний автомобільно-дорожній університет,
Україна

Результати взаємодії автомобільної дороги з навколишнім середовищем залежать, з одного боку, від інтенсивності руху та характеристик транспортного потоку, характеристик транспортних засобів та, з іншого боку, від розташування та розмірів дороги, від її транспортно-експлуатаційних якостей та від системи експлуатації. Автомобільну дорогу в екологічному аспекті потрібно розглядати не лише як інженерну споруду, а як витягнуте в лінію підприємство, що виконує транспортну роботу, виготовляє продукцію у вигляді транспортних перевезень і яке, як і всі інші підприємства, взаємодіє зі своїм середовищем.

Дане питання завжди було актуальним. Шляховики давно оцінили результати впливу природних умов на проектування, будівництво та експлуатацію автомобільних доріг. Розробляючи заходи щодо охорони земляного полотна від негативних впливів кліматичних, топографічних, геологічних, гідрологічних та інших природних умов, спеціалісти помітили, що і дорога, як важлива частина господарської діяльності людини, в свою чергу, впливає на природні умови та є фактором їх зміни.

Перш за все, автомобільна дорога сприяє ефективному використанню громадського автомобільного транспорту та забезпечує найважливіші внутрішні та міжрайонні зв’язки. Значну роль дорога відіграє при розвитку туризму. В великій кількості країн, особливо з порівняно невеликою територією, автомобільному транспорту належить перше місце серед інших видів транспорту. Це пояснюється наявністю широкої мережі доріг, покрашеною маневреністю та підвищеним комфортом автомобільного транспорту.

Об’їзні дороги та магістралі швидкого руху являються важливим фактором в розвантаженні центрів міст та інших перевантажених транспортом районів, сприяють зниженню в них рівнів шуму та загазованості, поліпшенню умов життя в жилих кварталах.

Всі ці, і можливо, інші позитивні характеристики необхідно приймати до уваги при загальній оцінці впливу автомобільної дороги на навколишнє середовище. Негативні впливи дороги, в залежності від сфери впливу (флора, фауна, повітря, вода, ландшафт та ін.) можна класифікувати таким чином:

- вплив автомобільної дороги на людину заключається, в першу чергу, у тому, що транспортний шум погіршує сон, погіршує професійну діяльність людини, тобто, впливає на фізіологічний та психологічний стан.

Крім цього на стан здоров'я людини негативно впливає забруднення повітря;

- вплив автомобільної дороги на грунт проявляється в забрудненні його з’єднаннями свинця, вуглеводнями, солями та ін. в результаті чого знижується плодючість земель;
- негативний вплив на поверхневі води виражається в забруднені річок та озер стертою гумою, незгорілими вуглеводнями, солями, важкими металами, паливно-мастильними матеріалами та ін.;
- ґрунтові води забруднюються шкідливими речовинами, що потрапляють у грунт в процесі будівництва і експлуатації автомобільних доріг, та призводить до зниження якості питної і господарської води;
- в населених пунктах виявляється «розділяючий» ефект доріг з інтенсивним рухом, що часто викликає у деякої частини пішоходів почуття страху та стан стресу, в першу чергу у дітей.

Проаналізувавши вище наведені дані виникає необхідність розробки системи та методики оцінки як всієї дороги, так і оцінки окремих заходів щодо охорони навколишнього середовища. На рис. наведено алгоритм можливих дій щодо аналізу забруднення навколишнього середовища автотранспортом на міській території.

Рис. – Схема аналізу забруднення автотранспортом на міській території.

Поняття оцінки проекту вміщує в себе розробку та вимірювання всіх інженерних, економічних, соціологічних та екологічних факторів в зрозумілому вигляді. Прийняте рішення повинно бути виконано з точки зору інженерних можливостей, розмірів фінансування, економічних, соціологічних та екологічних вимог.

РЕЦІКЛІНГ І УТИЛІЗАЦІЯ АВТОТРАНСПОРТНИХ ЗАСОБІВ

І.Д. Скібун, О.В. Висторoп
Харківський національний автомобільно-дорожній університет, Україна

Проблема утилізації автотранспортних засобів виникла давно, але в наш час вона загострюється. Світовий парк легкових автомобілів в даний час складає близько 800 млн. од., 40 - 50 млн. з них щорік оновлюються, тобто визнаються такими, що відслужили свій термін, знімаються з реєстрації і, як правило, поступають на утилізацію. Абсолютно безвідходн ою систему утилізації автомобілів назвати важко. Наприклад ФРН при технічному обслуговуванні, ремонті і утилізації автомобілів щорік утворюється ~ 1,2 млн. т що не реалізовуються, тобто що потрапляють на звалище, відходів, а в світі - 15,6 млн. т.

Згідно інформації розміщеною на сайті Кабінету Міністрів. Щорік в Україні продається 4 - 6 мільйонів автомобільних шин, що дозволяє оцінити відходи (зношені шини) приблизно в 180000 тонн в рік. У 2008 і 2009 роках переробляється менше 10 % цієї кількості, не більше 14000 тонн в рік - останнє викидалося. У цьому об'ємі близько 15 % складають шини для легкових автомобілів, 30 % – для середніх вантажних і 20 % – для важких (останні 35 % – транспортні гумотехнічні вироби). За рік в нашій країні викидають, за підрахунками Міністерства екології і природних ресурсів, в бреднем близько 44 тис. т шин, наприклад в 2011 – 43,5 тис. т.

Першочергові завдання по переробці і утилізації автотранспортних відходів це розробка нормативно-правових і методичних документів, регламентуюче створення і функціонування систем управління процесами збору і переробки автотранспортних відходів. Уточнення нормативних термінів служби автотранспортних шин, акумуляторних батарей, інших агрегатів і переробка їх на спеціалізованих підприємствах. Вивчення впливу компонентів шин, масел і експлуатаційних рідин на компоненти природного довкілля. Розробка нових енерго-ресурсозберігаючих і екологічно безпечних технологій виробництва, відновлення і переробки окремих видів автотранспортних відходів.

В країнах ЄС діє міжнародний стандарт ISO 22628: 2002, у відповідності з яким розроблена методика оцінки міри вторинного використання матеріалів автомобілів після закінчення їх експлуатації.

Виробник зобов'язаний надати органам, що надають схвалення, всю необхідну технічну інформацію, що стосується комплектуючих матеріалів і їх відповідних мас з тим, щоб підтвердити правильність розрахунків виробника відповідно до стандарту ISO 22628: 2002. Виробник рекомендує стратегію для забезпечення демонтажу, вторинного використання компонентів, утилізації і переробки матеріалів. Стратегія враховує

перевірені технології, наявні в розпорядженні.

На першому етапі «розділення матеріалів» виробляється сортування матеріалів з яких виготовлений автомобіль (загальна маса автомобіля M_v), на наступні основні види:

- полімери, виключаючи резино-технічні вироби (PTI);
- електронні і електричні компоненти;
- інші матеріали, які включають ті компоненти, які неможливо легко розділити на окремі матеріали.

На другому «етапі підготовки до утилізації» (маса P) в розрахунок включають маси наступних вузли: акумуляторні батареї; масляні фільтри; баки (ємкості, балони) для зрідженого, або для стислого природного газу, каталітичні нейтралізатори, коробка передач, амортизатори, хладоагенти в системі кондиціонування повітря, рідина для омивання скла і фар, рідина в гідравлічній підвісці.

На третьому «етапі демонтажу» (маса D) визначають компоненти, придатні для повторного використання і рециклінг. Критеріями повторного використання компонентів і рециклінг матеріалів є:

- можливість демонтажу (наявність перевіреної технології розбирання);
- можливість забезпечення демонтажу без пошкодження конструкції для яких виготовлений компонент.

Додатковим критерієм того, що компонент може бути повторно використаний, є забезпечення дорожньої і екологічної безпеки при його повторному використанні на транспортному засобі.

На четвертому «етапі відділення металів» (маса $M_м$) враховуються всі чорні і кольорові метали. Всі вони підлягають рециклінгу.

На п'ятому «етапі переробки неметалічних залишків» враховують величину, що представляє собою суму мас неметалевих залишків, які підлягають рециклінгу або утилізовані матеріали для яких існують перевірені технології їх рециклінг.

Відомо, що термореактивні (еластомери) практично не підлягає утилізації. Маса таких матеріалів враховується при розрахунку коефіцієнтів утилізації (Tr) і ре циклізації (Te). У своїх розрахунках ми визначали загальну масу полімерних деталей, як 10 % від спорядженої маси автомобіля. Відомо, що у вітчизняних автомобілях використовуються термореактивні полімери. Кількість термореактивних полімерів і еластомерів складає 52 % від загальної маси пластмас.

Ці дані ми враховували при розрахунку T_r Розрахунок коефіцієнту рециклінг проводили по формулі 1:

$$R_{рец} = \frac{P+D+M_м+T_r}{M_v} \qquad (1)$$

Ступінь утилізації % обчислюють за формулою 2:

$$R_{ут} = \frac{P + D + M_M + T_T + T_e}{M_V}, \quad (2)$$

Ми провели низку досліджень і розрахунків коефіцієнтів утилізації та рециклінг для автомобілів сімейств ВАЗ, ЗАЗ і ІЖ. Результати розрахунків наведені в табл.

Таблиця - Результати розрахунку коефіцієнтів утилізації та рециклінгу автомобілів сімейства ВАЗ, ЗАЗ та ИЖ

Марки	Загальна маса	Ступінь рециклінг, %	Ступінь утилізації, %
ВАЗ 2109	1340	78,3	81,6
ВАЗ 2108	900	77,2	80,1
ЗАЗ 968 М	800	74,5	79,9
ВАЗ 2105	1395	77,2	80,0
ИЖ 21251	1040	73,3	79,5
ВАЗ 2107	970	76,2	80,2
ЗАЗ 11022	727	72,3	75,9
ВАЗ 2106	1035	74,1	79,6

Як видно з таблиці, сімейство автомобілів ВАЗ має великі значення коефіцієнтів рециклінг і утилізації, чим автомобілі сімейства ІЖ і ЗАЗ. Відомо, що директива ЄС/53/2000 вимагає, щоб коефіцієнти рециклінг автомобілів випущених після 2006 року були не менше ніж 80 %, а коефіцієнти утилізації – 85 %. Як видно з розрахунків жоден з автомобілів таких сімейств не відповідає цим вимогам.

Відомо, що в Україні відсутня система утилізації автомобілів по закінченню їх життєвого циклу і немає стратегії утилізації автокомпонентів, яка б була схвалена на державному рівні. На сучасному етапі в Україні держава починає робити кроки для збільшення об'ємів утилізації зношених автомобільних шин. На нашу думку, піроліз зношених шин може стати для України одним з найбільш привабливих засобів утилізації шин тому, що внаслідок піролізу з відходів утворюються речовини, які можливо застосовувати у якості палива. На кафедрі екології нашого університету вже на протязі декількох років проводяться дослідження властивостей рідинних продуктів піролізу шин.

СИСТЕМА ОРГАНІЧНОГО ЗЕМЛЕРОБСТВА ЯК ОСНОВА ОТРИМАННЯ ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТОЇ ПРОДУКЦІЇ

Н.В. Скрит
Рівненський державний гуманітарний університет, Україна

Землеробство - це стародавня і дуже складна сфера людської діяльності, одна з агрономічних наук, яка має свої закони, вивчає ефективні способи обробітку ґрунту, підвищення його родючості, збереження та розширене відтворення.Сучасне землеробство-це комплекс взаємопов'язаних агротехнічних, меліоративних і організаційних заходів, спрямованих на ефективне використання землі, підвищення родючості ґрунту, вирощування високих і сталих врожаїв.Зважаючи на те, що ґрунт є основним засобом виробництва предметом і продуктом праці основою багатства суспільства, в усі часи існувала проблема пов'язана зі збереженням та підвищення родючості ґрунту.

*Актуальність теми*полягає у вивченні питання можливостей впровадження європейського досвіду ведення органічної системи землеробства в сучасних умовах господарювання. Вітчизняні науковці протягом тривалого часу інформують громадськість про негативний вплив традиційної системи землеробства на стан навколишнього середовища та якість сільськогосподарської продукції [1].

*Метою*впровадження органічного сільського господарства в Україні є підтримання інтеграції українських малих та середніх господарств у світову торгівлю шляхом сертифікованого органічного виробництва, та споживання екологічно чистої продукції.

Система землеробства **-** це комплекс агротехнічних, економічний та організаційних заходів, спрямованих на відновлення та підвищення родючості ґрунту, збільшення виробництва сільськогосподарської продукції при мінімальних затратах праці і коштів. За ступенем інтенсивності класичні системи землеробства поділяли на такі системи: примітивні, екстенсивні, перехідні та інтенсивні, та враховували ґрунтово-кліматичні умови (меліоративне, зрошуване, богарне землеробство). Як бачимо система органічного землеробства не була виокремлена тому нами будуть охарактеризовані в основному літературними джерелами та особистими висновками. Особливо необхідно враховувати сучасну систему господарювання в Україні, де об'єкти господарювання належать приватному та фермерському секторі. На жаль державні інституції не управляють у правовому полі підходами до впровадження органічної системи землеробства .

Як бачимо система органічного землеробства не була виокремлена тому нами будуть проаналізовані, в основному, літературні джерела та підведені особисті висновки. Особливо необхідно враховувати сучасну

систему господарювання в Україні, де об'єкти господарювання належать приватному та фермерському секторі. Це призвело до прояву деградаційних процесів ґрунтового покриву, які проявляються в дегуміфікації, декальцинації, підвищенні кислотності ґрунту, розбалансуванню поживного режиму, забруднення території важкими металами та радіонуклідами.

Зважаючи на те що більшість земель знаходиться у приватному та фермерському секторі необхідно зобов'язати суб'єктів господарювання переходити на органічну систему землеробства.Ведення органічного землеробства базується на застосуванні мінімального обробітку ґрунту та відмови від отрутохімікатів і мінеральних добрив. Такий підхід відновлює баланс поживних речовин у ґрунті, нормалізує роботу живих організмів, збільшує вміст гумусу і, як результат, - підвищує урожайність сільськогосподарських культур. Однак перехід на органічне господарювання є тривалим та не гарантує швидкої віддачі.

В Україні цей напрям сільського господарства тільки починає зароджуватися. Найбільш розвинений він у Криму. Загалом органічні овочі, зернові та фрукти сьогодні вирощують на 260 тис. га. Екологічно чиста продукція здебільшого продається на спеціальних полицях у супермаркетах. «Органічних» магазинів в Україні поки що мало, через відсутність органічної системи землеробства.

Природні умови України – ідеальні для вирощування органічної продукції. Наші ґрунти у порівнянні з Західною Європою родючіші, а клімат сприятливіший. Для органічного землеробства найбільш сприятливі полтавські лани, оскільки найменше забруднені.На нашу думку основним завданням держави повинна бути підтримка виробництва та реалізаціїекологічно чистої продукції, вирощеною за органічною системою землеробства. Це дозволить забезпечити зниження захворюваності наслення в цілому та дітей зокрема. Території які використовуються під органічну систему землеробства повинні відноситись до категорії земель придатних земель. За екотоксикологічними та еколого-агрохімічними показниками. До них відноситься забруднення радіонуклідами, рухомими формами важких металів, високотоксичними пестицидами, вміст гумусу, та макро і мікро елементів живлення рослин і кислотність ґрунту.

Література

1. Основи органічного виробництва: навч. посіб. для студ. агр. вищ. навч. закл. / П. О. Стецишин, В. В. Пиндус, В. В. Рекуненко та ін.– [Вид. 2-ге, змін. і доповн.]. – Вінниця: Нова Книга, 2011. – 552 с.

СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ВЕДЕННЯ МИСЛИВСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА У ВІННИЦЬКІЙ ОБЛАСТІ

К.М. Снісаренко, *Г.В. Мудрак, к.г.н.*
Вінницький національний аграрний університет, Україна

Вступ. Проблеми ведення мисливського господарства як в Україні, так і в Вінницькій області багато років залишаються одні й ті ж самі. Це не ефективне проведення обліків мисливських тварин, низькі надходження від ведення мисливського господарства, неукомплектованість єгерської служби, браконьєрство, зростання чисельності хижаків, хвороб мисливських тварин. Тому необхідно визначити його реальний стан та перспективний напрям розвитку.

Результати досліджень. Загальна площа мисливських угідь області становить 2,1 млн. га, які розподілено наступним чином: обласна організація Українського товариства мисливців та рибалок (ТВМР); Вінницьке обласне управління лісового та мисливського господарства (ОУЛМГ); Вінницька гарнізонна рада ВМТ МО Україна; Вінницька лісова науково-дослідна станція; Вінницьке обласне комунальне спеціалізоване лісогосподарське підприємство "Віноблагроліс; ЗАТ "Вінницярибгосп"; приватні підприємства: "Туристичне мисливсько-рибальське підприємство "Дашівське"; "Туристичне мисливсько-рибальське підприємство "Вінницьке"; "Туристичне мисливсько-рибальське підприємство "Фауна"; "Туристичне мисливсько-рибальське підприємство "Вепр"[3].

У користуванні державного підприємства Вінницьке ОУЛМГ надано 260,1 тис. га (або 12,2% площі), ТВМР – 15 тис. га (або 0,7%) і шести приватних господарств –143 тис. га (6,7%). Загальні витрати на ведення мисливського господарства в 2012 р. в області становили 6,97 млн. грн. Кількість зареєстрованих в області мисливців уже склала майже 26000 осіб. Ліміт добування мисливських тварин користувачами мисливських угідь області в 2012 р. було використано на 89% [1].

Зростання антропогенного впливу призвело до скорочення чисельності мисливських тварин, особливо, поголів'я лося. Чисельність основних видів мисливських тварин у 2012-2013 роках залишається стабільною (табл.).

Основними видами мисливських тварин, які мешкають на території області, є: козуля, кабан, олень плямистий, заєць-русак, лисиця, куниця; із пернатої дичини – качки, кулики, лиска, сіра гуска, сіра куріпка.

Згідно матеріалів обліків 2013 р. спостерігається зростання чисельності всіх видів мисливських тварин: зубр – 95; олень благородний – 221; олень плямистий – 682; козуля – 6767; кабан – 2169 голів [3].

Таблиця - Динаміка чисельності основних видів мисливських тварин (голів) у Вінницькій області [3]

Види мисливських тварин	2008	2009	2010	2011	2012
Копитні	349	445	9689	10109	10728
Хутрові	1795	1392	1489	1380	4266
Пернаті	279625	280967	306613	312568	336299

За матеріалами обліків 2013 р. в ДП "Хмільницьке ЛГ" нараховується 95 зубрів. Тварин було завезено в 1979 р. із ДМГ "Цуманське" Волинської області в кількості 6 голів. Пізніше було переселено в інші регіони України 22 особини зубрів.

Впродовж 1997-1998 р.р. у ДП "Дашівське ДЛМГ" завезено із державної резиденції "Залісся" 15 голів оленя благородного. Сьогодні на території області їх нараховується близько 120 голів оленів благородь [3].

Крім того, в області проводиться робота із збільшення видового складу мисливських тварин. В приватне підприємство туристичне мисливсько-рибальське господарство "Вепр" завезено лань європейську та муфлона. Планується завести 12 голів лані європейської в мисливські угіддя ДП "Дашівське ДЛМГ" із Азово-Сиваського національного природного парку Херсонської області.

Проте у 2013 р. фахівцями управління мисливського господарства Держлісагентства України було проведено перевірку ведення мисливського господарства у Вінницькій області. Проаналізувавши показники чисельності копитних мисливських тварин у більшості підприємств області, фахівці констатували, що їх поголів'я в порівнянні з 2011 р. зменшилося на 524 гол. Найбільше зменшилась чисельність козулі – на 474 гол. Спостерігається також спад чисельності зайця – на 3,5 тис. голів [1].

Для ефективного ведення мисливського господарства необхідно виконувати комплекс біотехнічних заходів, вести активну боротьбу з браконьєрством та хижаками. Це обов'язки єгеря, а їх кількість у господарстві повинна відповідати Закону України «Про мисливське господарство та полювання» [5]. Не зважаючи на це, спостерігається недоукомплектованість єгерської служби. На одного єгеря в області припадають значні площі мисливських угідь : УТМР – 9,8 тис. га, Держлісагентство – 5,1 тис. га, інші – 3,8 тис. га [4].

На даний час на держпідприємствах лісового господарства Вінниччини активно розвивається вольєрне господарство. Уже виготовлені і діють вольєри в ДП "Бершадський лісгосп". Активно займаються цією справою лісівники ДП "Дашівське ДЛМГ", "Вінницький лісгосп", "Крижопільський лісгосп", "Могилів-Подільський лісгосп", "Тульчинське ЛМГ", "Гайсинський лісгосп", "Чечельницький лісгосп". На вольєрне розведення тварин не впливають браконьєри та хижаки, які в природних умовах серйозно лімітують чисельність їхніх популяцій, а інколи зводять

нанівець зусилля та роки роботи колективу мисливського господарства. Завдяки вольєрним господарствам за відносно короткий проміжок часу можна примножити кількість дичини в угіддях, прилеглих до вольєрного господарства [2].

Висновки. Проаналізувавши динаміку чисельності мисливських тварин за останні роки, можна стверджувати, що з року в рік користувачі мисливських угідь у звітах у більшості випадків подають майже однакові дані. У природі такого бути не може, а це означає, що облік чисельності дичини проводиться не об'єктивно, а числа підганяються до потрібних користувачу угідь.

«Стабільна» чисельність дає можливість брати «стабільні» ліміти добування, як бачимо, занижені, і навіть вони не виконуються на 100%. Це призводить до економічної неефективності мисливського господарства. Мисливське господарство області має бути потужнішим. Для цього є всі об'єктивні чинники, а головним джерелом надходження коштів для мисливського господарства може бути: 1) надання максимально можливих послуг під час проведення полювання; 2) організація індивідуального полювання з гарантованим результатом або полювання, націленого винятково на добування трофейних тварин; 3) реалізація мисливських тварин іншим користувачам мисливських угідь із метою переселення; 4) подальший розвиток вольєрного господарства[1].

Слід також зазначити, що наявність значних площ угідь відкриває широкі перспективи для інтенсивнішого розведення у межах області таких видів, як олень європейський, кабан дикий, лань і муфлон.

Література

1. Новіков Р. Про стан ведення мисливського господарства користувачами мисливських угідь України / Р. Новіков // Лісовий і мисливський журнал. – 2013. – № 3. – С 24-26.
2. Вовк С. Розвиваємо вольєрне господарство:
3. http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/publish/article?art_id=104082&cat_id=32888 – чинний сайт: доступ з екрана.
4. Доповідь про стан навколишнього природного середовища у Вінницькій області (2012 рік): електронний ресурс /
5. http://www.vineco.ucoz.org/load/st_d/r_d/regionalna_dopovid_pro_stan_dovkillja_oblasti_u_2012_roci/1-1-0-415 – чинний сайт: доступ з екрана.
6. Шадура М. Перспективи мисливства України: електронний ресурс /
7. http://ohotnuk.blogspot.com/2012/01/blog-post_381.html – чинний сайт: доступ з екрана.
8. Закон України «Про мисливське господарство та полювання» від 22.02.2000 р. № 1478-III: електронний ресурс / http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1478-14 – чинний сайт: доступ з екрана.

ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЗЛИВОВО-ТАЛОМУ СТОЦІ ТРАНСПОРТНОЇ УРБОФУНКЦІОНАЛЬНОЇ ПІДСИСТЕМИ БАСЕЙНУ р. ХАРКІВ

К.В. Срібна, *Н.Л. Ричак, к.г.н., доц.*
Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна,Україна

Вступ. Серед наслідків процесів урбанізації - забруднення зливово-талими водами водних об'єктів, - виступає як один з небезпечних та недостатньо досліджених сучасних процесів. Загострилася ця проблема і для водних об'єктів м. Харкова. Гідрохімічні показники якості води річок (Харків, Лопань, Уди) на вході у місто достатньо високі; за містом (нижче за течією) якість значно знижується, а саме: високі показники БСК$_5$, вмісту ніколу, купруму та цинку, сульфатів та азоту амонійного [1]. Зливово-талі води є інтенсивним фактором антропогенного навантаження на природні водні об'єкти. Обумовлено це тим, що при існуючих системах очищення господарсько-побутових і виробничих стічних вод забрудненість водних об'єктів продовжує наростати в основному за рахунок скидання в них поверхневого стоку, оскільки основна кількість поверхневого стоку надходить у водойми без очищення (у тому числі 100% з територій житлових масивів та частково з автомагістралей). Тому дослідження якості зливово-талих вод, що формується на урбанізованій території є актуальною проблемою.

Метою дослідження є визначення вмісту важких металів у зливово-талому стоці, що формується під впливом транспортної урбофункціональної підсистеми басейну р. Харків. До головних завдань віднесені: визначення вмісту важких металів у зливово-талих водах стоку.

Об'єкт дослідження – транспортна урбофункціональна підсистема, що сформована і функціонує у межах басейну р. Харків.

Предмет дослідження - особливості зв'язку між кількісно-якісним вмістом важких металів у зливово-талих водах на території водозбірного басейну р. Харкова.

Методи дослідження. польовий ландшафтно-екологічний, камерально-аналітичний. Особливу увагу приділялось аналізу вмісту важких металів у зливово-талих водах, що формується на автошляхах. Впродовж 2012-2013 рр. для аналізу були самостійно відібрані проби дощів та зливово-талих вод. Хімічний аналіз проб проводився за допомогою методів: атомно-абсорбційної спектрометрії (визначався вміст – купруму, плюмбуму, цинку, хрому, мангану, кадмію, нікелю та кобальту) та колориметричного (загальне залізо). Особлива увагу приділялась дослідженню впливу автотранспорту на якість поверхневого стоку.

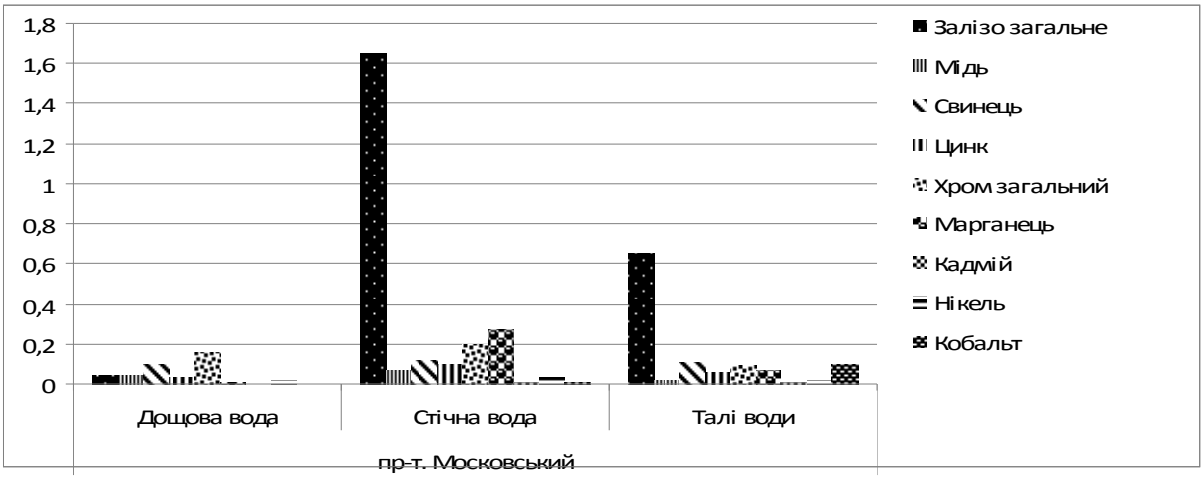


Рис. 1- Вміст важких металів у дощовій, талій та стічній водах, відібраних на території транспортної (пр. Московський) урбофункціональної підсистеми Харкова (2013 р.).

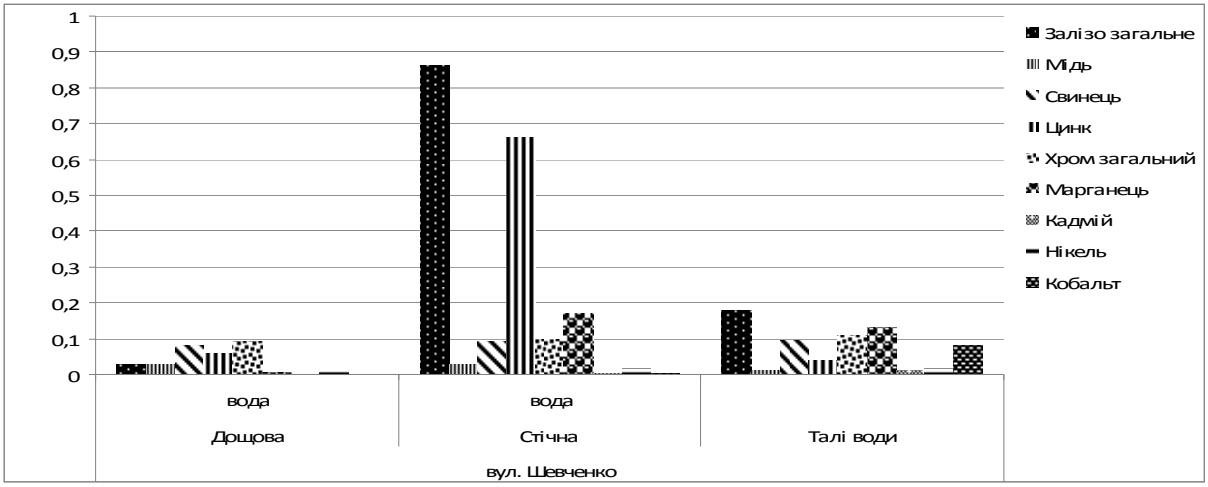


Рис.2 - Вміст важких металів у дощовій, талій та стічній водах, відібраних на території транспортної (вул. Шевченко) урбофункціональної підсистеми Харкова (2013 р.).

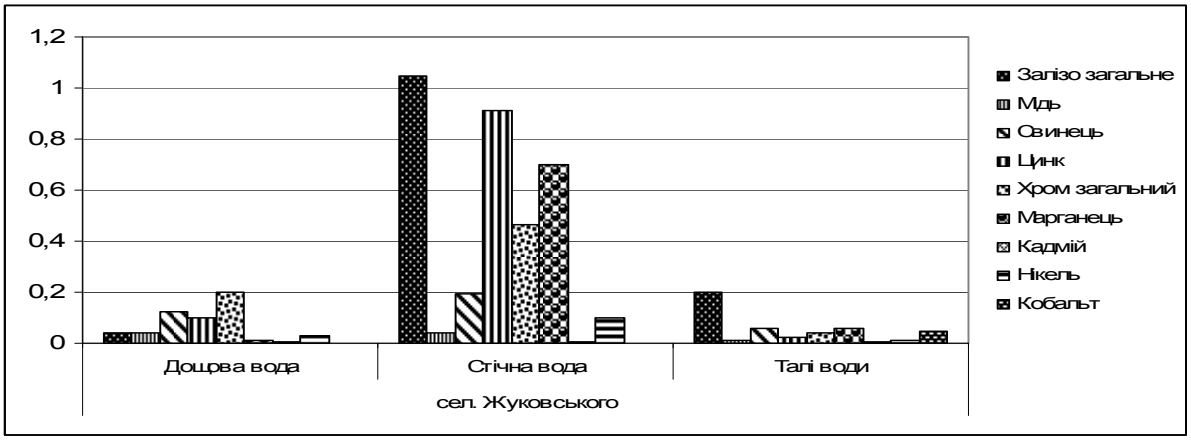


Рис.3 - Вміст важких металів у дощовій, талій та стічній водах, відібраних на території транспортної (сел. Жуковського) урбофункціональної підсистеми Харкова (2013 р.).

Результати дослідження. В межах урболандшафтної басейнової геосистеми Харкова розміщені головні автошляхи регіонального (пр. Московський, вул. Шевченко, вул. Героїв праці) та безпосередньо місцевого (вул. Жилярді, вул. Академіка Павлова та ін.) значень. Нами була розрахована інтенсивність руху автотранспорту для вказаних підсистем [1]. Вибір репрезентативних ділянок дослідження проходив з урахуванням морфологічно-позиційних підсистем басейну р. Харків, розташування домінантних урбофункціональних підсистем та місцерозташування спеціальних лотків та каналів мережі зливової каналізації. Тому були обрані найбільш типові ділянки, що виступатимуть ймовірними джерелами забруднення зливово-талих вод в урбанізованій геосистемі басейну р. Харків: Московський проспект, сел. Жуковського та вул. Шевченко.

Аналіз вмісту важких металів у стічних водах показує достатньо високий їх вміст у пробах води, відібраних з усіх транспортних підсистем (рис.1-3). Для стічних вод особливо характерно високий вміст загального заліза, цинку, мангану, плюмбуму. Для транспортної підсистеми сел. Жуковського найнижчі показники якості за: плюмбумом, цинком, манганом та ніколом. Значення якості води відповідно до сполук цих елементів на інших транспортних підситемах є набагато вищими. Аналіз вмісту важких металів у талих водах (рис.1-3) показує, що їх вміст у 2-3 рази нижчий, ніж у стічних водах. Для усіх транспортних підсистем відмічається високий вміст плюмбуму та кадмію, у порівнянні з їх вмістом у пробах стічних вод. Якість талих вод, відібраних на території транспортної підсистеми пр. Московського досить низька: спостерігається високий вміст кобальту, нікелю та цинку. Низьку якість талих вод пр. Московського, насамперед, можна пояснити інтенсивним рухом автотранспорту та довготривалими заторами у центральній частині міста.

Висновок. Аналіз вмісту важких металів у зливово-талому стоці транспортної урбофункціональної підсистеми басейну р. Харків вказує, що якість стічних вод у рази є нижчою, ніж якість талих вод. У стічній та талій водах спостерігається підвищений вміст загального заліза; у талих водах – спостерігається підвищений вміст плюмбуму та кадмію; у стічних водах – підвищенний вміст цинку, мангану та плюмбуму. Причинами такого явища є затори, незадовільний стан автотранспорту.

Література

1. Срібна К., Ричак Н.Л. Вплив урбосистеми м. Харкова на формування якісних характеристик повеневого стоку (на прикладі водозбірного басейну р. Харків) / Матеріали VII Міжнар. наук.-практ. конф. «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» 16-19 жовтня 2013р. Харків: ХНАДУ, 2013. - С. 190-192.

ДОСЛІДЖЕННЯ ШУМОВОГО РЕЖИМУ ТА РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ ОКИСОМ ВУГЛЕЦЮ НА ТЕРИТОРІЯХ, ПРИЛЕГЛИХ ДО АВТОТРАНСПОРТНИХ МАГІСТРАЛЕЙ

Д.О. Сюрмакова, *В.В. Гільов, ст. викл., М.Ю. Трошин, ст. викл.*
Придніпровська академія будівництва та архітектури
м. Дніпропетровськ, Україна

Одним з шкідливих і небезпечних для людини чинників в умовах сучасного міста виступає транспортна мережа. Транспорт, що рухається по вулицях є джерелом багатьох видів забруднення довкілля (зниження якості життя населення). Шумове забруднення сьогодні є одним з найшкідливіших фізичних чинників сучасного міста. З цієї причини проблема шуму є актуальною і, знайшла відповідне віддзеркалення, у ряді міжнародних конвенцій ООН, ВООЗ, ЮНЕСКО, в Конституції України, ряду законодавчих актів і в цілому в системі будівельних і санітарних норм і правил.

Збільшення особистого і державного автотранспорту привело також до того, що уздовж міських магістральних вулиць створюються коридори загазованості відпрацьованими газами автомобільних потоків. Вихлопні гази автомобілів приводять повітряний простір примагістральних територій (ПМТ) в стан «мікросмогу», що згубно впливає на жителів і особливо дітей. Негативна дія забрудненого середовища ПМТ виявляється не тільки в підвищенні захворюваності людей, погіршенні умов їх життя і скороченні її тривалості, але і в прискореному зносі основних фондів, що піддаються дії забруднень.

Акустична дія - шум є безладними коливаннями складної спектральної структури, часто змішані з періодичними акустичними коливаннями. Інтенсивність і спектральний склад шуму визначають якісні особливості сприйняття його органами слуху людини і ступінь дії на організм в цілому. Шумовими характеристиками потоку автомобільного транспорту на вулицях і дорогах міст та сільських поселень є еквівалентні $L_{A\ екв}$ і максимальні $L_{A\ МАКС}$ кориговані рівні звуку в дБА на відстані 7,5 м від осі найближчої до краю смуги руху транспорту.

Відповідно ГОСТ 12.1.003 – 83 шум класифікується таким чином: за характером спектру: широкосмуговий з безперервним спектром ширше ніж одна октава; тональний, в спектрі якого є виражені дискретні тони; за тимчасовими характеристиками: постійний і непостійний.

Основою нормування шуму є обмеження звукової енергії, що впливає на людину протягом робочої зміни, значеннями, безпечними для його здоров'я і працездатності. Нормування враховує відмінність біологічної небезпеки шуму залежно від спектрального складу і тимчасових характеристик і виробляється відповідно до ГОСТ 12.1.003-83. По

характеру спектру шуми підрозділяються: на широкосмугові з випромінюванням звукової енергії безперервним спектром шириною більше однієї октави; тональні з випромінюванням звукової енергії в окремих тонах.

Нормування здійснюється двома методами: 1) по граничному спектру шуму; 2) по рівню звуку в децибелах "А" (дБА), зміряного при включенні частотної характеристики корегування "А" шумоміра.

Метою роботи є визначення рівня шумового забруднення на вулицях Бабушкінського району м. Дніпропетровськ.

Поставлена мета досягається за допомогою рішення наступних завдань: 1) визначення характеристик транспортних потоків на магістральних вулицях Бабушкінського району м. Дніпропетровськ; 2) оцінка існуючого шумового режиму автотранспортних магістралей; 3) порівняння результатів виявленого забруднення обстежених об'єктів з діючими нормами; 4) розробка попередніх рекомендацій із захисту територій прилеглих до магістральних вулиць від шумового забруднення.

Припустимі значення октавних рівнів звукового тиску, рівнів звуку, еквівалентних і максимальних рівнів звуку проникаючого шуму у приміщеннях житлових будинків, для денного та нічного часу доби, наведено нижче:

Час доби	Рівні звукового тиску, дБ, в октавних смугах середньогеометричних частотх, Гц								$L_{A\ екв}$, дБА	$L_{A\ макс}$, дБА
	63	125	250	500	1000	2000	4000	8000		
з 8 до 22 ч	63	52	45	39	35	32	30	28	40	55
з 22 до 8 ч	55	44	35	29	25	22	20	18	30	45

На даному етапі роботи здійснено вивчення існуючого шумового режиму на основних автотранспортних магістралях Бабушкінського району м. Дніпропетровськ. Вимірювання проводились у 21 точці в місцях найбільшого транспортного навантаження. В усіх розглянутих точках спостерігається перевищення гранично допустимого рівня шуму.

З метою зменшення шкідливого впливу шумового забруднення на здоров'я населення необхідне здійснення різних мір у багатьох сферах діяльності.

В області планування й забудови міст: будівництво спеціалізованих автомобільних доріг переважно для вантажного руху, створення «безавтомобільних зон» із забороною проїзду й стоянок автомашин, створення автодорожніх тунелів, естакад, підземних пішохідних шляхів на ділянках транспортних перетинань із найбільш напруженим рухом, винос автомагістралей із транзитним рухом автомашин за межі житлової забудови населених пунктів та інші.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССА АДСОРБЦИИ МОДИФИЦИРОВАННЫХ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА КАПРОЛАКТАМА НА ПОВЕРХНОСТИ ГЛИНИСТЫХ ЧАСТИЦ

В.В. Тарасов, *Г.И. Тарасова, к.х.н., доц.*
Белгородский государственный технологический университет имени В.Г. Шухова, Российская Федерация

В ранее проведенных исследованиях был разработан способ получения нового модификатора глин на основе отходов производства капролактама – модифицированных кубовых остатков дистилляции капролактама (МКОДК) и установлены оптимальные условия синтеза. Производство модификатора на основе минеральных кислот отличается простотой и не требует дефицитных, дорогостоящих компонентов.

Определены условия модифицирования глин для получения модифицированных глинистых суспензий. При вводе МКОДК в глинистые суспензии в количестве от 0,2 до 1% происходит эффективное разжижение, а при концентрации МКОДК свыше 1% – гидрофобизация поверхности глинистых частиц. Получается модифицированная глина, которая проявляет гидрофобные свойства: глина переходит в соляровое масло после взбалтывания в смеси масло-вода; величина смачивания поверхности глины составляет $-0{,}61 \leq \cos\theta \leq -0{,}57$. Набухаемость глины в смеси толуол (90%) – метанол (10%) выше, чем зарубежного аналога Бентон 18ºС.

В данной работе представлены результаты исследований процесса адсорбции МКОДК на поверхности глинистых частиц. По величине адсорбции можно судить о структурообразовании в суспензиях, диспергации частиц и механизме взаимодействия частиц. В упрощённом виде адсорбция на границе раздела раствор – твёрдое тело может быть вычислена по формуле:

$$A = \frac{(C_1 - C_0)\cdot V}{m}, \qquad (1)$$

где C_o и C_1 – концентрации вещества до и после адсорбции; V – объем раствора; m – масса адсорбента.

Таким образом, при заданном объёме раствора и массе частиц определение адсорбции сводится к определению концентрации. В данном случае концентрацию определяли спектрофотометрическим методом на УФ – спектрометре СФ-46 при длине волны $\lambda = 220$ нм. Экспериментальным путем было установлено, что адсорбционное равновесие устанавливается в течение нескольких минут.

Адсорбцию (МКОДК) по отношению к глинам проводили из водных растворов с различной добавкой модификатора. Результаты исследований

представлены на рис.1. Установлено, что адсорбция модификатора на поверхности частиц глины вызывает изменение их поверхностных свойств, увеличивая органофильность за счет расположения полимерных радикалов (R^+) в сторону дисперсионной среды, а также изменяет характер взаимодействия твердых частиц, т.е. изменяет число и площадь возможных поверхностных контактов. При этом величина адсорбции зависит от строения частиц, как самой глины, так и количества вводимой добавки модификатора. Анализируя эти зависимости, приходим к выводу о том, что лучшие результаты получены для каолин-монтмориллонитовой глины (3), очевидно в данном случае катионы полимерного радикала легче внедряются в межслоевое пространство монтмориллонитовых прослоек, и значительно хуже протекает адсорбция на частицах каолина (1), что связано со строением его кристаллической решетки. Кривые изотермы выходят на плато, характеризующее образование монослоя, при разных количествах добавки. Для каолин – монтмориллонитовой глины эта величина находится в пределах от 0,7 до 1,0% добавки МКОДК, а для каолин-гидросюдистой и каолина – в пределах от 0,6 до 0,8%, свыше 1% добавки происходит полная гидрофобизация поверхности глин, что приводит к расслаиванию водной суспензии, а полученные глины после высушивания приобретают сродство к органическим растворителям. Поэтому для получения устойчивых водных суспензий глин необходимо четно соблюдать пределы добавок модификатора.

Для качественно-косвенной оценки адсорбции модификатора на поверхности глинистых частиц исследовано сорбционное влагопоглощение.

Кинетика сорбционного влагопоглощения образца модифицированной глины в зависимости от количества добавки МКОДК представлена на рис.2. В течение первых 3-х суток наблюдается крутой подъем (область быстрого набора влажности) для всех кривых, что соответствует процессам заполнения поверхности частиц, формирование на ней адсорбционного слоя и в дальнейшем капиллярная конденсация в порах, трещинах, и разломах.

Пологие, близкие к горизонтальным участки адсорбционных кривых свидетельствуют о протекании глубинных процессов проникновения воды в межпакетное пространство кристаллов и химическое ее связывание с соответствующим смещением адсорбционного равновесия. Как видно из рис.2 (кривые 3,4,5) наименьшей гидрофильностью обладают образцы с добавками модификатора в количестве от 0,6 до 1%. Эти данные хорошо согласуются с реологическими показателями и значениями величины смачиваемости поверхности модифицированных глин.

Из рис.1 видно, что значения предельной адсорбции, соответствующее образованию монослоя, достигаются при добавлении 0,6% добавки МКОДК от массы глины. Данные по адсорбции хорошо согласуются с

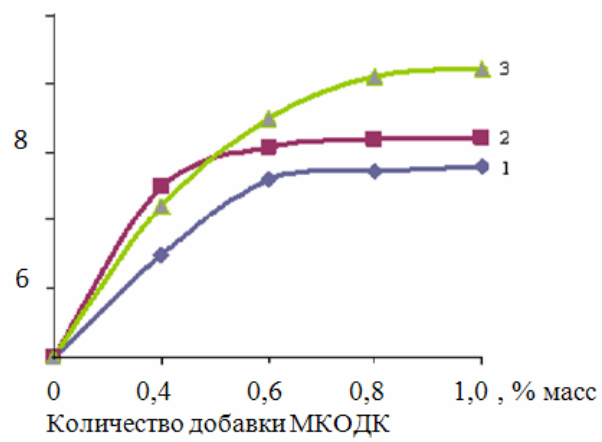


Рис. 1. Изотермы адсорбции модификатора МКОДК на глинах: 1- каолин КАХ-2; 2- каолин-гидрослюдистая; 3- каолин-монтмориллонитовая

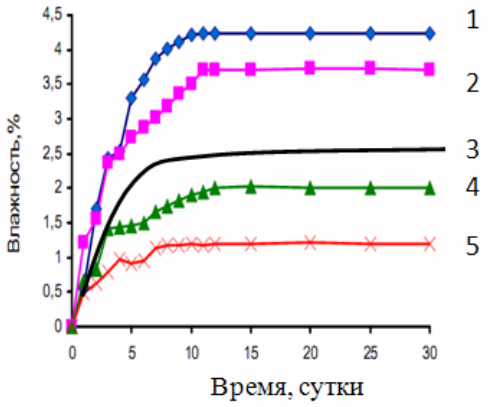


Рис.2. Кинетика сорбционного влагопоглощения образца модифицированной Волоконовской каолин-гидрослюдистой глины: 1- контрольный образец без добавки; 2- с добавкой 0,4%; 3- 0,6%; 4- 0,8 %; 5 - 1% МКОДК соответственно

данными седиментационного анализа, как известно, чем меньше радиус частиц, тем больше площадь поверхности и тем интенсивнее протекает процесс адсорбции.

Кроме того, необходимо отметить, что изотермы адсорбции МКОДК на глинистых минералах при данной концентрации имеют характер мономолекулярной адсорбции. При небольших концентрациях наблюдается линейная зависимость адсорбции от концентрации МКОДК, а с ростом концентрации происходит насыщение поверхности глинистых частиц молекулами адсорбата и кривые выходят на плато. При этом достигается максимальное значение величины адсорбции.

На основании полученных экспериментальных данных можно сделать вывод о том, что молекулы МКОДК в концентрации, не превышающей 1% от массы глины, адсорбируются на поверхности глинистых частиц с образованием монослоя и вытесняют связанную воду в объём, что приводит к разжижению глинистых суспензий. Поэтому МКОДК может с успехом применяться в качестве разжижающей добавки к глине при изготовлении керамических масс при производстве керамического кирпича.

Литература

1. 1.Тарасов, В.В. Керамические массы на основе модифицированных глинистых суспензий/В.В. Тарасов, И.И. Немец//Стекло и керамика.– №2.– 2010.– С.6-8.
2. 2.Тарасов, В.В. Свойства и применение глинистых суспензий модифицированных МКОДК/ В.В. Тарасов, Немец И.И., Г.И. Тарасова// «Вестник БГТУ им. В.Г. Шухова». - 2010. - №2.- С.84-89.

РАЗРАБОТКА СПОСОБА УТИЛИЗАЦИИ ШЛАМА ВОДООЧИСТКИ, СОДЕРЖАЩЕГО ИОНЫ МЕДИ И ЖЕЛЕЗА

В.В. Тарасов, *Г.И. Тарасова, к.х.н., проф.*
Белгородский государственный технологический университет имени В.Г. Шухова, Российская Федерация

В различных отраслях промышленности ежегодно накапливается огромное количество отходов. На их удаление и хранение затрачивается 8 – 10 % стоимости производимой продукции. Использование отходов экономически выгодно, так как исключаются затраты на геологоразведочные работы, на строительство и эксплуатацию карьеров, при производстве строительных материалов уменьшаются затраты на топливо, снижается себестоимость, удельные капиталовложения, уменьшаются площади, занятые под отвалы. Кроме того, использование отходов производств – один из эффективных способов экономии природных материалов, при этом одновременно происходит утилизация побочных продуктов и вносится вклад в охрану окружающей среды.

При работе гальванических производств, металлообрабатывающих предприятий образуются два вида стоков: промышленные сточные воды (СВ) и отработанные гальванические растворы. В этих стоках содержатся чрезвычайно токсичные примеси: ионы тяжелых металлов (*Cu, Cr, Zn, Ni, Cd, Pb, Sn, Be*), цианистые соединения, фенолы и т.д. Часть отработанных гальванических растворов после их регенерации используется повторно. В большинстве же случаев они направляются на очистные сооружения предприятий для обезвреживания вместе с промышленными сточными водами. В процессе очистки СВ цехов защитных и специальных покрытий образуется осадок – шлам, который в виде суспензии чаще всего вывозят на свалки или накопители, загрязняя окружающую среду.

Ежегодно на промплощадках и шламонакопителях накапливаются тысячи тонн шламов гальванических производств, содержащих цветные металлы (*Cr, Cu, Ni, Zn, Fe* и др.). Учитывая особую экологическую опасность воздействия осадков сточных вод, содержащих тяжелые металлы на окружающую среду, их необходимо утилизировать таким образом, что бы происходило обезвреживание тяжелых металлов. Эта задача является актуальной, так как полностью избежать образования таких осадков не удастся и в будущем.

Основными направлениями переработки осадков, содержащих тяжелые металлы, являются использование при получении строительных материалов и дорожных покрытий, связывание инертными веществами или остеклование при высоких температурах, использование в качестве пигментов в лакокрасочном производстве. Но все это не решает проблему утилизации в целом.

Целью работы является разработка способа утилизации осадков сточных вод, полученных в результате реагентно-сорбционной очистки сточных вод от ионов Fe^{3+} и Cu^{+2}.

Объектами исследований явились сточные воды металлообрабатывающих предприятий, которые содержат ионы Fe^{3+} и Cu^{+2}, в количествах превышающих ПДК. При очистке сточных вод реагентно-сорбционным методом с помощью фильтрации в качестве загрузки использовали Вольский песок и термически модифицированную каолин – гидрослюдистую Волоконовскую глину. Термическое модифицирование глины повышает ее пористость, увеличивает самодиспергирование, то есть уменьшает размер частиц, а, следовательно, повышает удельную поверхность и адсорбционные свойства. Механизм очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов можно представить следующим образом.

Для удаления ионов Fe^{3+} и Cu^{2+} из СВ вначале необходимо создать pH при котором образуются осадки гидратов этих металлов по схеме: $Me^{z+} + zOH^{-} = Me(OH)_z$.

Образованные гидратированные катионы металлов адсорбируются на поверхности глины. В данном случае может происходить ионный обмен или химическое взаимодействие между ионами металлов и ионами глинистых частиц, или одновременно тот и другой процессы.

В результате очистки образуется осадок на фильтре, содержащий ионы Fe^{3+} и Cu^{+2}, который мы предлагаем использовать в качестве вспучивающей железосодержащей добавки при производстве керамических пористых материалов (керамзита).

Исходная глина имеет низкую вспучиваемость ($К_{всп}$=1,2), а после ввода корректирующей добавки – шлама водоочистки, коэффициент вспучиваемости увеличивается ($К_{всп.}$= 1,45).

Состав керамических масс представлен в табл.1.

Таблица 1 – Состав керамических масс

№ состава	Глина, %	Осадок сточных вод, содержащий ионы Fe^{3+} и Cu^{+2},%	Вода, % (сверх 100%)
1	95	5	20
2	90	10	20
3	85	15	20

Свойства полученных образцов после обжига в течение 2-х часов при Т=950ºС представлены в табл. 2.

Таблица 2 – Физико-химические свойства образцов (Т = 950ºС)

Индекс состава	Объёмная масса, кг/м^3	Открытая пористость, %	Водопоглощение, %	Предел прочности при сжатии, МПа
1	1900	26,6	12,2	7,5
2	1860	27,5	12,9	7,4
3	1650	27,3	13,1	7,2

Анализируя полученные экспериментальные данные, представленные в табл. 2, приходим к выводу о том, что с увеличением содержания осадка, содержащего ионы Fe^{3+} и Cu^{+2} , прочность изделий падает, уменьшается объемная масса, а водопоглощение остаётся в среднем постоянным.

Проведённые исследования свидетельствуют о том, что осадки сточных вод, содержащие в своем составе ионы Fe^{3+} и Cu^{+2} с успехом можно использовать в качестве вспучивающей добавки в составах керамических смесей в количестве до 10%.

Как следует из табл. 2, полученные образцы керамзита обладают сравнительно высокой прочностью при сжатии, достаточно низкой насыпной плотностью и по качеству соответствуют ГОСТ 9759-88.

Отделочные строительные материалы, полученные с использованием осадков сточных вод в процессе эксплуатации, могут контактировать с агрессивными средами (в виде кислотных дождей). Поэтому качество строительных материалов должно быть таким, чтобы концентрация вредных веществ в экстракте в наиболее экстремальных условиях не превышала ПДК этих веществ в воде. С целью изучения экологической безопасности полученного материала был исследован процесс выщелачивания ионов железа и меди из керамических матриц. Опытные данные свидетельствуют о том, что керамические изделия прочно связывают ионы тяжелых металлов, что исключает их попадание в окружающую среду. Тяжелые металлы в небольших количествах выщелачиваются только при жесткой кислотной обработке и в концентрациях не превышающих ПДК. При утилизации осадков сточных вод в керамзите создается как бы тройное захоронение токсичного материала. Сначала шлам разбавляется глиной, в процессе обжига фиксируется в керамзитовой грануле, и, наконец, керамзитовая гранула при производстве стеновых панелей «захоранивается» в бетоне.

Оценка экологической безопасности разработанного материала показала отсутствие его вредного влияния на окружающую среду. Утилизация осадков сточных вод, содержащих ионы Fe^{3+} и Cu^{+2} в керамических изделиях в полной мере отвечает технологическим и экологическим требованиям.

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ДИНАМІКА ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ВОДИ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Н.Ю. Твардієвич, *М.Є. Даус, к.г.н., доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Малі річки Північно-Західного Причорномор'я, а саме Когильник, Сарата, Алкалія є річками, що протікають на території Молдови та України (Одеська область) та впадають у такі солоні озера, як Сасик, Бурнас, екологічний стан яких, як відомо, критичний та зумовлений антропогенною діяльністю. Ці лимани складають важливі екосистеми та природно-ресурсний потенціал для людства. Також береги лиманів являються місцями гніздування птахів. Система Сасик — Шагани — Алібей — Бурнас отримала статус міжнародних водно-болотних угідь, як місця поселення водоплаваючих птахів і занесена в міжнародний перелік Рамсарської конвенції про охорону водно-болотних угідь. Тому якість води у річках, що впадають у водні об'єкти, відображається на якості води безпосередньо у цих водних об'єктах, які виконують важливі екологічні функції. Також вище перелічені водні об'єкти використовуються в рибогосподарських цілях. Через це проблема зміни якості води у малих річках залишається актуальною.

Мета даного дослідження – прослідкувати динаміку зміни гідрохімічних показників води малих річок Північно Західного Причорномор'я у часі, а також перевірити ступінь однорідності розподілення їх у просторі. Це є важливим питанням, так як гідрохімічна складова води у багатьох випадках визначає її якість та придатність для різних видів водокористування (а саме рибогосподарське) та водоспоживання. Також гідрохімічні показники визначають придатність води як середовища існування для гідробіонтів.

У роботі представлений аналіз гідрохімічного стану малих річок, та перевірка їх статистичної однорідності у межах водозбірних басейнів річок Алкалія, Сарата та Когильник.

При виконанні аналізу гідрохімічних показників вод малих річок Північно-Західного Причорномор'я, а також при перевірці їх однорідності у просторі за методом сумісного аналізу використовувались дані спостережень Одеського обласного управління водного господарства за хімічним складом води на постах річок Алкалія, Сарата та Когильник за період 2004-2012 рр.

Найбільші концентрації характерні для води річки Сарата. Середні значення мінералізації за рік коливаються у межах 3097,72 мг/дм^3 до 7063,91 мг/дм^3. При цьому прослідковується тенденція до збільшення концентрації з плином часу, в той час, як у воді р. Когильник, йде загальна

тенденція до зменшення концентрації за 2004-2011рр. В даних відсутні значення мінералізації у воді річок Алкалія та Сарата за 2012рік. Це пов'язано з тим, що на момент відбору проб, річки знаходились у пересохлому стані. Найменші значення мінералізації води спостерігаються у річці Алкалія. Вони варіюють в інтервалі від 2313,59 мг/дм^3 (2008 рік) до 3485,20 мг/дм^3 (2007 рік).

Найбільші значення гідрокарбонат-іонів спостерігаються у воді річки Когильник і коливаються від 460,55 мг/дм^3 (2012рік) до 628,30 мг/дм^3 (2009 рік). Найменші значення гідрокарбонатів містяться у воді річки Алкалія і змінюються в інтервалі від 250,10 мг/дм^3 (2009 р.) до 329,41 (2004 р.).

При значенні ГДК 100 мг/дм^3 , в жодному з водних об'єктів вода не знаходиться в межах норми за концентрацією сульфат-іонів, вона перевищує нормоване значення у 11 разів (р. Когильник, р. Алкалія) .

Динаміка зміни хлорид - іонів в малих річках Північно-Західного Причорномор'я коливається в межах норми в річці Когильник у 2004 році (279,17 мг/дм^3). За досліджуваний період по всіх річках спостерігається тенденція до збільшення концентрації даних іонів у воді, при тому, що всі значення перевищують норму в 1,3-3,8 разів.

В межах норми концентрація Ca^{2+} знаходиться тільки в річці Когильник за весь дев'ятирічний період дослідження. В інших же річках спостерігається тенденція до збільшення концентрації з 2004 до 2012 року.

Іони магнію у жодній із річок не відповідає значенню ГДК. Слід відмітити, що перевищення доволі значні. Особливо це стосується річки Сарата, де перевищення над значенням ГДК сягають 8 разів (2009 та 2010 рр.).

Визначення $БСК_5$ в поверхневих водах використовується для оцінки вмісту біохімічно окислювальних органічних речовин, умов проживання гідробіонтів, а також показника забрудненості води. $БСК_5$ в річці Когильник відповідає ГДК тільки у 2008 році, В р. Алкалія – в 2009р. Що стосується річок Когильник та Сарата, то тут явно прослідковується тенденція до збільшення значень $БСК_5$. Слід звернути увагу на р. Сарата, так як за досліджуваний період часу, всі значення вищезазначеного показника перевищують норму(у 2010році майже в 14 разів). Перевищення норм ГДК даного показника говорить про значне збільшення органічної речовини у водоймі, а отже і погіршенні органолептичних властивостей води. В ході дослідження хімічного складу води було виявлено, що вода малих річок Північно-Західного Причорномор'я у своєму складі містить речовини, як природного, так і викликаного антропогенною діяльністю походження, при чому такі речовини у більшості випадків перевищують допустимі значення вмісту, що регламентовані нормативними документами. Найбільший вклад у забруднення малих річок Північно-Західного Причорномор'я внесли такі

речовини, як сульфати, хлориди, магній, нітрити. Великий вміст цих речовин може бути пов'язаний з діяльністю КП «Водоканал» у м. Арциз на р. Когильник.

Також у роботі були виконані розрахунки за методом просторового аналізу дисперсій [1], який дозволяє зробити висновок про вибір способу просторового узагальнення гідрохімічних характеристик (мінералізація головні іони, розчинений сухий залишок, розчинений кисень, БСК5, ХСК,залізо, СПАР, зважені речовини, фосфати, нафтопродукти, азот амонійний, азот нітратів, нітрати та нітрити) у межах території водозборів досліджуваних річок.

Згідно з цією методикою [1], для того, щоб об'єднати зазначені водозбори в один район, якому відповідають однорідні статистичні дані і в якому осереднене значення вище перелічених показників по трьох рядах могло б розповсюджуватись на всю територію, по якій протікають дані річки, обов'язкова до виконання вимога $\frac{\sigma^2_{вип}}{\sigma^2_{пов}} * 100\% \geq 70\%$.

Результати розрахунків показують, що застосування районування має місце у трьох випадках, а саме за показниками: залізо (випадкова складова 77%), азот нітратів (випадкова складова складає 81,9%) та нітрати (випадкова складова 89,5%) - табл.

Таблиця - Показники об'єднаної сукупності, з переважаючою випадковою складовою дисперсії

Показники об'єднаної сукупності	Одиниці виміру	Значення осередненої концентрації	$\frac{\sigma^2_{вип}}{\sigma^2_{пов}} * 100\%$	$\frac{\sigma^2_{геогр}}{\sigma^2_{пов}} * 100\%$
Залізо	мг/дм^3	0,09	77,0	23,0
Азот нітратів	мг/дм^3	1,43	81,9	18,1
Нітрати	мг/дм^3	6,17	89,5	10,5

Тобто, це означає, що у межах трьох водозборів, можна приймати осереднені значення для заліза - 0,09 мг/дм^3, для азоту нітратів 1,43 мг/дм^3 і для нітратів 6,17 мг/дм^3. Це дає змогу припускати, що на даній території значення відповідних показників є фоновими, тобто вони не вносяться у навколишнє середовище в результаті антропогенної діяльності.

Що стосується інших показників, аналіз результатів розрахунку показує, що переважає географічна складова, а цей факт не дає змоги об'єднувати задану територію в один статистично однорідний район за кожним з інших гідрохімічних показників.

Література

1. Лобода Н.С. Методи статистичного аналізу у гідрологічних розрахунках і прогнозах. – Одеса, «Екологія», 2010 – 184с.

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ВОРСКЛА ДЛЯ РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ВИКОРИСТАННЯ

В.В. Пилип'юк, **О.Е. Тірон**
Одеський державний екологічний університет, Україна

Актуальність теми обумовлена необхідністю установлення якості води річок Ворскла та Псел для рибогосподарського використання, оскільки у їх середній та нижній течії (Полтавська область) розміщена значна кількість водогосподарських об'єктів [1].

Згідно даним наведеним у гідрохімічному довіднику води річок Псел та Ворскла за загальним екологічним індексом якості відносяться до класу «добрі» і категорії якості «добрі» за їх станом, та до класу «чисті» і категорії якості за ступенем їх чистоти «досить чисті». Згідно з індексом показників токсичної дії води річок Псел та Ворскла відносяться до класу «задовільні» і категорії якості вод за їх станом також «задовільні», і до класу «забруднені» та категорії «слабко забруднені» за ступенем їх чистоти. Наведені оцінки є осередненими у часі (1995-2006 рр.) та по довжині річки.

Метою даної роботи є більш детальне дослідження змін якості вод на основі даних екологічної мережі спостережень.

Річки Псел та Ворскла знаходяться в лісостеповій зоні України. Підземне живлення річок забезпечується водами Дніпровсько-донецького артезіанського басейну. У гідрохімічному складі вод переважають карбонати і гідрокарбонати натрію і магнію. Хімічний тип вод гідрокарбонатно кальцієво-магнієво-натрієвий. Підземні води також належать до цього типу і відрізняються більшим вмістом CO_3^{2-} та Ca^{2+}.

Згідно з еколого-геологічним районуванням розглянуті водозбори відносяться до території з несприятливим екологічним станом та з високим техногенним навантаженням [2].

За типізацією антропогенного впливу на якість і склад річкових вод стік води р. Ворскла нижче м. Полтава та річки Псел нижче м. Суми розглядаються, як господарсько-побутові, які утворилися після проходження урбанізованої території.

Розглянутий регіон є місцем, де знаходяться родовища нафти, газу і заліза. У м. Полтава тверді відходи промислових підприємств складають 121 800 000 т/рік, а сільськогосподарські стоки 108100000 м^3/рік [3].

У роботі досліджені матеріали 9 пунктів екологічної мережі спостережень, розташованих на р. Ворскла, та 15 пунктів – на р. Псел у межах Полтавської області. Період спостережень включає три роки, серед яких 2005 та 2007 рр. відносяться до середніх по водності, а 2006 рік є багатоводним.

Оцінка якості вод виконана за показниками КІЗ (комбінаторний індекс забруднення), ІЗВ (індекс забруднення води) та за методикою гігієни НДІ ім. Ф.Ф. Ерисмана.

За КІЗ води р. Ворскла та Псел характеризуються як води класу якості ІІІ – «брудні» за весь розглянутий період.

Аналіз розподілу ІЗВ по довжині річки Ворскла дозволив встановити, що екологічний стан вод покращується нижче впадіння в р. Ворскла притоки р. Коломак. При цьому клас вод змінюється з ІІІ – «помірно забруднені» до ІІ – «чисті» (2005р.). Найбільше забруднення спостерігається у заплаві р. Ворскла, яка знаходиться у районі скиду очисних споруд ЖКК с. Терешки де екологічний стан вод характеризується, як ІІІ – «помірно забруднений» або IV – «забруднений».

Аналіз розрахованих індексів ІЗВ для р. Псел за 2005р показав, що води цієї річки належать до категорії «чисті» по її довжині від границі з Сумською областю до гирла. Забрудненими є місця скидання стічних вод. Джерелом забруднення є очисні споруди харчової промисловості (ДП «Гадячсир») та Гадяцького ВУЖКГ. У середній за водністю 2007 р. води р. Псел залишаються «чистими», за виключенням водоймища с. Рокитне.

При використанні показників якості води, які визначаються за методикою гігієни НДІ ім. Ф.Ф. Ерисмана, встановлено, що водність року може впливати на органолептичний показник якості. За цим показником у середні за водністю роки переважає «допустимий» рівень забруднення, а у багатоводний 2006 р. – можлива поява «високого» та «надзвичайно високого» рівня забруднення.

За критерієм санітарного режиму у 2005-2007 рр. по довжині р. Ворскла спостерігається «допустимий» рівень забруднення.

За санітарно – токсикологічним критерієм у середні за водністю роки (2005, 2007 рр.) рівень забруднення «допустимий» та «помірний», у багатоводний (2006 р.) – виключно «помірний».

За критерієм органолептичних властивостей (W_{op}) у 2005 р. забруднення р. Псел по всій довжині було «допустимим», за виключенням створів скиду з Кременчуцької ТЕЦ та водоймища с. Рокитне. Основними забруднюючими речовинами є марганець та мідь (50-70 кратне перевищення ГДК по концентрації міді). У 2006 та 2007 роках забруднення по довжині р. Псел класифікувалось як «допустиме».

За критерієм санітарного режиму(W_c) у 2005 році р. Псел була забрудненою фосфатами та нітритами, починаючи з Кременчуцьких очисних та промислових споруд. У 2006 та 2007 роках рівень санітарного режиму був «допустимий».

За критерієм санітарно-токсикологічного режиму(W_{cm}) у 2005 р. забруднення р. Псел було «високим» у створі, де розташована Кременчуцька ТЕЦ та нижче скиду з очисних Кременчуцьких споруд. У

2006 та 2007 роках рівень забруднення, за критерієм санітарно-токсикологічного режиму($W_{ст}$), є «помірним».

Аналіз концентрацій забруднюючих речовин у їх порівнянні із ГДК для рибогосподарського використання дозволив встановити, що основними забруднюючими речовинами є фосфати (10 – кратне перевищення ГДК), залізо, марганець, азот амонійний та сульфати. Найбільший вміст марганцю спостерігається на межі між Сумською та Полтавською областями, тобто вода надходить вже забрудненою. Основним джерелом надходження марганцю у поверхневі води є залізо – марганцеві руди та деякі мінерали, що містять марганець, стічні води марганцевих збагачувальних фабрик, металургійних заводів, підприємств хімічної промисловості, шахтні води тощо. Для річки Псел серед шкідливих речовин виділяється мідь. Особливістю річки Ворскла є перевищення ГДК сульфатів.

По довжині р. Ворскла вміст сульфатів збільшується у напрямі до гирла річки. Забруднення фосфатами та залізом встановлене для районів скиду ЖКК с. Терешки (заплава р. Ворскла) та Супрунівських і Котелевських очисних споруд.

За вмістом розчиненого кисню води річок Псел та Ворскла відносяться до категорії «брудні» та «дуже брудні» по всій довжині річок.

Висновки. Води річок Псел та Ворскла можна визначити як такі, що придатні для успішного розвитку рибного господарства. Ділянки з якістю вод «помірно забруднені» та «забруднені» формуються на річці Псел нижче місця скидів підприємств харчової промисловості Гадяцького району, нижче скиду з Кременчуцької ТЕЦ (с. Щербаки) та нижче скиду з Кременчуцьких очисних споруд, с. Потоки, а також у водоймищі біля с. Рокитне; для р. Ворскла – у районі скиду вод з очисних споруд ЖКК с. Терешки та скиду з Супрунівських очисних споруд Полтавського ВУВКГ.

Література

1. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. – К.: Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
2. Винарчук О.О., Хільчевський В.К. Умови формування хімічного складу води та вивченість гідрохімічного режиму річок лівобережного лісостепу //Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: ВГЛ «Обрії», 2010 – Т.18. – С. 219-229, 260-266.
3. Лобода Н.С., Пилип'юк В.В. Оценка экологического состояния рек Псел и Ворскла в трансграничной зоне «Россия - Украина» // Вісник ОДЕКУ. – Вип.14. – Одеса:ТЕС. – 2012. С. 151-159.

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. ДНЕСТР ЯК ДЖЕРЕЛА ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

К.С. Ткач, *М.Є.Романчук, к.г.н, доц.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

Основним джерелом централізованого водопостачання міст Одеса, Білгород-Дністровський, Іллічівськ, Теплодар, Южне та прилеглих районівє дністровська вода. Якість річкової води залежить від природних факторів та рівня антропогенного навантаження на басейн р. Дністер, в нижній частині якого розташований водозабір. У зв'язку з цим, оцінка якості основного джерела питного водопостачання – р. Дністер має дуже важливе науково-методичне і практичне значення.

Метою роботи є оцінка якості питної води р.Дністер в залежності від її водності відповідно до ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги до якості води і правила вибору» [14] за період 1998-2012 рр.

Оцінка показників водивиконана на основі даних досліджень хіміко-бактеріологічної лабораторією філії «Інфоксводоканал».

Нами була проведена оцінка якостіповерхневих вод– джерел централізованого питного водопостачання за гігієнічними і екологічними критеріями за 15 показниками, які застосовують для оцінювання якості питної води згідно з санітарним законодавством. Гідрохімічні показники оцінювались по 4-х окремих групах (блоках): I група –органолептичні показники; II група –загально-санітарні показники хімічного складу води; IV група - мікробіологічні показники; VII група – 4 пріоритетних токсикологічних показників хімічного складу води (з них: 2 – неорганічних та 2 – органічних компоненти).

Аналізуючи *органолептичні показники* можна зробити висновок, що на протязі всього періоду спостережень запах в воді відсутній, а кольоровість трохи збільшується з 2010 по 2012 рр., але знаходиться у межах 1-ого класу (за виключенням 2011 року, коли забарвленість змінилась на 2 клас).

Основним джерелом забруднення поверхневих вод, яке впливає, безпосередньо, на її забарвлення (кольоровість) є стічні води (особливо неочищені або недостатньо очищені), що утворюються внаслідок використання води у побуті, на промислових підприємствах, тваринницьких та птахівницьких комплексах тощо. Частково забруднення водойм відбувається поверхневим стоком: дощовими, зливовими водами,

водами, що утворюються під час танення снігів. Стічні води та поверхневий стік додають до водойми значну кількість завислих речовин та органічних сполук, внаслідок чого підвищується кольоровість, каламутність, знижується прозорість, збільшується окиснюваність і біохімічнеспоживання кисню (БСК), зменшується кількість розчиненого кисню, підвищуються концентрації азотовмісних речовин та хлоридів.

По*загально-санітарних хімічних показниках* (блок II) спостерігається перевищення значеньазоту амонійного і азоту нітратного над значеннями ГДК з 1998 по 2007 роки. З 2010 по 2012 роки ці речовини мають найменші значення, але клас якості на протязі всього періоду спостережень не змінюється: по азоту амонійному він дорівнює 3, по азоту нітратному – 4. Джерелом азоту у природних водах є розкладені білкові залишки, трупи тварин, сеча, фекалії. Внаслідок процесів самоочищення водойми складні азотовмісні білкові сполуки і сечовина мінералізуються з утворенням амонійних солей, які в подальшому окислюються спочатку до нітритів і кінець кінцем до нітратів.

Перевищення нітратів може пояснюватися: процесами нітрифікації амонійних іонів при участі кисню під дієюнітрифіцируючих бактерій, наявністю атмосферних опадів, які поглинають оксиди азоту, що утворюються приатмосферних електричних розрядах, наявністю промислових і господарсько-побутових стоків.

Концентрації сухого залишку, сульфатів, хлоридів, магнію не перевищують норм ГДК і зменшуються к кінцю періоду спостережень.

Сухий залишок змінюється від 286.8 мг/дм^3 (2012 р.) до 337.7мг/дм^3 (1998 р.), тобто по цьому показнику вода в районі р.Дністер-водозабір відноситься до 1-го класу якості і належить до прісних гіпогалинних вод.

В цілому спостерігається чітка тенденція щодо покращення значеньзагально-санітарних хімічних показників.

Критерієм безпечності води в *епідемічному плані*(*мікробіологічніпоказники)*є відсутність патогенних мікроорганізмів – збудників інфекційних хвороб. Однак дослідження води на наявність патогенних мікроорганізмів — це досить тривалий, складний і трудомісткий процес. Тому оцінку епідемічної безпечності води проводять шляхом непрямої індикації можливої присутності збудника, для чого використовують два непрямих санітарно-мікробіологічних показники – загальне мікробне число (ЗМЧ) і вміст санітарно-показових мікроорганізмів (загальні колі форми).Найгірші середньорічні значення ЗМЧ спостерігались переважно в середині періоду спостереження: 3-й клас у 1998, 2001 та 2004-2007 роках; 4-й клас – у 2002-2003 роках. Значення загальних коліформ у річковій воді протягом 1998-2012 років змінювались від 1457 КУО/дм^3 (2001 р.) до 43275 КУО/дм^3(1999 р.)

Наявність і кількість значень цих показників у воді свідчить про фекальне походження забруднення і про можливе забруднення води

патогенними мікроорганізмами кишкової групи. До VII блоку відносяться *пріоритетні токсикологічні показники*: мідь, цинк, НП та СПАР, які являються найважливіші за шкідливістю і поширенням та потребують першочергової уваги. Підвищення значень токсикологічних показників хімічного складу води над ГДК не спостерігається; за ДСТУ 4808:2007 всі ці речовини належать до 1-го класу.Наявність їх у воді може бути пов'язано з підвищеною кількістю міді в зворотних водах, скидом стічних вод з підприємств, до складу яких входять нафтопродукти, а також не досить, але розвиненим судноплавством, яке теж є причиною появи нафтопродуктів у воді. СПАР у водні об'єкти надходять в значних кількостях з господарсько-побутовими і промисловими стічними водами.

Як вже зазначалося, відповідно до ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги до якості води і правила вибору» критерії якості води розділені на 4 класи: 1 - відмінна, бажана якість; 2 - добра, прийнятна якість; 3 - задовільна, допустима якість; 4 - посередня, обмежено прийнятна, небажана якість.

Таблиця – Характеристика якості води за класами по інтегральному індексу

Рік	Клас	Характеристика якості води
1998	2,07	добра, прийнятна якість
1999	1,93	добра, прийнятна якість
2000	1,93	добра, прийнятна якість
2001	2,07	добра, прийнятна якість
2002	2,14	добра, прийнятна якість
2003	2,83	добра, прийнятна якість,переходячи в задовільну, допустимої якості
2004	2,50	добра, прийнятна якість,переходячи в задовільну, допустимої якості
2005	2,00	добра, прийнятна якість
2006	2,17	добра, прийнятна якість
2007	1,50	відмінна, бажана якість, переходячи в добру, прийнятної якості
2010	1,40	відмінна, бажана якість, переходячи в добру, прийнятної якості
2011	1,37	відмінна, бажана якість, переходячи в добру, прийнятної якості
2012	1,51	відмінна, бажана якість, переходячи в добру, прийнятної якості

Аналізуючи якість води по значеннях інтегрального індексу якості води(табл.) можна зробити висновок, що починаючи з 1998 по 2004 рік спостерігається тенденція погіршення якості, але з 2004 року якість води знов покращується, переходячи з доброї, прийнятної якості на відмінну, бажаної якості, переходячи в добру.

ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИЕ АРОМАТИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ – НАИБОЛЕЕ ОПАСНЫЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ ПОЧВ ПРИДОРОЖНОГО ПРОСТРАНСТВА

Ю.А. Ткаченко, Л.С. Михайлова, *В.А. Юрченко, д.т.н., проф.*
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет
Украина

Нефтепродукты (НП) выбрасываемые автомобильным транспортом в почвы придорожного пространства создают наибольшую экологическую опасность по кратности превышения предельно допустимой концентрации (ПДК). Их эмиссию в придорожное пространство вызывают вытоки масел и топлива на дорожное полотно, адсорбция и конденсация продуктов сгорания топлива, износ дорожного покрытия и шин. Состав НП, эмитированых автодорогами, не однородный: среди них есть фракции с умеренной экологической опасностью (нафтеновые и парафиновые фракции) и чрезвычайно опасные (ароматические соединения). В Украине отсутствуют утвержденные нормативы ПДК НП в почве, существует лишь ссылка на ориентировочно-допустимую концентрацию (ОДК) в «Методике определения ущерба, обусловленного загрязнением и засорением земельных ресурсов в результате нарушения природоохранного законодательства», которая равна 200 мг/кг.

В Беларуси, Германии, Нидерландах установлено раздельное нормирование концентрации НП для земель различного назначения, которое более жесткое, чем в Украине и России.

В Германии разработанные ПДК НП для каждой из федеральных земель в зависимости от пути их воздействия (почва - человек; почва - растение; почва - грунтовые воды и др.). ПДК для наиболее экологически опасных углеводородов - ароматических соединений, разработаны в Беларуси. В России установлена наиболее жесткая среди существующих ПДК для бенз(а)пирена в почве - 0,02 мг/кг.

Цель данной работы – идентификация и определение содержания полиароматических соединений (ПАУ) в почвах придорожного пространства г.Харькова.

Компонентный состав вытяжек нефтепродуктов из почвы придорожного пространства городских автодорог - ул. Пушкинская, пр. Тракторостроителей и загородной дороги М18 Харьков - «Симферополь - Алушта - Ялта» определили методом ГЖХ. В табл.1 представлены особенности соотношения алифатических и ароматических углеводородов в составе нефтепродуктов, содержащихся в исследуемых почвенных образцах.

Из даннях, приведенных в табл. 1, видно, что большую часть углеводородов, входящих в состав нефтепродуктов в почвах придорож-

Таблица 1 - Содержание алифатических и ароматических углеводородов в общей массе нефтепродуктов в почвах придорожного пространства исследуемых дорог

Автодорога	Расстояние от дороги, м	Общее содержание НП, мг/кг	Содержание алканов		Содержание ПАУ	
			мг/кг	в общей массе НП, %	мг/кг	в общей массе НП, %
Пр. Тракторостроителей	1**	268	238	88,8	0,898	0,34
	60**	197	192	97,5	1,683	0,86
Ул. Пушкинская	1*	1185	1057	89,2	7,772	0,66
	15*	312	278	89,1	3,807	1,22
	40*	453	451	99,6	2,043	0,45
	100*	1467	1273	86,8	1,392	0,11
М18 Харьков – «Симферополь - Алушта – Ялта»	1*	0,5	3798	2144	56,5	137,288

*- наветренная сторона дороги; **- подветренная сторона дороги.

Таблица 2 - Концентрация ароматических углеводородов в почвах придорожного пространства исследуемых дорог

Авто-до-рога	Расстояние от дороги, м	Концентрация ароматических углеводородов в почве, мг/кг							
		Нафталин	Аценафтилен	Аценафтен	Фенантрен	Пирен	Флуорантен	Бензо(а)-антрацен	Хризен
Пр. Тракторостроителей	1**	-	-	-	0,616	0,590	0,872	0,176	0,153
	60**	-	-	-	0,393	0,140	0,287	-	0,078
Ул. Пушкинская	1*	-	-	-	2,493	1,427	2,436	0,659	0,757
	15*	-	0,106	0,185	1,763	0,512	0,85	0,188	0,203
	40*	0,109	-	-	1,345	0,183	0,406	-	-
	100*	0,123	-	-	0,667	0,194	0,408	-	-

**, *- то же, что и в табл.1; «-» - углеводороды не идентифицированы.

ного пространства исследуемых дорог, представляют предельные углеводороды (алканы) (56-97%), что подтверждают данные ГЖХ-МС отработавших газов ДВС. Ароматические соединения представлены в незначительных количествах. Наибольшее содержание ПАУ характерно для ближайшего придорожного пространства загородной дороги М18 (дороги без бордюра), что, вероятней всего, обусловлено привнесением в почву придорожного пространства с дорожным стоком части нефтепродуктов, качественно отличающихся от углеводородов, поступающих с выбросами отработавших газов ДВС.

В ходе экспериментальной работы, в исследуемых почвах удалось идентифицировать как условно легкие углеводороды, так и более тяжелые – длинноцепочечные алканы с количеством атомов углерода до C_{37}. Причем, длинноцепочечные предельные углеводороды были обнаружены как вблизи дороги (1 м), так и на отдалении (60, 100 м). Данные полученные при идентификации алканов методом ГЖХ-МС и ГЖХ-ПИД корреспондировались между собой.

В табл. 2 представлены результаты идентификации отдельных полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), входящих в состав нефтепродуктов в почвах придорожного пространства исследуемых автодорог.

Из данных, приведенных в табл. 2, видно, что в почвах придорожного пространства исследуемых дорог идентифицированы ПАУ с количеством атомов углерода в цепи – C_{12}-C_{18}; возможно, что более легкие и более длинноцепочечные ароматические соединения не были выявлены из-за особенностей режима хроматографирования.

Наибольшие концентрации среди идентифицированных ПАУ имели фенантрен ($C_{14}H_{10}$) и флуорантен ($C_{16}H_{10}$) – составляют в среднем 57% и 39% соответственно от общего содержания ароматических соединений в исследуемой почве придорожного пространства.

На основании проведенных исследований можно сделать следующие выводы:

- эксплуатация автомобильной дороги создает интенсивное загрязнение придорожных почв нефтепродуктами, концентрация которых в почве у бровки превышает ОДК;
- наибольшую экологическую опасность создает загрязнение почв придорожного пространства ПАУ - соединениями 1 класса опасности. Установлено, что концентрация этих соединений в почвах придорожного пространства г. Харькова в 2-137 раз превышала ПДК по этим загрязнениям, установленные в Белоруси;
- в почвах придорожного пространства загородных дорог превышение составляло более 1000 ПДК.

ВИЗНАЧЕННЯ РЕКРЕАЦІЙНИХ ОСЕРЕДКІВ ЗА КАРТОГРАФІЧНИМ РАЙОНУВАННЯМ ЛАНДШАФТІВ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ЗА ДОПОМОГОЮ СИСТЕМИ Quantum GIS

Ю.М. Томашпольська, *Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.*
Одеський державний екологічний університет, Україна

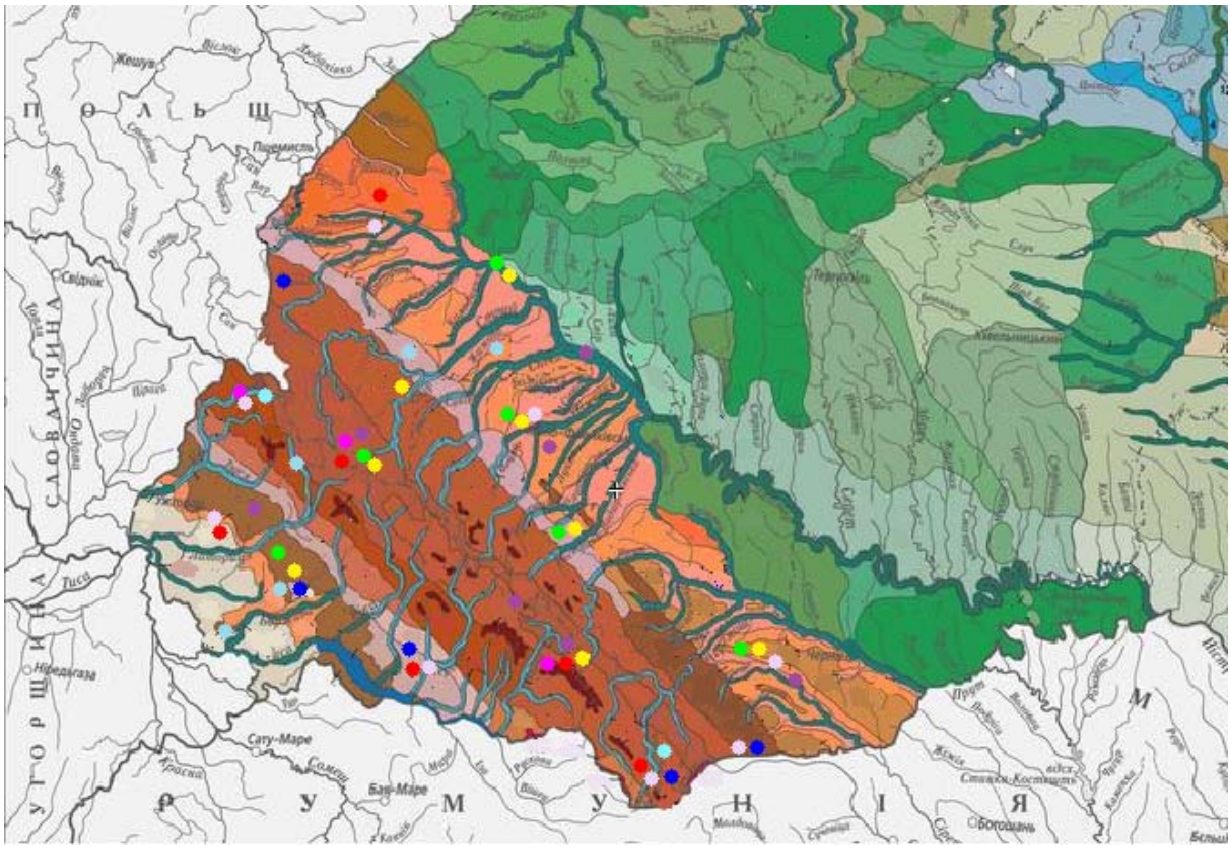
Сьогодні виділення об'єктивно існуючих в природі природних ландшафтних комплексів різного рангу та їх картографічне відображення є найважливішою передумовою для конкретного визначення й обґрунтування шляхів ефективного та раціонального використання всього природно-ресурсного потенціалу території, зокрема рекреаційного.

Основним етапом у визначенні рекреаційних осередків є визначення найбільш сприятливих для певного району видів туризму з огляду на ландшафтні характеристики. У Карпатській гірській країні загалом можна виділити 24 види ландшафтних одиниць на 7 областей. Українські Карпати складаються із власне середньовисотних гір, Передкарпатської височини та Закарпатської низовини.

Генетично ландшафтне різноманіття Українських Карпат представляють ландшафтні яруси: заплавно-нижньотерасовий, середньотерасовий, високотерасовий, горбисто-пасмовий передгірний, пологосхиловий низькогірний, крутосхиловий низькогірний, крутосхиловий середньогірний, полонинський середньогірний, давньольодовиковий високогірний. Панує лісово-лучний тип ландшафту з полонинами.

Провівши аналіз ландшафтних умов Українських Карпат нами було зроблено картографічне відображення їх розподілення за допомогою системи Quantum GIS (рис). Аналізуючи отриману карту та дослідивши доцільність проведення тієї чи іншої діяльності в залежності від типу ландшафту, на карті також були зазначені осередки проведення конкретних видів рекреаційно-туристичної діяльності. В подальшому планується визначення рельно діючих і потенційних осередків рекреаційно-туристичної діяльностів цілому і рекреаційно-туристичне районування.

На даний момент визначення найбільш сприятливих місць для проведення тієї чи іншої діяльності проводилося за наступними критеріями: естетичність ознак пейзажів ландшафту, історико-культурна спадщина території, рівень розвитку інфраструктури, оцінка біологічних ресурсів, екологічні обмеження для розвитку туризму. Ця оцінка носить досить суб’єктивний характер і потребує розрахунків функціональної придатності ландшафтів.



Ландшафти:

- лесові височини, розчленовані, з сірими і темно-сірими опідзоленими грунтами, з грабовими дібровами
- акумулятивно-денудаційні височини, закарстовані, з сірими та темно-сірими опідзоленими грунтами та чорноземами опідзоленими, з острівними буковими лісами
- лесові височини, хвилясті та плоскі, з широкими пологосхиловими річковими долинами, розчленованими ярами балками, врізаними до крейдових відкладів з потужними малогумусними та опідзоленими чорноземами, з острівцями грудових лісів
- високі дністровські тераси, розчленовані долинами, врізаними в палеозойські породи,з сірими і темно-сірими опідзоленими грунтами, з чорноземами глибокими, грабовими дібровами
- ерозійно-денудаційні височини з сірими та темно-сірими опідзоленими грунтами, грабовими і буковими лісами
- заплавні, лучно-лісові, галечникові
- заплавні, лучно-лісові, болотні, застепнені, рівнинні
- хвойно-широколистяне низькогір'я
- лучно-лісові, субальпійські, середньогір'я
- широколистяно-лісові, низькогірні, вулканічні
- широколистяно-лісові (в минулому) міжгірні низовини
- мішанолісові передгірні височинні

-пізнавальний туризм
- мисливський туризм
- лікувально-оздоровчий туризм
-самодіяльний туризм
- спортивний туризм
- екологічний туризм
- сільський туризм
- гірський туризм
- пригодницький туризм

Рис. – Ландшафти та осередки проведення рекреаційно-туристичної діяльності в Українських Карпатах.

З огляду на проведене нами картографування на разі можна виділити наступні рекреаційно-туристичні райони:

1. *Південно-східні, широколистяно-лісові, вулканічні низькогірні ландшафти*, де на сьогоднішній день доцільно розвивати пізнавальний, сільський, спортивний, мисливський, екологічний види туризму. Ландшафти характеризуються мальовничістю пейзажів, легко доступністю, малою освоєністю.

2. *Північно-західні схили з крутими обривистими річними долинами у вигляді каньйонів і ущелин з сірими і темно-сірими опідзоленими ґрунтами, грабовими дібровами*, де розвивається пригодницький, самодіяльний туризм, дуже поширений такий вид спорту як скелелазіння.

3. *Прикарпатський та Закарпатський бальнеологічні осередки з широколистяно-лісовими низовинами і хвойно-широколистяним низькогір'ям,* для яких характерний розвиток лікувально-оздоровчого, пізнавального, спортивного туризму. Даний район володіє потужним бальнеологічним потенціалом.

4. *Центральні, лучно-лісові, субальпійські, середньогірні ландшафти,* де набирає обертів розвиток гірськолижного відпочинку, також потужний потенціал для розвитку пізнавального туризму.

5. *Закарпаття з широколистяно-лісовими (в минулому) міжгірними низовинами,* що потребує розвитку екологічно орієнтованих форм туризму: сільського туризму, пізнавального, екологічного.

6. *Прикарпаття з мішанолісовими передгірними височинними ландшафтами,* що є перспективним районом для розвитку пізнавального туризму, фестивального, сільського, спортивного, мисливського, самодіяльного тощо.

ОЦЕНКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ КОТЕЛЬНОЙ, РАБОТАЮЩЕЙ НА МАЗУТЕ

Р.И. Хайруллина, *Л.И. Ведихина, к.х.н., доц.*
Московский государственный университет путей сообщения,
Казанский филиал МИИТ, г. Казань, Российская Федерация

Основными источниками загрязнения атмосферы являются котельные и теплоэлектростанции, работающие на различных видах топлива. В Республике Татарстан добывается нефть с высоким содержанием серы, и мазут, получаемый из такой нефти, также является высокосернистым, поэтому особый интерес представляют исследования по влиянию качества используемого в котельных мазута на уровень загрязнения атмосферы.

В качестве объекта исследования выбрана котельная пассажирского вагонного депо станции Юдино, работающая на мазуте марки М-100 (по ГОСТ 10585-99). В котельной установлены 3 паровых котла ДКВР-4/13, один резервный, в летний период эксплуатируется один котёл, в зимний - два котла. Годовой расход мазута для котла № 2 -1500 т/год, для котла № 3- 1147 т/год. Расчет выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух котлами № 2 и 3 осуществлялся в соответствии с их режимными картами. Расчет выбросов проводили по программе «Котельные» (Версия 3.3), разработанной фирмой «НПО Интеграл», реализующей Методику [1] для трех режимов (по режимным картам) и для трех типов мазута М-100 (высокосернистого, сернистого, малосернистого). Для примера в табл. 1 приведены полученные результаты расчета максимально-разовых М (г/с) и валовых П (т/год) выбросов для режима с максимальной нагрузкой при использовании высокосернистого мазута.

Таблица 1- Выбросы загрязняющих веществ при сжигании в котельной высокосернистого мазута М-100

Наименование загрязняющего вещества	Котел № 2		Котел № 3	
	М, г/с	П, т/год	М, г/с	П, т/год
Азота диоксид	0,28459	5,11252	0,26855	3,88926
Азота оксид	0,04625	0,8308	0,04364	0,6320
Сажа	0,09906	1,77953	0,09396	1,36075
Серы диоксид	5,72810	102,900	5,43312	78,6842
Углерода оксид	0,420427	7,55259	0,39878	5,7752
Бенз(а)пирен	0,00000068	0,0000122	0,000000836	0,0000121
Пятиокись ванадия (в пересчете на ванадий)	0,00882	0,15832	0,00837	0,1211

Для оценки влияния выбросов загрязняющих веществ в атмосферу от котельной пассажирского вагонного депо Юдино по каждому ингредиенту выбраны контрольные точки: в жилой зоне и на границе нормативной

защитной зоны (НСЗЗ - 100 м). Проведены расчеты рассеивания выбросов загрязняющих веществ в приземном слое атмосферы согласно ОНД-86 по программе "Эколог-3,0", разработанной фирмой «НПО Интеграл», в случае одновременной работы обоих котлов для всех вариантов расчета выбросов (для различных вида мазута и при различных нагрузках котлов).

В табл. 2 приведены полученные значения максимальной приземной концентрации вредных веществ в контрольных точках жилой зоны и НСЗЗ для случае работы котлов на режимах с максимальной нагрузкой.

Таблица 2 - Значения $C_м$ вредных веществ в контрольных точках

Наименование используемого топлива	Загрязняющие вещества		Характеристика к.т.	$C_м$, доли ПДК
	код	наименование		
Высокосернистый мазут	0301	Азот диоксид	жилая зона	0,22
	0301	Азот диоксид	НСЗЗ	0,35
	0330	Сера диоксид	жилая зона	0,76
	0330	Сера диоксид	НСЗЗ	1,20
	6009	Группа суммации	жилая зона	0,98
	6009	Группа суммации	НСЗЗ	1,55
	6018	Группа суммации	жилая зона	0,79
	6018	Группа суммации	НСЗЗ	1,25
Сернистый мазут	0301	Азот диоксид	жилая зона	0,19
	0301	Азот диоксид	НСЗЗ	0,28
	0330	Сера диоксид	жилая зона	0,36
	0330	Сера диоксид	НСЗЗ	0,53
	6009	Группа суммации	жилая зона	0,56
	6009	Группа суммации	НСЗЗ	0,81
	6018	Группа суммации	жилая зона	0,39
	6018	Группа суммации	НСЗЗ	0,56
Малосернистый мазут	0301	Азот диоксид	жилая зона	0,19
	0301	Азот диоксид	НСЗЗ	0,28
	0330	Сера диоксид	жилая зона	0,07
	0330	Сера диоксид	НСЗЗ	0,11
	6009	Группа суммации	жилая зона	0,27
	6009	Группа суммации	НСЗЗ	0,39
	6018	Группа суммации	жилая зона	0,10
	6018	Группа суммации	НСЗЗ	0,14

Анализ данных, представленных в табл. 2., показал, что уровень загрязнения атмосферы выбросами котельной превышает установленные нормативы качества в жилой зоне только в случае использования высокосернистого мазута и имеет место для диоксида серы и веществ групп суммации 6009 и 6018, ее содержащей. Для остальных веществ максимальная приземная концентрация $C_м$ в жилой зоне и на границе НСЗЗ ниже их ПДК. Использование сернистого и малосернистого мазута в котельной не приводит к превышению установленных нормативов качества атмосферного воздуха. Можно рекомендовать осуществлять

закупку для котельной сернистого и малосернистого мазута марки М-100, кроме того, при поступлении новой партии мазута проводить входной контроль содержания серы в нем, что позволит не допустить использование в котельной высокосернистого мазута.

С целью снижения воздействия предприятия на атмосферу возможен перевод котельной на природный газ, при это будет проведена сопутствующая ликвидация мазутохранилищ, мазутопроводов и промежуточных резервуаров. При реконструкции необходимо в имеющихся паровых котлах заменить мазутные горелки на газовые марки ГБЛ 1,9/1,9. Предполагаемый суммарный годовой расход природного газа составит порядка 2575 тыс. м^3. Проведен расчет выбросов загрязняющих веществ котельной при переводе на природный газ по программе "Котельные" (табл. 3).

Таблица 3 - Выбросы загрязняющих веществ, при сжигании природного газа

Наименование загрязняющего вещества	Котел № 2		Котел № 3	
	М, г/с	П, т/год	М, г/с	П, т/год
Азота диоксид	0,05518	1,03465	0,05518	0,55181
Азота оксид	0,00896	0,16813	0,00896	0,08967
Серы диоксид	0,06033	1,1313	0,06033	0,60336
Углерода оксид	0,3580	6,7125	0,3580	3,5800
Бенз(а)пирен	0,000000094	0,00000177	0,000000094	0,00000094

Расчет рассеивания выбросов показал, что для всех веществ проведение детальных расчетов загрязнения атмосферы не требуется, то есть котельная после перевода на природный газ не оказывает никакого влияния на уровень загрязнения атмосферы в районе расположения пассажирского вагонного депо Юдино.

Оценку эффективности природоохранного мероприятия - перевода котельной пассажирского вагонного депо Юдино с мазутного топлива на природный газ осуществляли по величине предотвращенного ущерба ΔП в соответствии с [2]. Предотвращенный экологический ущерб при замене мазута в котельной на природный газ с учетом коэффициента индексации [3] составляет около 1 миллиона 147 тысяч рублей.

Литература

1. Методика определения загрязняющих веществ при сжигании топлива в котлах производительностью менее 30 тонн пара в час или менее 20ГКАЛ в час. М.: «Интервал», 1999, - 53с.
2. Временная методика определения предотвращенного экологического ущерба. Госкомэкология, М., 1999.
3. Федеральный закон от 03.12.2012 № 216-ФЗ «О федеральном бюджете на 2013 год и на плановый период 2014 и 2015 годов».

ЕКОЛОГІЧНЕ ТА ЕКОНОМІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Н.В. Чичикало, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.*
Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна

Організація з питань продовольства та сільського господарства і Конвенція про біологічне різноманіття спільно звернули увагу на те, що біорізноманіття необхідне для «...підтримки найважливіших функцій агроекосистеми…». Зазвичай стійкість пов'язують з біорізноманіттям видів в екосистемі, тобто, чим вище біорізноманіття, чим складніше організація угруповування, чим складніше харчові мережі, тим вище стійкість екосистем. Роль біологічного різноманіття в підтримці функцій екосистем (у першу чергу – їх продуктивності й стійкості) в останні два десятиліття стала однією з центральних тем екології.

Відомо, що біорізноманіття здебільшого залежить від генів, різновидів і екосистем, існує також залежність від інших факторів, що перебувають за межами біології. Для розуміння причин загроз біорізноманіттю і при прийнятті рішень щодо його збереження потрібні знання елементів теорії соціально-економічних і прикладних наук. Зменшення біорізноманіття обумовлюється безліччю причин, найвагомішими серед яких є: 1) втрата середовища існування – це результат втручання людини в середовище існування у всесвітньому масштабі; 2) розповсюдження чужорідного різновиду. Чужорідний вид витісняє аборигенну популяцію з її природного ареалу; 3) незаконне полювання і систематичне рубання лісу для одержання енергії або виробництва деревного вугілля також є причинами втрати біорізноманіття; 4) менш вивченими є випадки «взаємозалежних» ефектів; рзновид, що розвивається сумісно з іншим (наприклад, рослини, що поширюються за допомогою спеціальних комах-запилювачів), буде вимирати, якщо запилювач перебуватиме під загрозою зникнення; 5) забруднення і глобальна зміна навколишнього середовища також загрожують всесвітньому біорізноманіттю; 6) збільшення чисельності населення; 7) збільшення обсягів виробництва і споживання енергії веде до перетворення середовища існування і надмірного використання екосистем.

Економічне зростання може бути причиною деградації навколишнього середовища. Хоча теоретично це залежить від співвідношення природних ресурсів і ступеня ефективності економічної діяльності, на практиці економічне зростання дійсно веде до збільшення використання енергії, ресурсів і деградації біорізноманіття.

Біорізноманіття є основою не лише природних ресурсів, але має особливо цінне еколого-естетичне, природоохоронне, суспільно-корисне значення, яке визначається суспільно-економічними інтересами і відносинами.

Організація з питань продовольства та сільського господарства звертає увагу на три основні «корисні» вигоди, які дає біорізноманіття для сільського господарства, і ці вигоди мають реальні зв'язки з економікою.

Біологічна продуктивність. Дає можливість с-г культурам та домашній худобі більш ефективно використовувати доступні ресурси – це через реалізацію біологічної взаємодії.

Адаптація. Агроекосистеми, які мають більш високе біорізноманіття краще відновлюються після природного чи антропогенного впливу. Якщо система має багато видів, які виконують схожі функції, тоді менш імовірно, що ці функції поступово будуть втрачатися. В цьому випадку, біорізноманіття слугує засобом страхування для фермерів, коли існує певна невизначеність.

Здоров'я агроекосистеми. Агроекосистеми забезпечують людину найбільш необхідними видами «послуг». Одними з основних є їжа, поживні елементи, чисте повітря, вода, які існують дякуючи біологічним компонентам. Зменшення обсягів цих послуг або зовсім зникнення цих послуг може бути результатом зменшенням біологічного різноманіття. Вилучення одного виду з екосистеми можливо не матиме ніякого значення, але після цього зміниться взаємодії між різними видами, які можуть викликати значні зміни в системі.

Існування та виживання людства безпосередньо залежить від здоров'я екосистеми. На його найпростішому рівні, екологічний стан визначається рясністю і розмаїтістю видів. На більш глибокому рівні – генетичною розмаїтістю, що сприяє динаміці населення різновидів і забезпечує виживання популяцій, їхньої чисельності й взаємозалежності. Біорізноманіття впливає на такі фундаментальні екологічні процеси, як кругообіг вуглецю, атмосферний і енергетичний обміни.

Економічні вигоди. Біорізноманіття, за даними агенції з міжнародного розвитку США, приносить не менше 16 трильйонів гривень, що складає 11% світового валового національного прибутку. З цього можна зробити висновок, що втрата біорізноманіття може призвести до значних економічних втрат.

Біорізноманіття має дуже важливу екологічну та економічну цінність. Адже деякі види мають великий потенціал щодо забезпечення суспільства вигодами в майбутньому. Економіка кожної країни безпосередньо залежить від здорового навколишнього середовища. Тому охорона середовища, яке нас оточує повинно бути пріоритетною функцією.

ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ РЕКРЕАЦІЙНОЇ ГАЛУЗІ СУМСЬКОГО РЕГІОНУ

С.О. Шаповал, *О.В. Малєй, ст. викл.*
Харківський національний автомобільно-дорожній університет
м. Харків, Україна

Вплив рекреації на розвиток різноманітних галузей матеріального виробництва й сфери послуг постійно зростає. Значення рекреації особливо підвищується у зв'язку з негативними наслідками науково-технічного прогресу, погіршенням природного середовища й урбанізацією. Рекреаційна діяльність є неможливою без туристсько-рекреаційних ресурсів, до яких належать об'єкти, процеси та явища природного й антропогенного походження, які використовуються для рекреації і туризму.

Сумська область має досить високий, однак майже не використаний природно-рекреаційний потенціал. Мальовничий рівнинний ландшафт з масивами лісів, ріки та озера з чистою водою, багата флора та фауна, цікава етнографія, численні зразки мистецького поєднання природи та архітектури, спортивні традиції населення створюють передумови для різних видів відпочинку, оздоровлення та туризму. Основою успішного розвитку туристського бізнесу є рекреаційно-туристські ресурси, які являють собою сукупність об'єктів та явищ природного, природно-антропогенного, соціального походження, що використовуються для туризму, лікування, оздоровлення та впливають на територіальну організацію рекреаційної діяльності, формування рекреаційних районів і центрів, їх спеціалізацію й економічну ефективність [1].

Частка природно-рекреаційних ресурсів (ПРР) Сумщини в інтегральному природно-рекреаційному потенціалі України складає від 5 до 10 відсотків [2]. Це говорить про те що Сумська область в умовах державної стратегії розвитку має всі досить високі можливості для розвитку й використання рекреаційних ресурсів.

Питанням рекреаційних ресурсів присвячено праці таких вчених як Руденко В., Трофимчик О., Вєдєнін Ю., Мухіна Л., Герасимов І., Мінц А., Мироненко Н. та інших.

ПРР Сумщини добре висвітлено у працях Панкової Є.В. «Туристичне краєзнавство» та Бейдик О.О. [3] «Рекреаційно-туристські ресурси України: методологія та методика аналізу, термінологія, районування».

Історико-культурний потенціал описано такими авторами як Андрієнко Т.Л. [4] «Заповідні скарби Сумщини», В. Баранкіним [5] «В путешествие по Сумщине: Сумы, Ахтырка, Глухов, Конотоп, Кролевец, Путивль, Ромны, Шостка».

Метою даного дослідження є всебічне дослідження ПРР Сумщини.

Необхідною умовою розвитку рекреації є наявність рекреаційного потенціалу, який може оцінюватися в різних масштабах: на рівні світу, країни, району і т. д. Рекреаційний потенціал – сукупність природних, культурно-історичних і соціально-економічних передумов організації рекреаційної діяльності на певній території.

Важливою складовою частиною рекреаційного потенціалу є рекреаційні ресурси під якими розуміють об'єкти і явища природного і антропогенного походження, які використовуються для оздоровлення, відпочинку і туризму.

Розрізняють рекреаційні ресурси природні (природно-територіальні комплекси, їх компоненти і окремі властивості) і культурно-історичні (наприклад, пам'ятки історії, архітектури, археології, мистецтва тощо). Вони є основою для формування рекреаційного продукту.

Сумська область розташована на північному сході України. На півночі і північному сході область межує з Брянською, Курською і Бєлгородською областями Російської Федерації, на сході - з Харківською, на півдні - з Полтавською, на заході - з Чернігівською областями України [6]. Площа області - 23,8 тис. кв. км. (близько 4% території України).

Сумська область розташована в межах двох природних зон - лісостепової та поліської. Клімат області помірно континентальний, з теплим літом і помірно холодною зимою.

За характером рельєфу на території області виділяють дві частини: 1) рівнинне плато сходу і північного сходу і 2) річкові долини центра, заходу і південного заходу. Ліси займають 444,9 тис. га, або 19% загальної площі області, переважно хвойні та твердолистяні насадження. Щорічно в області створюється близько 1700 га лісових культур. Площа наданих у користування мисливських угідь становить 2052,3 тис. га. З них 83% (1704,8 тис. га) знаходиться в користуванні обласного Українського товариства мисливців та рибалок.

Тваринний світ Сумщини досить різноманітний. Науковцями визначено понад 370 видів хребетних, 60 з яких - ссавці, 260 видів птахів, 7 видів плазунів, 11 видів земноводних, 38 видів риб. Представники мисливської фауни налічують 23 види. Станом на 01.01.2007 р. в області створено 223 заповідні території і об'єкти загальною площею 158627,08 га, що становить 6,6% від території області. На них охороняються популяції понад 60 видів рослин і 90 видів тварин, занесених до Червоної Книги України, а також велика кількість видів, занесених до Списку рідкісних видів тварин і рослин області, й численні рослинні угруповання, занесені до Зеленої книги України.

Отже, фізико-географічна характеристика Сумської області свідчить про те, що область має дуже великий природно-рекреаційний потенціал.

Висока лісистість і мальовничість ландшафтів Сумщини, наявність унікальних ділянок незайманої природи сприяли створенню тут природно-

заповідних територій: Деснянсько-Старогутського національного природного парку (Середино-Будський район), заказника загально-державного значення Великий Бір (Шосткинський район), Прудищанського регіонального ландшафтного парку (Ямпільський район), багатьох інших природних заповідних об'єктів.

Багатовікова історія Сумщини відбилася в численних пам'ятках матеріальної та духовної культури. Найдавніші міста Сумщини - Путивль, Глухів, Ромни - мають тисячолітню історію. Ці три міста Сумщини включені до списку важливих історичних міст України і входять до Національної системи туристичних маршрутів «Намисто Славутича».

Багатовікова історія Сумщини відбилася в численних пам'ятках матеріальної та духовної культури. Сумщина має унікальну історико - культурну спадщину - майже 1,5 тис. пам'яток історії, 780 археології, 102 пам'ятники монументального мистецтва та 373 пам'ятки архітектури.

Сприятливі кліматичні умови, мальовничість ландшафтів, чиста вода поліських річок та озер, багаті рослинні та рибні ресурси є важливою природною передумовою подальшого розвитку рекреаційного господарства північних районів Сумщини. Природно-заповідний фонд Сумщини є одним із найбагатших і най унікальніших в Україні. Розвиток рекреаційного господарства регіону має певний вплив на рівень його економічного розвитку в цілому і може вирішити певні соціально-економічні проблеми. Тому вивчення природно-рекреаційного потенціалу Сумської області, позитивна оцінка її придатності для розвитку туристичної діяльності, сприятиме приверненню уваги туристично-екскурсійних організацій до цього регіону.

Література

1. Бейдик О.О. Рекреаційні ресурси України: навч. посіб. / О.О. Бейдик. - К.: Альтерпрес, 2009. - 400 с.
2. Руденко В. П., Трофимчук О. М. Український природно-ресурсний потенціал: Серія оцінкових картосхем: Ч.2-К.: УІНС, 2000. - 186 с.
3. Бейдик 0. 0. Рекреаційно-туристські ресурси України: методологія та методика аналізу, термінологія, районування. - К.: Київський університет, 2001. - 395 с.
4. Андрієнко Т.Л. Заповідні скарби Сумщини. - Суми: Джерело, 2001. - 208 с.
5. В путешествие по Сумщине: Сумы, Ахтырка, Глухов, Конотоп, Кролевец, Путивль, Ромны, Шостка: Путеводитель / Подгот. В. Баранкин и др. 2-е изд., доп. и испр. - Харьков: Прапор, 1984. - 237 с.
6. Атлас Сумської області. За ред. Л.М. Векліч. - Київ: Картографія, 1994.

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ^{137}CS РОСЛИНАМИ ПІДЛІСКУ В ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

І.С. Шибецька, *З.М. Шелест к.б.н.,доц.*
Житомирський державний технологічний університет,
Україна

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до значного радіоактивного забруднення територій України та сусідніх держав, а також вплинула на радіаційну ситуацію багатьох країн світу.

Питання радіоактивного забруднення деревної та недеревної продукції лісу вивчені досить ґрунтовно в дослідженнях, проведених під керівництвом В. П. Краснова (1998, 2004), Ф. О. Тихомірова (1990), О. І. Щеглова (1994), І. М. Булавіка (1998), О. О. Орлова (2011), А. Н. Переволоцького (2006) та інших. Але, у зв'язку зі значним впливом лісорослинних, ґрунтових та кліматичних умов на накопичення рослинами окремих видів ^{137}Cs, ці питання не втратили своєї актуальності.

Для визначення особливостей накопичення ^{137}Cs у фітомасі підліску в лісових масивах Олевського району Житомирської області було обрано дві дослідні ділянки. При виборі місця проведення досліджень були враховані найбільш типові для Полісся лісорослинні умови. На першій ділянці переважили субори і властиві їм рослинні угруповання, з середнім значенням величини щільності радіоактивного забруднення грунту - 29 ± 8 кБк/м². На другій дослідній ділянці переважали сугруди і властиві їм рослинні угруповання, з середнім значенням величини щільності радіоактивного забруднення грунту – 55 ± 17 кБк/м².

Результати досліджень питомої активності ^{137}Cs в фітомасі малини та ожини несійської протягом року наведено в табл.1, розрахункові значення коефіцієнтів накопичення зазначені в табл. 2.

Порівняння середніх значень питомої активності та коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs вказує на те, що в більш багатих умовах сугрудів міграція радіонукліду з грунту до фітомаси рослин зменшується. Питома активність ^{137}Cs в фітомасі ожини на перший дослідній ділянці перевищувала таку у рослин на другій дослідній ділянці на 20 %, а у малини – на 29 %. При збільшенні трофності грунту коефіцієнт накопичення у ожини зменшується на 28 %. У малини вплив вмісту поживних речовин на міграцію радіонукліду з грунту в рослину виявився ще вищим, різниця у величині коефіцієнту накопичення в залежності від типу місцезростання складала 57 %. В лісах свіжих та вологих суборових типів величина коефіцієнту накопичення малини перевищує таку у ожини на 20 %.

Таблиця 1 - Динаміка питомої активності ^{137}Cs в фітомасі рослин чагарникового ярусу

Місяць	Питома активність ^{137}Cs, Бк/кг							
	Свіжі та вологі субори				Свіжі та вологі сугрудки			
	N	Ожина	N	Малина	N	Ожина	N	Малина
Лютий	4	228 ±17	4	1204±254	2	591±10	4	348±88
Березень					4	303±53	4	256±50
Квітень	4	247±19	4	333±65				
Травень					4	205±32	4	534±135
Червень	4	388±35	4	402±42				
Липень					4	253±26	4	535±49
Серпень					4	423±36	4	450±49
Вересень	5	349±63	3	483±83	4	487±50	5	384±51
Жовтень	5	532±62	5	231±10	3	246±7	4	350±14
Листопад								
Грудень					5	59±4	5	152±5
Середнє	**22**	**357±22**	**20**	**518±54**	**30**	**286±13**	**34**	**370±23**

Таблиця 2 - Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs в фітомасі рослин чагарникового ярусу,(Бк/кг фітомаси / Бк/кг грунту)

Місяць	Свіжі та вологі субори		Свіжі та вологи сугруди	
	Ожина	Малина	Ожина	Малина
Лютий	0,65±0,25	3,48±0,59	0,71±0,01	0,63±0,23
Березень			0,57±0,12	0,57±0,15
Квітень	0,84±0,07	0,79±0,15		
Травень			1,03±0,23	1,11±0,28
Червень	1,01±0,13	1,13±0,33		
Липень			2,90±0,59	0,83±0,17
Серпень			0,86±0,18	0,82±0,17
Вересень	1,50±0,29	2,50±0,59	0,50±0,07	0,46±0,09
Жовтень	2,22±0,19	0,71±0,08	0,60±0,08	0,81±0,18
Листопад				
Грудень			0,15±0,02	0,51±0,06
Середнє	**1,30±0,10**	**1,63±0,16**	**0,93±0,09**	**0,70±0,06**

Зміна величини питомої активності ^{137}Cs в фітомасі ожини статистично достовірно залежить від часу ($F_ф=6,51>F(4;21;0,5)=2,84$ для суборів та $F_ф=18,63>F(7;28;0,5)=2,36$ для сугрудів. Аналіз динаміки

отриманних показників свідчить про те, що на першій дослідній ділянці найвище значення питомої активності спостерігалося в жовтні. На другий дослідній ділянці максимальні значення вмісту радіонукліду в фітомасі ожини відмічалося в серпні – вересні. Порівняння показників коефіцієнтів накопичення вказує на те, що суттєве зростання показників в суборових умовах відбувається в вересні – жовтні, а в сугрудкових - в липні, тобто на місяць раніше, ніж збільшення величини питомої активності.

Порівняння питомої активності ^{137}Cs в пагонах малини в різні місяці свідчить, що цей показник статистично достовірно змінюється протягом вегетативного періоду (відповідно, Fф=10,53>F(4;19;0,5)=2,90, Fф=4,36>F(7;33;0,5)=2,30). Найбільш інтенсивне накопичення радіонукліду в фітомасі відбувається влітку. Потрібно відмітити, що для рослин данного виду характерним є те, що зміна питомої активності ^{137}Cs в пагонах проходить поступово, без різких коливань. Аналогічний характер також має динаміка коефіцієнтів накопичення. Величина даного показника поступово підвищується, по мірі вегетативного розвитку, а під кінець активної вегетації знижується. Середньомісячні значення коефіцієнту накопичення ^{137}Cs в фітомасі малини, отримані на першій дослідній ділянці, в квітні та жовтні нижчі, ніж в період з травня по вересень. Для другої дослідної ділянки значення коефіцієнтів накопичення, триманих в травні – серпні, виявилися вищими, ніж в інші місяці.

Таким чином, на основі аналізу середніх величин показників, які характеризують накопичення ^{137}Cs досліджуваними видами родини розових, можна зробити висновок, що перехід радіонукліду з грунту в фітомасу рослин залежить від умов місцезростання і має видоспецифічний характер.

Література

1. Краснов В. П. Радіоекологія лісів Полісся України. – Житомир: Волинь, 1998. – 112 с. 2. Булавик И.М. Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья. – Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1998. – 39 с
2. Краснов В. П. Вміст ^{137}Cs у недеревній продукції лісів України за даними багаторічного моніторингу/ В. М. Турко, О. О. Орлов та ін. // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі Україні. – Наук. праці Поліської ЛНДС. – Вип. 6. – Житомир: Волинь, 1999. – С. 7–11.
3. Орлов О. О. Вирішення радіоекологічних проблем у лісовому господарстві / О. О. Орлов, В. П. Краснов, В. П. Ландін // 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. – Національна доповідь України. – К.: Вид-во «КІМ», 2011. – С. 91–97.
4. Переволоцкий А. Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. – Гомель: РНИУП "Институт радиологии", 2006. – 255 с.

ДОЦІЛЬНІСТЬ ВВЕДЕННЯ СИСТЕМИ СЕЛЕКТИВНОГО ЗБОРУ ВІДХОДІВ НА БАЗІ ХНУ ІМЕНІ В.Н. КАРАЗІНА

С.М. Широкоступ, *Н.В. Максименко к.г.н., доц.*
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, Україна

Проблема утворення та накопичення твердих побутових відходів стоїть дуже гостро для всієї України. На сьогоднішній день домінуючим способом поводження з відходами є захоронення їх на полігонах, термін експлуатації яких вже закінчився, або дотікає кінця. Це створює значне негативне навантаження на навколишнє середовище та може негативно впливати на здоров'я людини. Великою проблемою є також несанкціоновані звалища відходів.

Основну частину побутових відходів становлять матеріали, що є потенційними у використанні як вторинний ресурс. Вилучення їх з потоку утворених відходів значно поліпшить екологічний стан територій, а також буде мати значний економічний ефект,оскільки ціну на товар на 20-30% складає ціна упаковки.

Зараз, на наш погляд, найефективнішим способом поводження з відходами є селективний збір ТПВ. Цей спосіб, також, є найдешевшим.

Розглядаючи Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна як платформу для впровадження вказаної системи слід зазначити:

1. Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна є місцем накопичення однотипних відходів, які є потенціальним для використання у якості вторинної сировини.
2. Суб'єктами в сфері утворення та накопичення відходів є близько 20000 чоловік.
3. Впровадження системи селективного збору ТПВ є інноваційним проектом, що дасть змогу заявити університету про себе як сучасній європейській виховній установі.
4. ХНУ імені В.Н. Каразіна є локалізованим об'єктом та має потужні важелі управління суб'єктами системи селективного збору відходів.
5. Ціна на закупівлю відходів, які є вторинною сировину є доволі високою, м. Харків має зацікавлені фірми, які працюють на постійній контрактній основі.
6. Розроблені рекомендації, методики та плани роботи спрямовані на підвищення відсотку участі суб'єктів у виконані вимог системи збору та збільшення відсотку вилучення вторинної сировини.
7. Зацікавленість адміністрації університету в підвищенні ефективності дії проекту, оскільки результат дії системи – економічне автономне джерело надходження фінансових ресурсів.

8. Мінімальні капітальні фінансові затрати на впровадження системи завдяки існуючій системі поводження з відходами.

9. Залучення в дію системи не лише длявсіх територій та корпусів університету, впровадження системи в гуртожиках, що значно підвищить отримані об'єми вторинної сировини.

З огляду на попереднє анкетування студентів університету щодо впровадження системи селективного збору відходів(в опитуванні приймали участь 325 студентів університету різних факультетів та курсів) було встановлено наступне: 80% опитаних позитивно ставляться до селективної системи збору ТПВ; 15% - байдужі; 5% - мають негативне ставлення; в той же час 95% опитаних готові виконувати правила цієї системи за умови її впровадження.

Для даного проекту доцільно розрахувати еколого-економічну ефективність.

Екологічна ефективність природоохоронних витрат визначається шляхом віднесення показника екологічних результатів до витрат, які викликали ці результати. Екологічні результати розраховуються за різницею показників негативного впливу на навколишнє природне середовище - до та після проведення заходів.

Розрахунок екологічної ефективності природоохоронних заходів проводиться за формулою 1:

$$E_{екол.} = \frac{\Delta B}{З} = \frac{B_1 - B_2}{C + E_н \times K}, \qquad (1)$$

де: ΔB – зниження забруднення навколишнього середовища, т;

B_1 – обсяги забруднення до впровадження заходів, т;

B_2 – обсяги забруднення після впровадження заходів, т;

C – річні експлуатаційні витрати на утримання та обслуговування основних фондів природоохоронного призначення, грн;

K – капітальні вкладення в основні фонди природоохоронного призначення, грн;

$E_н$ – нормативний коефіцієнт економічної ефективності капітальних вкладень природоохоронного призначення ($E_н$=0,15).

Грошові затрати на впровадження проекту наведено в табл. 1.

В «Журналі обліку реєстрових карт об'єктів утворення, оброблення та утилізації відходів»Департаменту екології та природних ресурсі Харківської обласної адміністрації зареєстровано, що на базі університету за рік накопичується 326,704 т ТПВ.

В нашому випадку приблизно 70% з утвореного обсягу відходів є потенційними для використання в якості вторинної сировини. Отже, розрахункові дані для визначення екологічної ефективності будуть мати наступний вигляд (табл. 2).

Таблиця 1 – Капітальні та експлуатаційні витрати

№ п/п	Назви робіт та витрат	Кількість	Ціна, грн	Витрат всього, грн
Капітальні витрати				
1	Смітники (приміщення університету)	600	20	12000
2	Контейнери для зберіганнявідходів (1100 л)	8	2500	20000
Поточні витрати				
3	Додаткові витрати (пакети для сміття, шт./міс)	40*100	6	240

Таблиця 2 – Розрахункові дані для визначення екологічної ефективності проекту

№	Назва розрахункової складової	Значення
1	B_1 – обсяги забруднення до впровадження заходів	326,704 т
2	B_2 – обсяги забруднення після впровадження заходів	98,011 т
3	C – річні експлуатаційні витрати на утримання та обслуговування основних фондів природоохоронного призначення	2880
4	K – капітальні вкладення в основні фонди природоохоронного призначення	32000
5	$E_н$ – нормативний коефіцієнт економічної ефективності капітальних вкладень природоохоронного призначення	$E_н$=0,15

Отже, при розрахунку ми отримаємо наступні значення:

$$E_{екол.} = \frac{326{,}704 - 98{,}011}{2880 + 0{,}15 \times 32000} = \frac{228{,}693}{7680} = 0{,}03 \text{ т/грн}$$

Отриманий показник (30 кг/грн.) показує, що на кожну затрачену гривну в проект буде утилізуватися 30 кг ТПВ, які будуть використовуватись, як вторинна сировина (за умови 100% ефективності проекту). Показник є доволі високим та вказує на перспективність проекту.

Література

1. Голов С.Ф., Управління обліку. Підручник. – К.: Лібра, 2003. – 704 с.
2. Державні санітарні правила та норми ДСанПіН 2.2.7. 029-99.
3. Красняньський М.Є. Учебное пособие "Утилизация и рекуперация отходов".

МЕРОПРИЯТИЯ ПО ПРЕДОТВРАЩЕНИЮ ОПОЛЗНЕВЫХ ПРОЦЕССОВ В РЫБАЛЬСКОЙ БАЛКЕ ГОРОДА ДНЕПРОПЕТРОВСКА

Е.Д. Яблонская, Т.Ю. Тимакова, *О.А. Вергун, к.т.н., доц.*
Приднепровская государственная академия строительства и архитектуры, г. Днепропетровск, Украина

Правобережная часть Днепропетровска сплошь состоит из холмов и балок. Около 14000 га, т.е. 1/3 территории города обладает просадочными свойствами лессовых грунтов, но лессовые породы, в своем естественном, сухом состоянии – надежные и прочные.

Раньше для питьевых и хозяйственных нужд жители использовали подземные воды, которые отбирались из колодцев и скважин. В связи с ростом потребностей города в водах хозяйственно-питьевого и технического назначения была создана централизованное водоснабжение, базирующееся на речных водозаборах. Вначале пользовались уличными колонками, а позже вода появилась в каждом доме. При строительстве жилья, в районе исследований не уделялось должного влияния инженерным сооружениям - дренажным трубам, ливневым коллекторам. В настоящее время коммуникации водоканала и теплосетей нередко находятся в аварийном состоянии, что приводит к утечкам и вода подмывает грунты, подтапливает дома, увеличивая возможность оползневых процессов.

Район Рыбальской балки уже давно признан оползнеопасным, а многие частные дома на ее склонах - аварийными. Первоначально она называлась «Кленовый байрак» (из-за огромного количества растущих в ней кленов, до революции там был монастырский лес), но когда братья Рыбаковы выстроили на склонах кирпичные заводы, ее стали именовать Рыбаковской или Рыбальской. В XX веке названия меняли еще несколько раз. До 1910 г. она называлась «Фабричной», затем «Фельдфебельской», «Запорожской», «имени Альберта Войцеховича», пока вновь не вернулась к названию – «Рыбальская». В 1970-е годы здесь располагался большой парк отдыха, который сейчас находится в неудовлетворительном состоянии. Так как грунты балки представлен лессовидными суглинками, здесь проходят активные оползневые и просадочные процессы. Оползневые заколы в грунте и трещины в зданиях свидетельствуют о том, что вся территория находится в критически-предельном состоянии.

Верх балки – от улицы Титова до улицы Вакуленчука – активно застраивался в советские годы в обход всех строительных норм и правил: без согласования со специальными службами и на нерекомендованных территориях. Главный заказчик строительства – «Южмаш» – согласовывал в те времена свои планы только со своим московским министерством.

В результате такой бездумной застройки активизировались оползневые и просадочные процессы в районе улиц Вакуленчука, Гавриленко и Нахимова, поэтому в 1996-1997 гг. были отселены два жилых дома, деформированы здания школ №22, №75 и рядом расположенная застройка. Тогда здесь был выполнен комплекс противооползневых работ, подвижка грунта на некоторых участках приостановилась. Но лишь на время – рядом с опасными участками снова трещины, а дома продолжают сползать в балку. Дом по ул. Нахимова, 90 был построен в конце 1970-х годов. Девятиэтажное здание изначально планировалось строить на сваях, но из-за недостатка средств оно было построено на так называемой «подушке», т.е. нескольких слоях крупного песка, залитого водой и тщательно утрамбованного. Как результат - жильцы прожили в доме около 20 лет, затем дом начал понемногу «сползать» в балку. Второй «дом-призрак» - 14-ти этажная «малосемейка», рядом со школой №75 по ул.Гавриленко, 10. Из дома №92-А по пр. Кирова, который также имеет значительные повреждения, ранее уже были отселены жильцы нескольких квартир и детская музыкальная школа; на стенах и потолках многих квартир появляются новые трещины, разрушаются коммуникационные системы.

Для предупреждения и стабилизации процессов сдвига грунта в данном районе, а так же скольжения, выдавливания, осыпей и течения грунтов, включая оползни-потоки, нужно предпринять искусственное изменение рельефа склона (откоса). Образование рационального профиля склона можно достичь приданием ему соответствующей крутизны, террасированием и общей планировкой склона, удалением или заменой неустойчивых грунтов, а также отсыпкой в нижней части склона балки упорной призмы. На террасах необходимо предусматривать устройство водоотводов, а в местах высачивания подземных вод - дренажей. На защищаемых склонах должен быть организован беспрепятственный сток поверхностных вод, необходимо исключить застаивание вод на бессточных участках и попадание на склон вод с присклоновой территории. Искусственное понижение уровня подземных вод следует предусмотреть для устранения или ослабления разупрочняющего и разрушающего воздействия подземных вод на грунты, снижения и устранения фильтрационного давления.

Для достижения требуемого понижения уровня подземных вод, в оползнеопасном районе, можно применить следующие виды водопонизительных устройств:

- траншейные дренажи (открытые траншеи и канавы);
- закрытые беструбчатые дренажи (траншеи, заполненные фильтрующим материалом) для осушения оползневого тела;
- трубчатые и галерейные дренажи;
- пластовые дренажи на участках высачивания подземных вод на склонах;

- водопонизительные скважины различных типов (в том числе самоизливающиеся и водопоглощающие) в сочетании с дренажами или взамен их, в случае большей эффективности или целесообразности их применения.

Для стабилизации оползневых процессов следует предусмотреть также удерживающие сооружения при невозможности или экономической нецелесообразности изменения рельефа склона (откоса).

Удерживающие сооружения следующих видов являются наиболее приемлемыми в данном случае:

- подпорные стены (на естественном или свайном основании);
- свайные конструкции и столбы - для закрепления неустойчивых участков склона (откоса) и предотвращения смещений грунтовых массивов по ослабленным поверхностям.

Для обеспечения устойчивости оползневого массива применяются также различные способы изменения физико-механических свойств грунтов: замораживание грунта; цементация трещиноватых пород; силикатизация; электрохимический способ закрепления глин; просушка глин.

В условиях существующего города при разработке противооползневых мероприятий следует убедиться в отсутствии утечки из водопроводных, канализационных и водосточных сетей, расположенных в пределах зоны или в непосредственной близости к ней. Необходимо также иметь в виду, что активизации оползневых процессов могут содействовать установки, вызывающие вибрацию грунта при работе. Все оползневые районы в пределах городской территории должны быть классифицированы в отношении их активности и опасности для города, и на основе этой классификации должны быть установлены, разработаны и проведены в жизнь противооползневые мероприятия.

На разрабатываемом проекте планировки и строительства города, на инженерно-геологической карте должны быть четко указаны границы распространения оползней и пределы допустимого приближения застройки к бровкам склонов. Планируя сроки противооползневого строительства, необходимо учитывать время года. Например, при срезке земли осенью или при долгом пребывании срезанных грунтов открытыми в незащищенном от выветривания состоянии можно только усилить подвижки грунта.

Конструкции противооползневых сооружений должны полностью устранять активные силы, вызывающие оползни, быть простыми и легко осуществимыми. Для эффективной борьбы с оползнями необходимо комплексное осуществление всех намеченных мероприятий в должной последовательности.

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ВИЗНАЧЕННЯ НІТРАТІВ В ОВОЧАХ

Н.І. Яковенко, *О.Л. Герасимчук, ст. викл.*
Житомирський державний технологічний університет
Україна

Основним джерелом надходження до організму людини нітратів (70-90% від загальної кількості) є плоди та овочі, гранично допустимі рівні вмісту яких детерміновані видом та сортом рослинної сировини, способом вирощування, термінами збору врожаю та специфікою кулінарної обробки. Небезпеку для людей представляє підвищений вміст нітратів в продуктах харчування. Допустима доза для дорослої людини складає 325 мг на добу. Перевищення допустимої дози призводить до негативних наслідків. Навантаження нітратів на організм людини стало помітно зростати останнім часом. Почастішали випадки харчових отруєнь овочами, що викликає (особливо у дітей перших місяців народження) метгемоглобінію, неприємні симптоми і навіть рак шлунку. Смертельна доза нітратів для дорослої людини складає 8 – 14 г, гострі отруєння наступають при дозі в 1 – 4 разів меншій. Головною причиною усіх негативних наслідків являються не стільки нітрати, скільки їх метаболіти – нітрити.

Проблема накопичення високого вмісту нітратів з'явилась внаслідок хімізації сільського господарства, не дотримання правил агротехніки вирощування культур та зловживання мінеральними добривами з вмістом нітрогену (калієва селітра, натрієва селітра, аміачна селітра) для підвищення врожаїв сільськогосподарських культур. Щоб уникнути проблеми накопичення нітратів, виробникам сільськогосподарської продукції, необхідно підвищити рівень фахових знань, культури агротехніки. Перед надходженням сільськогосподарської продукції в торгівельні мережі потрібно перевіряти її на вміст нітратів, з метою встановлення забруднення продукції і не перевищення допустимих норм.

Контроль вмісту нітратів у сільськогосподарській продукції припускає застосування відповідних методів аналітичної хімії для їх визначення. Серед кількісних методів можна застосовувати іонометричний та фотометричний методи аналізу нітратів і нітритів у продуктах рослинного походження. Іонометричний метод є більш простим і експресним. Суть методу полягає у виділенні нітратів з аналізованого матеріалу розчином алюмокалієвих галунів з послідуючим вимірюванням їх концентрації в одержаній витяжці за допомогою іоноселективного електроду. Для прискорення аналізу замість витяжки може бути використано сік рослини, розбавлений розчином алюмокалієвих галунів. Іонометричний метод переважно застосовуюють при аналізі свіжої

рослинної продукції та продукції з невеликим вмістом нітратів. Нижня межа визначення становить 6 мг/дм^3 розчину.

Фотометричний метод більш універсальний і може застосовуватися під час аналізу нітритів у всіх видах продукції, в тому числі продукції, що пройшла кулінарну і технологічну обробку. Проби рослинної продукції на вміст нітратів беруть або безпосередньо з поля, або із зібраної продукції, готової для реалізації. Для складання середньої проби використовується метод проходу по діагоналі з відбором проб на рівних відстанях. Кожна проба вміщується у пакет з етикеткою, щоб не допустити втрати води. Цей метод визначення нітритів та нітратів виконується у спеціально обладнаній лабораторії. Він потребує набору реактивів та підготовленого для аналітичної роботи персоналу. Суть його полягає у відновленні нітрат-іонів у нітрит-іони, які з відповідними реагентами утворюють забарвлені сполуки. Нітрати до нітритів відновлюються за допомогою цинку, міді або кадмію, а також гідразин сульфату.

Фотометричний метод (метод Грісса) визначення нітритів та нітритів є найбільш поширеним стандартним, в певній мірі класичним методом. Він грунтується на взаємодії нітриту з ароматичними амінами з утворенням діазонової солі, яка вступає в реакцію нітрогенвмісних сполук з "парним реагентом", що й призводить до утворення забарвленого розчину. Його застосування дає змогу надійно визначити від 1 до 5 мг нітратів та 0,1 – 0,5 мг нітритів в 1 кг продукції.

На сьогодні розроблено ряд сучасних експрес-методів якісного визначення нітратів: тест-методи за допомогою індикаторного паперу "Індам", визначення нітратів з використанням дифеніламіну, які дозволяють з достатньою точністю визначати вміст нітрат-іону у великій кількості проб без застосування складного обладнання. Ці методи дозволяють перевіряти сільськогосподарську продукцію на вміст нітратів безпосередньо на полях або в торгівельній мережі.

Сутність тест-методу за допомогою індикаторного паперу «Індам» полягає у візуальній оцінці забарвлених сполук, що утворюються при взаємодії нітратів з реагентами, нанесеними заздалегідь на папір. Склад реагентів, який наноситься на папір «Індам» включає цинковий пил, сульфат марганцю, сульфанілову, лимонну чи винну кислоти, α-нафтиламін а також наповнювач – сульфат барію або кальцію. Нижня межа визначення нітратів (у перерахунку на нітрат-іон) – 50 мг/кг. Проте, даний метод не може бути використаний для аналізу столового буряка і моркви.

Якісний метод визначення нітратів з використанням 1% розчину дифеніламіну у концентрованій сульфатній кислоті використовується як орієнтовний, оскільки його результати можуть слугувати основою для відбракування продукції. Сутність методу полягає у візуальній оцінці

забарвлених сполук, що утворюються при взаємодії нітратів з дифеніламіном. Нижня межа виявлення нітратів в аналізованій пробі – 100 мг/кг. Метод може бути використаний для визначення нітратів у всіх продуктах рослинництва. Оцінку концентрації нітратів у пробі проводять шляхом візуального порівняння інтенсивності забарвлення розчинів і порівняння соку зразків, що досліджуються. Даний метод був апробований при дослідженні вмісту нітратів в овочевій продукції, яку відібрали на ринках м. Житомира. Це: морква, буряк, картопля, помідори, перець, огірки, редиска та інші.

Визначення нітратів проводилося на поперечних зрізах плодів. Сік свіжого зрізу поміщався на предметне скло, до якого додавали одну краплю 1% розчину дифеніламіну і відмічали забарвлення згідно зі шкалою (табл.).

Таблиця - Реакція дифеніламіну на нітрати

Бал	Характер забарвлення	Масова частка нітратів, мг/кг
0	Блакитного забарвлення немає	0
1	Сліди блакитного забарвлення, що швидко зникає	100
2	Забарвлення швидко зникає, залишаючи переважно по краях плями	250
3	Забарвлення світло-сине, зникає через 2-3 хвилини	500
4	Синій колір, забарвлення з'являється через деякий проміжок часу	1000
5	Темно-синій колір, забарвлення зберігається недовго	3000
6	Забарвлюється швидко й інтенсивно в синьо-чорний колір. Забарвлення стійке.	Більше 3000

За результатами дослідження встановлено, що вміст нітратів в овочевій продукції на ринках м. Житомира не перебільшує 100 мг/кг, що відповідає нормам. Про це свідчить той факт, що під час експерименту жоден примірник не показав блакитного забарвлення проби.

Проведений огляд аналітичних методів визначення вмісту нітратів в овочевій продукції дає можливість зробити висновок, що найбільш точним і поширеним є фотометричний метод визначення, який проводиться в лабораторіях. Для експрес визначення нітратів в овочах краще використовувати тест-методи, які дозволяють швидко проводити визначення в різних умовах і дають достовірні результати.

ЗМІСТ

WASTEWATER BIOCHEMICAL TREATMENT MANAGEMENT
A.O. Dychko, *PhD* 3

MICROALGAE – SOURCE OF BIOLOGICALLY ACTIVE SUBSTANCES FOR HUMAN NUTRITION
Katya Dimitrova Yanakieva, *Assistant professor Nadezhda Petkova, Associated Professor Panteley Denev,* 6

АВТОТРАНСПОРТ КАК ОСНОВНОЙ ФАКТОР ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ПРИДОРОЖНОГО ПРОСТРАНСТВА ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ
А.В. Аболмасова 11

ПЕРСПЕКТИВЫ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМЫ НИТРИФИКАЦИИ-ДЕНИТРИФИКАЦИИ НА АЭРОТЕНКАХ ПЕРВИЧНОЙ ОЧИСТКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОКОВ
И.П. Аистов, д.т.н., проф., А.Е. Гаглоева, к.т.н. 13

ПЕРЕВАГИ ВИКОРИСТАННЯ ПАЛИВА З РОСЛИННИХ ВІДХОДІВ ДЛЯ ОПАЛЮВАННЯ
М.Ю. Албул, Т.*П. Шаніна, к.х.н, доц.* 16

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ОТЕЧЕСТВЕННЫХ И ЕВРОПЕЙСКИХ ПРИНЦИПОВ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД
Е.А. Алексеенко, *С.Н. Юрасов к.т.н., доц.* 19

ОСОБЛИВОСТІ БІОГЕОХІМІЧНОЇ РУХЛИВОСТІ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В СИСТЕМІ «ГРУНТ – РОСЛИНА» В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ
Д.В. Ахтирський, *А.Н. Некос, д.г.н., проф.* 21

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЛИМАНА САСЫК И ПЕРСПЕКТИВЫ ЕГО ХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ
И. Бабынина, *Н.А. Берлинский, д.г.н., проф.* 24

НЕДОЛІКИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОД ЗА ВІДПОВІДНИМИ КАТЕГОРІЯМИ
О.П. Багуш, *С.М. Юрасов, к.т.н., доц.* 26

ШЛЯХИ ЗМЕНШЕННЯ ВПЛИВУ ВІДХОДІВ ТВАРИННИЦТВА НА ЯКІСТЬ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Г.В. Біньковська, *Т.П. Шаніна, к.х.н., доц.* 29

КІНЕТИКА УТВОРЕННЯ НАНОЧАСТИНОК СРІБЛА ІЗ ВОДНИХ РОСЛИННИХ ЕКСТРАКТІВ
Вікторія Біркнерова, *Руслан Марійчук, к.х.н., доц.* 31

ПРОБЛЕМА ЕЛЕКТРОННИХ ВІДХОДІВ ТА ШЛЯХИ
ЇЇ ВИРІШЕННЯ В УКРАЇНІ
А.В. Бучка, *Т.П. Шаніна, к.х.н., доц.* 35

ОСОБЕННОСТИ ВИЗУАЛЬНОГО ВОСПРИЯТИЯ ЦВЕТНОЙ
ТРОТУАРНОЙПЛИТКИ
К.В.Василенко, *М.И.Василенко, к.б.н., доц.* 38

ПОЛУЧЕНИЕ ИЗОИМИДОВ
ОРТО-, *ПЕРИ*-, *ЦИС*-ДИКАРБОНОВЫХ КИСЛОТ
С.А. Васильев, *Э.В. Ганин, д.х.н.,проф., М.Г.Горличенко, к.п.н.,доц.* 41

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ
В КОНТЕКСТЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СУТИ РЕСУРСОСБЕРЕГАЮЩИХ
ПРОЕКТОВ
Н.К. Веретено, *М.В. Барун* 43

ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ НІТРАТАМИ ПИТНИХ ВОД НЕМИРІВСЬКОГО
РАЙОНУ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ
М.В. Вечірко, *Г.В. Мудрак, к.г.н.* 46

УТИЛИЗАЦИЯ СТАРЫХ АВТОМОБИЛЕЙ В УКРАИНЕ
О. В. Выстороп, И.Д. Скибун 49

ФАКТОРНИЙ АНАЛІЗ ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОД р.
ДНІСТЕР В ПУНКТІ МОНІТОРИНГУ с. СТРІЛКИ
Д.М. Гавриленко, *М.В. Захарова, к.г.н., доц.* 51

АНАЛІЗ ЗАБРУДНЕНОСТІ ГРУНТІВ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ ВАЖКИМИ
МЕТАЛАМИ
І.О. Головченко, *А.В. Чугай, к.г.н., доц.* 54

ОЦІНКА СТАНУ БІОРІЗНОМАНІТТЯ УКРАЇНИ НА ОСНОВІ RDB-
ІНДЕКСУ (ВІДПОВІДЬ ЧЕРВОНОКНИЖНИХ ВИДІВ НА
АНТРОПОГЕННИЙ ТИСК)
І.С. Гончарук, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.* 57

ВНЕСОК АГРОБІОРІЗНОМАНІТТЯ В СВІТ ПРИРОДИ
ТА ЛЮДИНИ
І.С. Гончарук, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.* 60

МЕТОДИКА ВИЗНАЧЕННЯ СПЕЦИФІКИ ТЕРИТОРІАЛЬНОЇ ОРГАНІЗАЦІЇ
РЕКРЕАЦІЙНИХ РЕСУРСІВ І УМОВ
В.В. Горун, *Г.П. Пилипенко, к.г.н., доц.* 62

ИССЛЕДОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ КРУПНЫХ ФРАКЦИЙ ВЗВЕСИ
В.В. Горун, асп., *С.Н. Юрасов, к.т.н., доц.* 65

ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ ТЕРИСТИЧНО-РЕКРЕАЦІЙНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ
В ОДЕСЬКІЙ ОБЛАСТІ
І. В. Григоращенко, *М.Е. Романчук, к.г.н., доц.* 68

ВОЗМОЖНОСТИ КОММЕРЦИАЛИЗАЦИИ ПРОЦЕССА ПЕРЕРАБОТКИ ОТХОДОВ ЛЕСНОГО КОМПЛЕКСА
Н.Б. Грошева, д.э.н., М.Ю. Кондакова 70

НЕОБХОДИМОСТЬ ИЗМЕНЕНИЯ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОГО СТАНДАРТА «МЕНЕДЖМЕНТ» С УЧЕТОМ КОНЦЕПЦИИ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ
Н.Б. Грошева, д.э.н., Т.А. Сапранкова, к. психол. н. 73

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ МАНДРИКІВСЬКОЇ ЗАТОКИ І БУДІВНИЦТВО МІЖНАРОДНОГО СПОРТИВНОГО КОМПЛЕКСУ В ДНІПРОПЕТРОВСЬКУ
Ю. С. Гуляєва, Д.О. Сюрмакова, *П.М. Саньков , к.т.н., доц., Н.О. Ткач* 76

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ЗАСТОСУВАННЯ ПЕСТИЦИДІВ У ГРУНТАХ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Т.А. Гусєва, *В.Г. Ільїна, к.г.н., доц.* 79

ЭФФЕКТИВНОСТЬ БИОТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО МЕТОДА В ОЧИСТКЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД
Т.Г. Дерябкина, *С.М. Лисицкая, к.с.-г.н., доц., Т.В. Скворцова, к.б.н., доц.* 82

ЭМИССИЯ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ НА АВТОЗАПРАВОЧНЫХ СТАНЦИЯХ
Я.А. Егорова, О.Г. Мельникова, *В.А. Юрченко, д.т.н., проф.* 85

АНАЛИЗ ОСОБЕННОСТЕЙ И ПОСЛЕДСТВИЙ ВЛИЯНИЯ АВТОТРАНСПОРТНЫХ СИСТЕМ НА ПОЧВЫ И ВОДНУЮ СРЕДУ
А.Н. Желновач, к.т.н., доц. 88

АНАЛИЗ ОСНОВНЫХ ПРИРОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ПРИ ПРОЕКТИРОВАНИИ И СТРОИТЕЛЬСТВЕ АВТОМОБИЛЬНЫХ ДОРОГ И МОСТОВЫХ ПЕРЕХОДОВ
О. Жук, *А.Н. Желновач, к.т.н., доц.* 91

ОСНОВНЫЕ ВИДЫ СОВРЕМЕННОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ В ДЕЛЬТЕ ДУНАЯ И ВОЗМОЖНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ УСЛОВИЙ ЭКОСИСТЕМЫ
В.А. Задорожнюк, *Н.А. Берлинский, д.г.н., проф.* 94

СТАН БІОРІЗНОМАНІТТЯ В ЛІСАХ
Я.В. Зінченко, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.* 96

ОСНОВНІ ІНДЕКСИ ДЛЯ ОЦІНКИ СТАНУ БІОРІЗНОМАНІТТЯ
Я.В. Зінченко, Н.В. Чичикало, *Чайка В.М., д.с.-г.н., проф.* 98

НЕДОСТАТКИ КЛАССИФИКАЦИИ КАЧЕСТВА ВОД ПО ДСТУ 4808-2007
Р.М. Имранов, *С.Н. Юрасов, к.т.н., доц.* 101

ПРОБЛЕМЫ ОРГАНИЗАЦИИ СИСТЕМЫ БИОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ В УКРАИНЕ
В.В. Кабашная, *В.В.Федотов* 104

СОСТОЯНИЕ ПАХОТНЫХ ЗЕМЕЛЬ КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКИ В НОВЫХ УСЛОВИЯХ АГРАРНОЙ ПОЛИТИКИ
Н.А. Карабаев, д.с.-х.н., проф, Т.В. Семенова, к.б.н., доц. 107

РОЛЬ ВЫСШИХ РАСТЕНИЙ В ФОРМИРОВАНИИ ГОРОДСКИХ ФИТОЦЕНОЗОВ
Н.Н. Кардаш, *Е.В. Усенко, к.б.н., доц.* 111

СУЧАСНИЙ СТАН ТА УСТАЛЕНІСТЬ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ
О.В. Катеруша, *Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.* 114

ЕКОЛОГО-ФЛОРИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ
О.В. Коберник, *Г.В. Мудрак, к.г.н.* 117

РЕСУРСНИЙ ПОТЕНЦІАЛ МІНЕРАЛЬНО-СИРОВИННОЇ БАЗИ УКРАЇНИ
А.С. Ковака, *М.В. Барун* 120

ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ РЕГІОНАЛЬНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ ЗАКАРПАТСЬКОЇ ОБЛАСТІ
Р.М. Ковбаснюк, *А.І. Волков, к.г.н., доц.* 123

ЕКОЛОГО-БУДІВЕЛЬНА ОРГАНІЗАЦІЯ РЕКОНСТРУКЦІЇ ЦЕНТРУ МІСТА ДНІПРОПЕТРОВСЬКА
М.В. Ковіка, О.В. Шкода, А.В. Яковенко,
П.М. Саньков, к.т.н., доц., Ткач Н.О., ас. 124

ВЛИЯНИЕ ГИДРОГЕОМЕХАНИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ГРУНТОВ НАиУСТОЙЧИВОСТЬ СКЛОНОВ БАЛКИ ТОННЕЛЬНАЯ г. ДНЕПРОПЕТРОВСКА
А.С. Ковров, к.т.н., доц., К.А. Зворыгин 126

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА СУЧАСНИХ МЕТОДИК ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД
А.В. Колісник, к.г.н. 129

РАРИТЕТНЕ ФІТОРІЗНОМАНІТТЯ ПОДІЛЛЯ: СТАН, ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ
О.І. Кондратюк, О.В. Буйний 133

ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА И ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ
Р.В. Коновалов, *Д.И. Тебиева, к.г.н., доц.* 136

ДИСБАЛАНС МІНЕРАЛЬНОГО СКЛАДУ ПИТНИХ ВОД - ЯК ЧИННИК ВПЛИВУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ОДЕСИ
А.І. Конькова, *Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.* 141

ЛАНДШАФТНО-ЕКОСЕРЕДОВИЩНІ ОСОБЛИВОСТІ ЛОКАЛЬНОЇ ЕКОМЕРЕЖІ М. СМІЛИ (ЧЕРКАСЬКА ОБЛАСТЬ)
С.М. Конякін 146

ЛАНДШАФТНО-ЕКОЛОГІЧНІ ФАКТОРИ ФОРМУВАННЯ ПОРОДНОГО СКЛАДУ ЛІСОВИХ МАСИВІВ БАСЕЙНУ Р. МЖА
О.В. Корєшева, *Н.В. Максименко, к.г.н., доц.* 150

МОДЕЛИРОВАНИЕ ИЗМЕНЧИВОСТИ ТЕРМОХАЛИННОЙ СТРУКТУРЫ ВОД ТИЛИГУЛЬСКОГО ЛИМАНА
Д.В. Кушнир, *Ю.С. Тучковенко, д.г.н., проф.* 153

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА УТВОРЕННЯ, НАКОПИЧЕННЯ ТА ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ У ЧЕРКАСЬКІЙ ОБЛАСТІ
Я.Р. Лахман, *О.М. Хоменко, к.х.н., доц.* 156

ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ПРИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ НА ТЕРИТОРІЇ СЕЛІТЕБНОЇ ЗОНИ м. ХАРКОВА
О.І. Лежнева, *к.т.н., доц.* 158

ВПЛИВ СТРУКТУРИ ХАРЧОВОГО РАЦІОНУ НА ФОРМУВАННЯМ ДОЗИ ВНУТРІШНЬОГО ОПРОМІНЕННЯ
В.В. Лісова, *З.М. Шелест, к.б.н., доц.* 161

АНАЛИЗ РЕСУРСНОГО ПОТЕНЦИАЛА ТВЁРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ ОДЕССКОЙ ОБЛАСТИ
Е.Ю. Логвиненко, *В.Ю. Приходько, к.г.н., доц.* 165

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. ДУНАЙ
О.С. Лященко, *М.Є. Романчук, к.г.н., доц.* 166

ПЕРЕХІД ДО ОРГАНІЧНОГО СПОСОБУ ВИРОБНИЦТВА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ – ШЛЯХ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
А.В. Мала, *Н.А. Макаренко, д.с.-г.н.* 170

ЗАБРУДНЕННЯ ПІВНІЧНИХ РАЙОНІВ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЦЕЗІЄМ-137
Т.О. Малик, *Н. В. Максименко, к.г.н., доц.* 173

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ДОМАШНЕГО ВИНА (НА ПРИМЕРЕ КРЫМСКИХ ВИН)
О.В. Мальчук, *А.Н. Некос, д.г.н., проф.* 175

МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ И ИХ ВЛИЯНИЕ
НА КАЧЕСТВО ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД
Е.А. Минакова, А.П. Шлычков, В.З. Латыпова 178

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ВПРОВАДЖЕННЯ КОМПЕТЕНТНІСНОГО
ПІДХОДУ ПРИ ВИКЛАДАННІ ЕКОЛОГІЧНИХ ДИСЦИПЛІН В
ТЕХНІЧНИХ ВУЗАХ
Л.В. Мошківська 181

КАДМІЙ В НАСІННІ МАКУ (*PAPAVER SOMNIFERUM* L.)
Сільвія Мудрончикова, *Іван Шаламон, к.б.н.,доц,*
Йозеф Феєр, к.с.-г.н. 184

ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ТУРИЗМА В
ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ
В.В. Муравьёва, *Н.В. Внукова Н.В., к.г.н., доц.* 188

ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ В МІСТІ ЖИТОМИРІ
С.В. Натальчук 191

ІНФОРМАЦІЙНА СИСТЕМА ГЕОПРОСТОРОВОГО РОЗПОДІЛУ МІСЦЬ
ВИДАЛЕННЯ ВІДХОДІВ
Н.А. Новохацька 193

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА МОРСКИХ ВОД ПЛЯЖНОЙ
ЗОНЫ ОДЕССЫ
Л.В. Папенко, *Л.Н. Полетаева, к.г.н., доц.* 196

СИРОВИННІ ЗОНИ ЯК БАЗА ЕКОЛОГІЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ
В ЗЕМЛЕРОБСТВІ
О.М.Пентіло 200

ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ ЗАСТОСУВАННЯ ПЕСТИЦИДІВ
В ЧЕРКАСЬКОМУ РЕГІОНІ
Т.М. Письменна, *Л.І. Жицька, к.б.н., доц.* 202

ШЛЯХИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРИ
ФУНКЦІОНУВАННІ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ НА ТЕРИТОРІЇ
ЗНАЧНИХ МІСТ
К.І. Побережна, *О.І. Лежнева, к.т.н., доц.,* 205

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ДИНАМІКА ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ
ВОДИ МАЛИХ РІЧОК БАСЕЙНУ
НИЖНЬОГО ДНІСТРА
О.О. Поліщук, *М.Є. Даус, к.г.н., доц.* 208

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВПЛИВУ ВИРОБНИЦТВА МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА АТМОСФЕРУ МІСТА ЧЕРКАСИ
О.В. Пономаренко, *Л.І. Жицька, к.б.н., доц.* 211

АНАЛИЗ ПРОСТРАНСВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ПОКАЗАТЕЛЯ ЗАПОВЕДНОСТИ ПО РЕГИОНАМ УКРАИНЫ
О.В. Попик, *А.И. Волков к.г.н., доц.* 214

ДИФЕРЕНЦІАЦІЯ ЗЕМЕЛЬ ПІВДНЯ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА АГРОЕКОЛОГІЧНИМ СТАНОМ
Л.О. Прикуп, *Г.В. Ляшенко, д.г.н., доц.* 217

ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ ДНІСТРОВСЬКОГО ПЕРЕСИПУ
В.Ю. Приходько, к.г.н., доц. 220

ЗАХОДИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВОДОПОСТАЧАННЯ СЕЛЬБІЩНИХ ТЕРИТОРІЙ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТ**І**
Л.М. Радченко, *І.Г. Коцюба, к.т.н., доц.* 221

ВИЗНАЧЕННЯ ОБСЯГІВ ВИКИДІВ ШКІДЛИВИХ ДОМІШОК ВІД АВТОТРАНСПОРТУ В АТМОСФЕРНЕ ПОВІТРЯ МІСТА ОДЕСИ
К.М. **Самойленко**, *Л.М. Полетаєва, к.г.н., доц.* 223

ФОРМУВАННЯ СТІЙКИХ АРЕАЛІВ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ НА РЕКРЕАЦІЙНИХ ТЕРИТОРІЯХ УРБОСИСТЕМ
А.М. Свистунова, *Н.Л. Ричак, к г.н., доц.* 227

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ПОВОДЖЕННЯ З НЕБЕЗПЕЧНИМИ СКЛАДОВИМИ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ
Н.І. Свояк, *к.б.н., доц.* 230

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ
А.М. Селіванова, *О.П. Мітрясова, проф., д.пед.н.* 232

ЩОДО ЗАГАЛЬНОЇ ОЦІНКИ ВПЛИВУ АВТОМОБІЛЬНОЇ ДОРОГИ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ
Д.В. Семенюк, *О.І. Лежнева, к.т.н., доц.,* 235

РЕЦІКЛІНГ І УТИЛІЗАЦІЯ АВТОТРАНСПОРТНИХ ЗАСОБІВ
І.Д. Скібун, О.В. Вистороп 237

СИСТЕМА ОРГАНІЧНОГО ЗЕМЛЕРОБСТВА ЯК ОСНОВА ОТРИМАННЯ ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТОЇ ПРОДУКЦІЇ
Н.В. Скрит 240

СТАН ТА ПЕРСПЕКТИВИ ВЕДЕННЯ МИСЛИВСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА У ВІННИЦЬКІЙ ОБЛАСТІ
К.М. Снісаренко, *Г.В. Мудрак, к.г.н.* 242

ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЗЛИВОВО-ТАЛОМУ СТОЦІ ТРАНСПОРТНОЇ УРБОФУНКЦІОНАЛЬНОЇ ПІДСИСТЕМИ БАСЕЙНУ р. ХАРКІВ
К.В. Срібна, *Н.Л. Ричак, к.г.н., доц.* 245

ДОСЛІДЖЕННЯ ШУМОВОГО РЕЖИМУ ТА РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ ОКИСОМ ВУГЛЕЦЮ НА ТЕРИТОРІЯХ, ПРИЛЕГЛИХ ДО АВТОТРАНСПОРТНИХ МАГІСТРАЛЕЙ
Д.О. Сюрмакова, *В.В. Гільов, ст. викл., М.Ю. Трошин, ст. викл.* 248

ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССА АДСОРБЦИИ МОДИФИЦИРОВАННЫХ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА КАПРОЛАКТАМА НА ПОВЕРХНОСТИ ГЛИНИСТЫХ ЧАСТИЦ
В.В. Тарасов, *Г.И. Тарасова, к.х.н., доц.* 250

РАЗРАБОТКА СПОСОБА УТИЛИЗАЦИИ ШЛАМА ВОДООЧИСТКИ, СОДЕРЖАЩЕГО ИОНЫ МЕДИ И ЖЕЛЕЗА
В.В. Тарасов, *Г.И. Тарасова, к.х.н., проф.* 253

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ДИНАМІКА ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ВОДИ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я
Н.Ю. Твардієвич, *М.Є. Даус, к.г.н., доц.* 256

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ВОРСКЛА ДЛЯ РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ВИКОРИСТАННЯ
В.В. Пилип'юк, **О.Е. Тірон** 259

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. ДНЕСТР ЯК ДЖЕРЕЛА ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ
К.С. Ткач, *М.Є.Романчук, к.г.н, доц.* 262

ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИЕ АРОМАТИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ – НАИБОЛЕЕ ОПАСНЫЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ ПОЧВ ПРИДОРОЖНОГО ПРОСТРАНСТВА
Ю.А. Ткаченко, Л.С. Михайлова, *В.А. Юрченко, д.т.н., проф.* 265

ВИЗНАЧЕННЯ РЕКРЕАЦІЙНИХ ОСЕРЕДКІВ ЗА КАРТОГРАФІЧНИМ РАЙОНУВАННЯМ ЛАНДШАФТІВ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ЗА ДОПОМОГОЮ СИСТЕМИ Quantum GIS
Ю.М. Томашпольська, *Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.* 268

ОЦЕНКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ КОТЕЛЬНОЙ, РАБОТАЮЩЕЙ НА МАЗУТЕ
Р.И. Хайруллина, *Л.И. Ведихина, к.х.н., доц.* 271

ЕКОЛОГІЧНЕ ТА ЕКОНОМІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ
Н.В. Чичикало, *В.М. Чайка, д.с.-г.н., проф.* 274

ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ РЕКРЕАЦІЙНОЇ ГАЛУЗІ СУМСЬКОГО РЕГІОНУ
С.О. Шаповал, *О.В. Малєй, ст. викл.* 276

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ 137CS РОСЛИНАМИ ПІДЛІСКУ В ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ
І.С. Шибецька, *З.М. Шелест к.б.н.,доц.* 279

ДОЦІЛЬНІСТЬ ВВЕДЕННЯ СИСТЕМИ СЕЛЕКТИВНОГО ЗБОРУ ВІДХОДІВ НА БАЗІ ХНУ ІМЕНІ В.Н. КАРАЗІНА
С.М. Широкоступ, *Н.В. Максименко к.г.н., доц.* 282

МЕРОПРИЯТИЯ ПО ПРЕДОТВРАЩЕНИЮ ОПОЛЗНЕВЫХ ПРОЦЕССОВ В РЫБАЛЬСКОЙ БАЛКЕ ГОРОДА ДНЕПРОПЕТРОВСКА
Е.Д. Яблонская, Т.Ю. Тимакова, *О.А. Вергун, к.т.н., доц.* 285

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ВИЗНАЧЕННЯ НІТРАТІВ В ОВОЧАХ
Н.І. Яковенко, *О.Л. Герасимчук, ст. викл.* 288

СУЧАСНИЙ СТАН РЕГІОНАЛЬНИХ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ ТА ШЛЯХИ ЇХ ВИРІШЕННЯ
Міжнародна наукова конференція молодих вчених

Підписано до друку	Формат	Папір офсетний
Друк офсетний. Ум. Др. арк.	Тираж	Зам. №

Надруковано з готового оригінал-макета