Міністерство освіти і науки України
Херсонський державний аграрно-економічний університет

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Water bioresources and aquaculture

Науковий **журнал**

1(19)/2026

Видавничий дім
«Гельветика»
2026

Рекомендовано до друку та поширення через мережу Internet
Вченою радою Херсонського державного аграрно-економічного університету
(протокол № 12 від 23.04.2026).

Головний редактор – Пічура В.І. – доктор сільськогосподарських наук, професор.
Заступник головного редактора – Мельник В.І. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент.

Члени редакційної колегії:
Бєдункова О. О. – доктор біологічних наук, професор;
Гончарова О. В. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
Жуков О. В. – доктор біологічних наук, професор;
Потравка Л. О. – доктор економічний наук, професор;
Строкаль В. П. – кандидат педагогічних наук, доцент;
Харитонов М. М. – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Маліновський О. – PhD (Чехія);
Скрипничук П. М. – доктор економічних наук, професор;
Кехаяс Д. – доктор наук, професор (Греція);
Еркан Д. – PhD (доктор філософії), професор (Туреччина);
Шкуте А. – доктор біологічних наук, професор (Латвія);
Бусетта С. – кандидат сільськогосподарських наук, доцент (Алжир);
Філіз Кутлуюер Кочабаш – PhD. (Туреччина);
Сантандер-де Леон Шейла Мей С. – Ph.D., доцент (Філіппіни);
Сафак Сейханейлдиз Кан – Ph.D., професор (Туреччина);
Дзюба Б. Б. – кандидат біологічних наук, доцент (Чеська Республіка);
Калінін І. В. – доктор біологічних наук, професор;
Кузьмич Л. В. – технічних наук, професор;
Борак К. В. – доктор технічних наук, професор.

Електронна сторінка видання – www.wra-journal.ksauniv.ks.ua

***На підставі наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1)
журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б»)
у галузі сільськогосподарських наук (Е2 – Екологія, Н5– Водні біоресурси та аквакультура)***

Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура»
зареєстровано суб'єктом у сфері друкованих медіа
(Рішення Національної ради України з питань телебачення і радіомовлення
№ 2933 від 24.10.2024 року. Ідентифікатор медіа R30-05563)

Суб'єкт у сфері друкованих медіа – Херсонський державний аграрно-економічний університет (вул. Стрітенська, буд. 23, м. Херсон, 73006; office@ksaeu.kherson.ua, тел. +38(050) 571-19-13)

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою
програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl

Колектив авторів, 2026
© Херсонський державний аграрно-економічний університет, 2026

ISSN 2663-5283 (print)
ISSN 2663-5291 (online)

ЗМІСТ

Almashova V.S. Assessment of man-made pollution by petroleum products of the aquatic environment of the Black Sea water area in case of an accident on the tanker Delphi……5

Бордюг Н.С., Іщук О.В. Оцінка стану річок Сейм і Десна після транскордонного забруднення……22

Breus D.S. Assessment of water quality in the lower reaches of the Inhulets river..36

Головко А.А. Практичний досвід технології вирощування форелі райдужної (Oncorhynchus mykiss) в умовах французської ферми……50

Гриб Й.В., Семенчук Ю.М., Пилипчук А.С., Коханевич А.О. Мікрозаповідники у системі охорони природи водних басейнів: концепція, діяльність та завдання……65

Grokhovska Yu.R., Volodymyrets V.O., Konontsev S.V. Ecological strategies of aquatic macrophytes in the Pripyat River basin. II. A functional trait-based approach within an R–K–S framework: family Hydrocharitaceae……81

Мельник В.І., Мельник В.І., Лісецький В.О. Методика оцінювання біоетичної сталості підприємств аквакультури на основі інтегрального індексу..98

Melnychenko S.H., Honcharova O.V., But Yan. Assessment of the impact of climate changes on zooplakton groupings using the example of lake Geneva……118

Пічура В.І. Гідроекологічні наслідки руйнування Каховської ГЕС і осушення Каховського водосховища: від водорегулюючої стабільності до постірригаційної аридизації……134

Полтавченко Т.В., Буднік З.М., Литвиненко О.П., Яненко У.М., Куликова В.В., Мірошніченко О.І., Прокопенко Т.О. Динаміка поширення іхтіофтиріозу риб в аквакультурі України……172

Потравка Л.О., Білошкуренко О.С. Вода як гендерно детермінований ресурс: переосмислення нерівності та можливостей……185

Соломаха А. Поліфункціональна модель управління водними біологічними ресурсами та екологічна політика аквакультури……204

Сондак В.В., Шевченко В.Ю. Характеристика водності річкових басейнів України у меженний період 2024 року: причини та наслідки……213

Фізик І.В., Івашинюта С.В., Ціпан Ю.Р. Трансформація епізоотичного процесу сказу та ефективність альтернативних стратегій імунізації дикої фауни в умовах воєнного стану (на прикладі Рівненської області)……224

CONTENTS

Almashova V.S. Assessment of man-made pollution by petroleum products of the aquatic environment of the black sea water area in case of an accident on the tanker Delphi..... 5

Bordiug N.S., Ishchuk O.V. Assessment of the state of the Seim and Desna rivers after transboundary pollution..... 22

Breus D.S. Assessment of water quality in the lower reaches of the Inhulets river..... 36

Holovko A.A. Practical experience of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) growing technology in French farm conditions..... 50

Hryb Y.V., Semenchuk Yu.M., Pylypchuk A.S., Kokhanevych A.O. Micro-reserves in the system of nature protection of aquatic basins: concept, activities and tasks..... 65

Grokhovska Yu.R., Volodymyrets V.O., Konontsev S.V. Ecological strategies of aquatic macrophytes in the Pripyat river basin. II. A functional trait-based approach within an R–K–S framework: family hydrocharitaceae..... 81

Melnyk V.I., Melnyk V.I., Lisetskyi V.O. Methodology for assessing the bioethical sustainability of aquaculture enterprises based on an integral index..... 98

Melnychenko S.H., Honcharova O.V., But Yan. Assessment of the impact of climate changes on zooplakton groupings using the example of lake Geneva..... 118

Pichura V.I. Hydroecological consequences of the destruction of the Kakhovka hydropower plant and the drainage of the Kakhovka reservoir: from water-regulatory stability to post-irrigation aridization..... 134

Poltavchenko T.V., Budnik Z.M., Lytvynenko O.P., Yanenko U.M., Kulykova V.V., Miroshnichenko O.I., Prokopenko T.O. Dynamics of the spread of fish ichthyophthiriosis in Ukrainian aquaculture..... 172

Potravka L.O., Biloshkurenko O.S. Water as a gender-determined resource: rethinking inequality and opportunities..... 185

Solomakha A. Polyfunctional model for the management of aquatic biological resources and the environmental policy of aquaculture..... 204

Sondak V.V., Shevchenko V.Yu. Water characteristics of Ukrainian river basins in the limit period of 2024: causes and consequences..... 213

Fizyk I.V., Tsipan Yu.R. Transformation of the epizootic process of rabies and efficiency of alternative strategies of wild fauna immunization under martial law (on the example of Rivne region)..... 224

УДК 502.50/568.032
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.1

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ASSESSMENT OF MAN-MADE POLLUTION BY PETROLEUM PRODUCTS OF THE AQUATIC ENVIRONMENT OF THE BLACK SEA WATER AREA IN CASE OF AN ACCIDENT ON THE TANKER DELPHI

Almashova V.S. *– Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor*
orcid.org/0000-0001-6180-1096
Kherson State Agrarian and Economic University
vikadiana1981@gmail.com

The article analyzes the impact of emergency oil spills in the Black Sea water area on the aquatic environment, evaluates the ecological consequences and economic losses. The extent of pollution of the marine ecosystem by oil products was determined and the most effective methods of its cleaning were substantiated. The scientific article is devoted to the analysis of the man-made accident of the Delphi tanker, which in November 2019 broke from its anchor due to a storm in the waters of the Pivdenny port near Odesa.

In the material of the article, we offer an algorithm for containing oil spills during such accidents using the technology of using barrier booms resistant to sea storms (taking into account wind power and currents). To clean the water environment from petroleum products, reusable tanks of the "Ekonad" type with a service life of at least 5 years are recommended.

Laboratory and organoleptic methods were used during the research. The methodology for researching the level of sea pollution by oil products is based on a comprehensive approach, which includes direct sampling of water and biota with subsequent laboratory analysis, as well as the use of remote monitoring methods.

With the help of the monitoring laboratory of the Odesa DEI, an assessment of the ecological impact of "Ekonad" biosorption booms was carried out, which confirmed their high efficiency for the localization of oil spills in the water environment. These booms are deployed around the reporting area immediately after the accident, forming a barrier that is resistant to waves and currents; they actively absorb oil products thanks to natural sorbents (for example, sawdust), reducing the spread of the stain by 90% in stormy conditions. The ecological and economic expediency of the application is substantiated, as well as the safe disposal of sawdust as a fuel resource is analyzed.

The study proves the reality of preventing the penetration of oil products into the water environment during an accident. The recommendations can form the basis of a new environmental policy for the protection of marine resources.

Key words: environmental impact assessment, dams, Black Sea, pollution of the water area with oil products, methods of cleaning the water environment, hydrobionts, indicators of water pollution, oil film, environmental protection.

Introduction. The harm caused by shipping to the World Ocean is explained by the impact of water transport itself and, to an even greater extent,

by the emissions produced by it. These include pollution by oil and agricultural chemicals, radioactive substances, heavy metals, and various types of waste discharged from ships.

In 1980, as a result of studies conducted by a special group of experts of the International Maritime Organization (IMO), a classification of discharges of petroleum hydrocarbons from ships into the marine environment was developed:

1. Operational discharges of oil cargo from tankers;
2. Discharges from ships during docking;
3. Discharges near berths, including bunkering operations;
4. Discharges with bilge waters and fuel residues;
5. Discharges of oil-contaminated ballast from fuel tankers;
6. Spills during accidents involving tankers, ships, or underwater pipelines.

According to statistical data, during the period from 1962 to 1972, about 2 million tons of oil entered the marine environment as a result of accidents. From 1973 to 1986, an average of 31 oil-carrying vessels were involved in accidents each year. The United Nations Convention on the Law of the Sea of 1982 obliges states to protect and preserve the marine environment. States must take all measures necessary to ensure that activities under their jurisdiction or control do not cause damage to other states and their marine environment through pollution. These measures apply to all sources of marine pollution. In addition to the legal framework aimed at reducing pollution intensity, scientific programs and projects are actively being developed to address existing emissions.

On March 5, 2023, according to a regular announcement by the international environmental organization Greenpeace, more than 100 countries, for the first time, approved an agreement at the UN headquarters in New York to protect the World Ocean by 2030. The subject of this agreement is the high seas, that is, international ocean waters beyond national jurisdictions. The document provides for the establishment of marine protected areas. By 2030, one third of all international waters will be placed under protection, whereas currently only 1.2 percent of the ocean is protected. In protected areas, restrictions will apply to fishing activities, shipping routes, and mineral extraction. Basic rules for conducting environmental impact assessment of commercial activities in the oceans will also be established.

The problem of marine pollution as a result of oil and gas technogenesis has now acquired a global character. Among the substances polluting the marine environment, oil and its refined products occupy one of the leading positions. Due to the impact of human activity on nature over the past 100 years, water pollution by oil products has increased by 3,000 times, causing enormous economic and environmental damage to the World Ocean basin.

According to various estimates, from 500 thousand to 8–10 million tons of technogenic oil and oil products enter the World Ocean annually. During

accidental spills from tanker vessels, thousands of tons of oil may enter the sea simultaneously, which has a destructive effect on marine ecosystems. At present, pollution of the World Ocean by oil and oil products has already reached one fifth of its total surface area. Only one ton of oil is capable of covering up to 12 square kilometers of the sea surface. An oil film disrupts all physicochemical processes: the temperature of the surface water layer increases, gas exchange deteriorates, fish migrate or die, and oil that settles on the seabed continues to harm living organisms for a long time.

Currently, the International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Co-operation is in force. More than 70 states are parties to this convention. Oil is a complex mixture of many hydrocarbon components. At high concentrations, hydrocarbon molecules are highly toxic to many organisms. Oil also contains sulfur and nitrogen compounds, which are hazardous themselves and can react with the environment, resulting in the formation of secondary toxic chemical substances.

The causes of oil pollution entering water bodies are numerous. These include the discharge of untreated or insufficiently treated wastewater from industrial and transport enterprises, municipal facilities, and fleets; oil losses during extraction and transportation; accidents on oil and product pipelines; accidental damage to tankers; and accidents at offshore drilling platforms. The nature and duration of the impact of an oil spill depend on a wide range of factors. These include the quantity and type of the spilled product, its behavior in the marine environment, the location of the spill under environmental and physical conditions, and timing, especially in relation to the season and prevailing weather conditions.

Our research work is dedicated to an accident in the water area of the Black Sea near the port of Pivdennyi in Odesa. The Black Sea basin, like other areas of the World Ocean, is prone to oil pollution during ship operation, since about 50,000 vessels pass through the Black Sea annually, and each of them contributes to pollution. Oil and oil product spills are among the most serious global threats to the environment, causing destructive consequences for ecosystems, the economies of coastal regions, and human health.

In Ukraine, which has a significant number of water bodies and enterprises connected with the transport and storage of petroleum products, ensuring rapid and effective response to such incidents is critically important. In this context, containment booms for oil spill response act as an indispensable tool for operational response, allowing the localization and limitation of pollution spread. Containment booms are special floating barriers designed for the physical containment and localization of oil spills, oil products, and other floating pollutants on the water surface. They are flexible structures deployed on the water surface to form a perimeter around the spill area or to block its spread.

The main function of booms is to create a physical barrier that prevents uncontrolled spreading of the spill by concentrating it within a controlled area. This concentration significantly simplifies subsequent collection and disposal of the pollution.

Their key importance lies in minimizing environmental and economic damage. Containment booms for oil spill response effectively prevent pollution of coastlines, protect vulnerable ecosystems such as mangroves or fish spawning grounds, and safeguard drinking water sources from harmful substances. They represent the first line of defense in emergency situations. Emphasis on rapid deployment is critical. The faster containment booms are deployed after a spill is detected, the smaller the contaminated area will be. This facilitates subsequent cleanup and significantly reduces potential environmental impacts, preserving biodiversity and natural resources.

Analysis of recent research. In the modern world, tra nsport is one of the main sources of environmental pollution. This especially concerns emissions of harmful substances into the air as a result of fuel combustion, as well as spills of oil and oil products that enter water and soil. For example, only one liter of oil is capable of contaminating up to one million liters of water. Such pollution has a serious negative impact on the aquatic ecosystem. A thin oil layer on the water surface blocks oxygen access, which threatens the life of aquatic plants and animals. Oil pollution is harmful not only to aquatic fauna; it poisons insects, disrupts the process of photosynthesis in aquatic plants, and destroys food chains. Wild birds suffer particularly strongly, because oil disrupts the water-repellent properties of their feathers. Viscous reverse emulsions formed after the removal of volatile fractions from oil remain on the surface in the form of a thin oil film. This film moves at a speed approximately twice as high as the water current velocity. When it comes into contact with the shore and coastal vegetation, the oil film settles on them. During spreading over the water surface, light oil fractions partially evaporate and dissolve, while heavy fractions sink into the water column and settle on the bottom, contaminating bottom sediments. Under wartime conditions, the scale of oil pollution has increased significantly due to the destruction of infrastructure facilities such as oil storage tanks, water transport vessels, and transformer stations. This is also aggravated by accidents related to the sinking of cargo vessels at sea.

Processes of extraction, transportation, processing, and disposal are often accompanied by emissions of harmful substances into the atmosphere and spills of oil products. As a result, oil and oil products enter the environment and cause significant environmental damage. The greatest environmental hazard is posed by oil spills on the surface of seas, water bodies, and rivers, because within several hours a thin oil product film can cover tens or hundreds of square kilometers of water surface. It moves with water currents and is difficult to local-

ize. The hydrocarbon film formed on the water surface prevents oxygen from entering the water and disrupts gas exchange. In addition, some harmful hydrocarbons dissolve in water and have a destructive effect on hydrobionts. All components of the ecosystem suffer: soils, water bodies, the atmosphere, flora, and fauna. Human life safety is also under threat. In practice, oil removal from the water surface is carried out using oil skimmers of various designs. However, this method is almost twice as expensive, because oil skimmers suck in 40–80% water together with oil. This water must also be treated to maximum permissible concentrations for both floating and emulsified oil before being discharged back into the water body. As a result, the cost of cleaning a unit area contaminated with oil almost doubles. At an oil film thickness of 1–3 mm or less, the use of oil skimmers is irrational [6].

Material and methods. The diversity of existing methods and the active search for new technologies that allow effective control of oil and oil product pollution at low cost confirms the relevance of this problem. At present, there are various methods and substances used to combat oil product pollution. Each of them has its advantages and disadvantages. The most common ones are considered below.

This method is ineffective and insignificant, because a thin oil layer (less than 3 mm) does not burn due to the cooling effect of water. Another problem is that combustible fractions evaporate rather quickly, which also prevents combustion. For example, during the elimination of the environmental disaster caused by the ***Torrey Canyon*** accident, the tanker was bombed and set on fire, but this did not produce significant results. Only about one fifth to one sixth of the oil burned.

Reducing the size of oil particles increases the rate of natural self-purification of a water body, but it has a more negative effect on aquatic fauna than the oil film located on the water surface. This has been experimentally proven. Harmful compounds contained in oil and oil products can accumulate in marine organisms. For example, carcinogenic polycyclic hydrocarbons accumulated by hydrobionts can pass through many levels of the marine food chain without undergoing changes. The consumption of detergents during emulsification of an oil film reaches 25% of the oil mass. Their toxicity to marine organisms is sometimes much higher than the toxicity of oil itself. Therefore, their use often causes even greater damage to aquatic flora and fauna. As a result of emulsification, oil breaks into very small droplets. The smaller the droplets, the easier they enter the bodies of aquatic organisms. When surfactants are used, oil disperses over the surface, but oil pollution does not decrease. Instead, additional highly toxic pollution in the form of detergents is introduced [7].

This method is based on oil decomposition using oil-oxidizing bacteria. Based on several known strains of such bacteria, a dry powder is produced with

a moisture content of about 10%, combined with nutrient salts to stimulate bacterial activity at the initial stage. This process is applied at low pollution concentrations. In practice, this method is used very rarely due to many limiting factors. The rate and completeness of oil degradation depend on water temperature, bacterial population size, and physiological activity. At a temperature of +10 °C, the activity of oil-oxidizing bacteria is very low. The optimal temperature range is +20 to +45°C [6]. These limitations do not allow wide practical application of this method for oil spill response (Table 1).

Table 1. **Solubility of oil products in water**

№	Types of oil products	Solubility in water milligrams/dm3
1	Petrol	10-50
2	Gasoline	9-55
3	Kerosene	2-5
4	Diesel fuel	8-22

Among all methods of combating oil pollution on the water surface, the use of sorbents is the safest from an environmental point of view. Such substances must have high flotation and oil-retention capacity, as well as high absorption capacity (at least 8–10 kg of oil per 1 kg of sorbent) [2].

According to the mechanism of oil removal, sorbents are distinguished in which physical surface sorption dominates. In this case, oil collection occurs due to adhesion to the surface of sorbent particles. The amount of absorbed oil products is determined by the specific surface area of the material and its properties, namely hydrophobicity and oleophilicity. According to literature data, this mechanism is typical for oleophilic powdered and granular materials with a closed porous structure and for materials whose pores are inaccessible to the molecules of the removed substance.

The object of the study is the aquatic environment of the Black Sea (near the city of Odesa) after the accident involving the oil product spill from the dry cargo vessel Delfi. The subject of the study is the processes of marine environment pollution by oil products that leaked from the vessel after the emergency situation, as well as the possible consequences for biodiversity. During the research, laboratory and organoleptic methods were used. The methods for studying marine pollution by oil products are based on an integrated approach, which includes direct sampling of water and biota followed by laboratory analysis, as well as remote observation methods. When choosing a method for eliminating an oil spill that has entered the environment, the following principles should be considered:

– the response actions must be carried out in the shortest possible time;
– the oil spill response operation must not cause greater environmental damage than the spill itself.

Absorption of oil and oil products by hydrophobic powdered materials is not limited to surface sorption alone. Under real conditions, this process dominates when cleaning water surfaces from monomolecular pollutant films.

When solid oleophilic particles come into contact with a thick oil film, micelles form around them. These micelles interact with each other, forming a network-like structure. This leads to a significant increase in suspension viscosity. At high concentrations of powdered sorbents in oil, dense conglomerates are formed. In this case, powdered hydrophobic materials act as thickening agents and reduce the area of the oil slick.

When granular materials with a closed porous structure are used, such as granular polystyrene or polypropylene, oil placement is possible only between granules due to capillary forces and oleophilicity. When the sorbent layer contacts water, water is also absorbed into the intergranular space despite the hydrophobic nature of the sorbent. The liquid between granules is retained by adhesion and capillary forces. Therefore, in settling tanks, partial drainage of collected oil from the sorbent layer occurs under gravity, reaching up to 90%.

Another type of oil sorbents includes materials in which oil and oil products are absorbed by the entire volume. The efficiency of oil absorption depends on the chemical affinity between the sorbent material and the absorbed liquid, as well as on the material structure. Oil absorption begins with rapid wetting of the sorbent surface, followed by slower penetration of oil into the porous structure under the action of capillary forces.

According to structural type, sorbents are divided into fibrous and volumetric-porous materials with closed or open pore structures. Fibrous materials consist of randomly arranged thin fibers distributed freely in space. They usually have a non-oriented spatial structure, which allows pollutants to contact a large surface area per unit time. Typical fibrous materials for oil collection include cotton wool, felt, fabrics, synthetic padding, textile pellets, basalt fiber, and others. Types of sorbents and their absorption capacity are given in Table 2.

During oil absorption, sorbent fibers are able to move apart, forming a specific sorbent–oil product structure. After collection, this structure gradually compresses under gravity and releases up to 20–25% of the absorbed product [3]. As shown in tables 2, all fibrous sorbents are characterized by a high degree of oil squeezing after absorption. Some fibrous absorbents show high water absorption, such as synthetic padding and sheet foam rubber with a thickness of 18 mm. This is due to low surface hydrophobicity. This drawback can be eliminated by adding special hydrophobic agents.

It should be noted that fibrous absorbents are characterized by a non-stationary structural state. During this period, the sorbent volume increases from a minimum under compression to a maximum during elastic expansion. If a sorbent without selectivity for oil enters this non-stationary state on a water

Table 2. **Types of sorbents and their absorption capacity**

Material	Oil absorption, g/g	Water absorption, g/g	Oil retention, %
	Natural organic materials		
Wheat straw	4,1	4,2	36
Aspen bark	0,5	0,8	25
Wood shavings	1,7	4,3	10-20
Cotton industry waste	8,3	0,26	60
Peat	17,7	24,3	74
Macroporous technical carbon	4,0-4,5	0-1,0	10-81
	Synthetic organic materials		
Polystyrene foam: fiber	7,0-12,0	6,0-11,5	80-90
Polypropylene: fiber	12-40	1-6	40-80
Rubber crumb	5,1	0,3	0
Phenol-formaldehyde resin (powder)	4,4	14,5	0
Foam rubber (sheet)	14,5-35,2	1,3-25,9	75-85
	Inorganic materials		
Foamed nickel	2,9	3,0	0
Fiberglass	5,4	1,7	60
Modified graphite	40,0-60,0	0,5-10,0	10-65
Modified basalt fiber	37	0,5	27

surface covered with an oil film, the restoring structure begins to absorb oil and water equally intensively. This phenomenon limits the use of such materials in mechanized oil collection devices.

Of particular interest are fibrous composite oil collectors that use various plant wastes as fillers. The availability and low cost of such fillers make it possible to significantly reduce the cost of synthetic composites and expand their application in solving environmental problems. It is known that such composites can combine a high degree of substitution of synthetic material, from 25% and higher, with high oil capacity and oil product recovery rates [3].

Results of the study. This study is devoted to the assessment of the ecological condition of the Black Sea water area after the accident of the dry cargo vessel Delfi, which was transporting oil products. On November 21, 2019, the dry cargo vessel Delfi, flying the flag of Moldova, was torn from its anchor near the coast of Odesa. Initially, the vessel was located in the water area of the port "Pivdennyi". It was detached from its anchor and carried toward Odesa. There were up to 15 crew members on board. The length of the Delfi was 60 meters, the width was 10 meters, and the displacement was approximately 1,600 tons. A wind with a speed of 12 meters per second pushed the vessel Odesa. The crew did not send SOS signals and refused to leave the tanker without the permission

of the shipowner, with whom communication was impossible. Rescue services were unable to approach the tanker due to weather conditions. Evacuation of the crew began only after the tanker capsized. Divers were then sent to the vessel and evacuated the captain, the chief engineer, and a sailor. The condition of the crew was satisfactory, and the evacuated persons were transported to a hospital (Fig. 1).

Fig. 1. **Rescue operation of the crew of the dry cargo vessel "Delfi"**

The main task then was to stop the leakage of oil products from the tanker and to minimize the risk of an environmental disaster in the aquatic environment. After arriving at the accident site, employees of the Odesa Environmental Inspectorate began continuous daily monitoring of the area around the vessel, from which oil was gradually leaking (Fig. 2).

Fig. 2. **Sunken dry cargo vessel "Delfi" near the beach in Odesa**

From November 22, after the accident, specialists of the Odesa State Environmental Inspectorate recorded a 19-fold exceedance of the permissible pollution level in the sea near the tanker Delfi. On November 27, floating containment booms were installed around the tanker to isolate the contaminated area and later clean it. It should be noted that containment of polluted sea areas followed by oil collection using oil skimmers allows up to 90% of spilled oil

products to be recovered and reused. However, this method does not fully eliminate pollution (Fig. 3).

Due to the use of sorbent booms, which are capable not only of localizing oil slicks but also of absorbing oil products, the area of potential pollution and possible catastrophic consequences for the marine environment was minimized in the immediate vicinity of the tanker. Such sorbent booms, used in combination with conventional booms or as independent technical means, are widely applied worldwide. In particular, they were purchased specifically for emergency preparedness related to oil spills at the commercial port "Pivdennyi" in Odesa Region.

Fig. 3. **Installation of sorbent containment booms around the vessel "Delfi"**

This type of boom has several design features that allow oil products to penetrate inside the boom and be absorbed. They are made of a mesh sleeve filled with sorbents. The diameter of the boom sections ranges from 100 to 200 mm. The main advantages of this design include non-toxicity for humans and aquatic organisms, hydrophobic properties, buoyancy, high sorption capacity, and ease of disposal. During the winter–spring period, the sorbent booms prevented the spread of the oil slick on the sea surface. During this time, attempts were repeatedly made to pull the vessel ashore using tugboats for further disposal. However, during rescue operations, steel cables failed under the weight of the vessel, which complicated the situation.

On May 7, 2020, during another survey of the marine environment near the tanker Delfi, environmental inspectors recorded a minor fuel leak. During the following two weeks, no surface water pollution was detected around the tanker. According to water sample analyses, no exceedance of oil product concentrations was recorded. On May 21, another fuel leak occurred, which gradually spread over the surface of the Black Sea water area.

On June 22, the oil slick from the sunken tanker Delfi covered up to 400 square meters of water near Dolphin Beach, where swimming was pro-

hibited due to exceedance of maximum permissible concentrations (MPC) for bathing (Table 3).

The following day, law enforcement authorities initiated criminal proceedings regarding the pollution of the Black Sea near the sunken tanker. They also took personal control over the lifting and towing of the vessel. On June 23, according to expert assessments, the concentration of oil products in the sea decreased. On June 22, the pollution indicators exceeded the MPC by 16.4 times. At that time, oily spots and a gray silvery film were observed on the water surface.

Establishing a direct relationship between the volume of the spill and the area of contamination of the water surface, bottom sediments, and coastline, as well as the persistence of pollution, is very difficult. An approximate assessment of the polluted area can be obtained based on the visual appearance of the spilled oil (Table 4).

Table 3. **Standards for marine water pollution for safe bathing**

Category	Parameter	Standard (MPC / MAC)	Implication of Exceeding
Microbiological	E. coli	≤ 500 КУО/дм³	Risk of intestinal infections
Microbiological	Enterococci	≤ 100 CFU/100 ml	Bacterial infections
Microbiological	Thermotolerant coliforms	≤ 1000 CFU/dm³	Fecal contamination
Heavy metals	Lead (Pb)	≤ 0,01 mg/l	Toxicity, bioaccumulation
Heavy metals	Cadmium (Cd)	≤ 0,001 mg/l	High toxicity
Heavy metals	Mercury (Hg)	≤ 0,0005 mg/l	Neurotoxicity
Heavy metals	Copper (Cu)	≤ 1,0 mg/l	Skin irritation
Heavy metals	Zinc (Zn)	≤ 1–3 mg/l	Nausea in case of excess
Organic	Oil products	≤ 0,05 mg/l	Swimming prohibited
Organic	Phenols	≤ 0,001 mg/l	Toxicity, odor
Physical indicators	Transparency	≥ 1 m	Poor water quality
Physical indicators	Dissolved oxygen	≥ 6 mg/l	Ecosystem disruption
Radiological	Total activity	≤ 0,2 Bq/l	Radiation risk
Radiological	Cesium-137	≤ 10 Bq/l	Radionuclide contamination
Radiological	Strontium-90	≤ 2 Bq/l	Accumulation in bones

Table 4. **Appearance of oil pollution depending on the volume of spilled oil**

Oil spill volume, L/km²	Appearance
38	Isolated spots, barely visible under good lighting.
76	Isolated spots with a silvery sheen.
152-304	Spots and rainbow-colored oil films on the water surface; some shoreline areas and coastal vegetation contaminated with oil.
1000	Oil spots and films covering most of the water surface; shores and coastal vegetation coated with oil; oil floats up when the bottom is stirred.
2000	Brown oil film (visible even under strong wave action); shores and coastal vegetation coated with oil; oil floats up when the bottom is stirred.

During the elimination of oil pollution in the aquatic environment, the use of Ekonad containment booms was proposed. These booms can be reused, and their storage period is at least five years. Disposal of used Ekonad booms is carried out by landfill disposal, burial in unsuitable land, or incineration. The use of biosorption booms Ekonad allows oil spills to be blocked and ensures sorption of a wide range of oil products. In 2002, these booms were demonstrated at the National Exhibition-Fair with international participation "Ecology 2002" and during joint Ukrainian–Polish international command-and-staff exercises on emergency pollution response "Mostyska–Starzhava 2002".

For the elimination of oil spills and prevention of oil pollution in coastal zones, the application of biosorption booms Ekonad, filled with organic sorbent material (sawdust), is proposed. The Ekonad biosorption booms were tested in the water area of the Pivdennyi Sea Commercial Port and showed high efficiency during oil film removal.

The State Environmental Inspectorate assumed that such pollution indicators and visual traces of oil products indicated partial damage to the boom containment system. However, on June 24, no oil pollution was recorded near the tanker. On June 26, due to continued discharges from the sunken vessel and exceedance of permissible oil concentrations in seawater, part of Dolphin Beach was closed to visitors. On July 22, another oil discharge was recorded at Dolphin Beach.

The polluted area reached nearly 80 square meters. At that time, the fuel spills caused damages exceeding 15,000 USD. On July 26, the Regional Commission on Technogenic and Environmental Safety and Emergency Situations in Odesa Region classified the wreck of the vessel Delfi as an emergency situation. On September 3, inspectors of the State Environmental Inspectorate recorded another oil spill near the tanker, covering 70 square meters of water. On September 10, a small oil slick was recorded after the lifting of the tanker Delfi. On September 30, the Head of the State Environmental Inspectorate of Ukraine reported that the tanker owner was charged approximately 16,000 USD for environmental damage.

According to preliminary data from the Odesa State Environmental Inspectorate, about 150 kg of light oil product fractions entered the sea. No traces of oil products were found on the sand or the shoreline. Observations of birds landing on the water near the coastal zone and boom containment area showed that their feathers and legs were clean. One of the main problems in continuous monitoring of pollution around the sunken tanker Delfi was partial damage to the boom containment system, which occasionally allowed oil products to leak beyond its boundaries. This is expected, as oil containment booms are affected by natural factors, including water currents, wind, and waves. These forces play an important role in selecting the boom design, installation method, and anchoring system. Proper calculation of the loads acting on the boom helps prevent deformation,

damage, and detachment from anchor points. In this case, the main driving force acting on the boom is water flow resistance, especially near the shoreline during storms. To calculate the approximate force (F) in kilograms acting on a boom with an underwater area (A) in square meters at a current velocity (V) in meters per second, the following formula is used:

$$F = 100 \times A \times V^2$$

In the case of the oil spill from the tanker Delfi, the containment boom was 100 meters long with an underwater skirt of 0.6 meters, exposed to a current velocity of 0.25 m/s (according to data from the Odesa Regional Hydrometeorological Service):

$$F = 100 \times (0.6 \times 100) \times (0.25)^2 \approx 375 \text{ kg}$$

The analysis shows that doubling the current velocity leads to a fourfold increase in the load on the containment booms, which explains the problems with their damage. During storms and increased current velocity, environmental inspectors occasionally recorded exceedances of maximum permissible concentrations of oil products in seawater. This factor is important when planning boom installation in areas with strong currents, such as the Black Sea near Odesa.

In addition to current effects, wind has a significant impact on the boom, especially on its above-water part. To estimate wind load, a similar formula can be used, taking into account that equivalent pressure is created at wind speeds approximately 40 times greater than the current velocity. In this case, for a 100-meter-long boom with a freeboard of 0.5 meters and a wind speed of 7.5 m/s, typical for this marine area, the wind load can be calculated as:

$$F = 100 \times (0.5 \times 100) \times (7.5 / 40)^2 \approx 175 \text{ kg}$$

If wind and current act in the same direction, their combined load on the boom is approximately 550 kg. This must be considered when selecting anchoring systems and towing methods. The impact of waves on containment booms depends on wave amplitude and length. If the boom has sufficient flexibility, it can follow wave motion without significant loads. However, under strong wave conditions, the following effects may occur:

1. Sudden loads during wave impacts, which may cause boom rupture if material strength is insufficient.
2. Boom deformation, leading to partial submergence and reduced effectiveness of pollution containment.
3. Reduced retention capacity under strong wave run-up, especially if the boom design does not match operating conditions.

For effective use of containment booms, it is necessary to consider:

1. The angle of boom installation relative to the current to minimize loads.
2. The use of flexible structures that can adapt to wave motion.
3. Reinforced materials and connections to prevent rupture under sudden loads.

4. An optimal anchoring system that ensures boom stability under difficult conditions.

The calculation of forces acting on containment booms is an important stage in their design and installation. Proper selection of the boom structure and consideration of current velocity, wind, and wave loads increase the effectiveness of boom use, extend their service life, and minimize the risk of failure under severe operating conditions.

Conclusion. Oil spills cause significant and lasting damage to the marine ecosystem. The main consequences include: the formation of a film on the surface of the water, which limits the penetration of oxygen and sunlight, suppresses the photosynthesis of phytoplankton and disrupts gas exchange between the atmosphere and the sea; death of marine organisms (fish, molluscs, crustaceans) from toxic exposure or suffocation; violation of the waterproofing of feathers in birds, which leads to the impossibility of flight and death from hypothermia or poisoning; damage to the skin and respiratory tract of marine mammals (dolphins, seals); the accumulation of toxic substances in food chains (bioaccumulation), which can affect all levels of the ecosystem and potentially endanger humans through seafood.

We proposed the use of reusable "Ekonad" vouchers, the validity period of which is at least 5 years. The disposal of used bons is carried out by taking them to landfills, plowing in unusable areas or burning them. Econad biosorption tanks effectively block oil spills, absorbing a wide range of oil products, and play a key role in protecting sensitive ecosystems fish spawning grounds, coastal marshes, flora and fauna. They also prevent contamination of drinking water sources and recreational areas, preserving them for future generations.

Thanks: no.

Funding: no.

Conflict of interest: no.

ОЦІНКА ТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ НАФТОПРОДУКТАМИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА АКВАТОРІЇ ЧОРНОГО МОРЯ ПРИ АВАРІЇ НА ТАНКЕРІ «ДЕЛФІ»

Алмашова В.С. *– к.с.-г.н., доцент*
orcid.org/0000-0001-6180-1096
Херсонський державний аграрно-економічний університет
vikadiana1981@gmail.com

У статті проаналізовано вплив аварійних розливів нафти в акваторії Чорного моря на водне середовище, оцінено екологічні наслідки та економічні втрати. Визначено ступінь забруднення морської екосистеми нафтопродуктами та

обґрунтовано найбільш ефективні методи її очищення. Наукова стаття присвячена аналізу техногенної аварії танкера Delphi, який у листопаді 2019 року вирвався з якоря через шторм у водах порту «Південний» під Одесою.

У матеріалі статті запропоновано алгоритм вмикання розливів нафти під час таких аварій з використанням технології використання бар "єрних бонів, стійких до морських штормів (з урахуванням вітрової потужності та течії). Для очищення водного середовища від нафтопродуктів рекомендуються баки багаторазового використання типу «Еконад» з терміном служби не менше 5 років.

Під час дослідження були використані лабораторні та органолептичні методи. Методика дослідження рівня забруднення моря нафтопродуктами базується на комплексному підході, який включає безпосередній відбір проб води та біоти з подальшим лабораторним аналізом, а також використання методів дистанційного моніторингу.

За допомогою моніторингової лабораторії Одеського ДЕІ проведено оцінку екологічного впливу біосорбційних бонів «Еконад», що підтвердило їх високу ефективність для локалізації розливів нафти у водному середовищі. Ці бони розгортаються навколо зони звітності відразу після аварії, утворюючи бар'єр, стійкий до хвиль і струмів; вони активно поглинають нафтопродукти завдяки природним сорбентам (наприклад, тирсі), знижуючи поширення плями на 90% в штормових умовах. Обґрунтовано еколого-економічну доцільність застосування, а також проаналізовано безпечну утилізацію тирси як паливного ресурсу.

Дослідження доводить реальність запобігання проникненню нафтопродуктів у водне середовище під час аварії. Рекомендації можуть лягти в основу нової екологічної політики охорони морських ресурсів.

Ключові слова: оцінка впливу на довкілля, дамби, Чорне море, забруднення акваторії нафтопродуктами, методи очищення водного середовища, гідробіонти, показники забруднення води, нафтова плівка, охорона навколишнього середовища.

BIBLIOGRAPHY

1. Бешлей З.М., Використання рослинних тест-систем для оцінки токсичностіттехногенно забруднених субстратів. С.В. Бешлей, В.І. Баранов, О. І. Терек. Вісник Харківського національного аграрного університету. 2014. №1(31). С. 97-102.
2. Геворгян С. А., Джура Н. М., Романюк О. І., Терек О.І. Використання рослин для рекультивації ґрунтів, забруднених нафтою і нафтопродуктами. Екологія та ноосферологія. 2006. Т. 17, вип. 1-2. С. 60. забруднення. 2020. С. 15–21.
3. Іванський А.Й., Сухопара М. Міжнародно-правове регулювання захисту світового океану від забруднення. Сучасні питання економіки і права. 2019. № 1. С. 124−129.
4. Івасечко О. Співпраця України та європейського союзу в галузі охорони довкілля. Українська національна ідея: реалії та перспективи. 2012. №24. С. 73−78.
5. Кузнецов С.О., Аверочкіна Т.В. Морське право. Підручник. Одеса: Фенікс, 2011. 382 с.: Латстар, 2017. 200 с.

6. Логінов О.В., Тодорова О.В. Адміністративна відповідальність за забруднення морського середовища: проблемні аспекти. Lex Portus. 2018. № 3, ч. 11. С. 208.
7. Мазець В. Р. Біотехнологічні методи очищення морських вод від нафтового ними структурами, інверсними мембранним структурам. Харчова промисловість. 2019. № (25). С. 93–99.
8. Пукіш А. В. Підвищення екологічної безпеки при спорудженні нафтогазових свердловин: автореф. Дис.канд. техн. наук: 21.06.01 екологічна безпека. Івано-Франківськ, 2008. 22 с.
9. Сабадаш В. В. Теоретичні основи сорбційних процесів на природних та синтетичних сорбентах. Львів. 2019. С. 28–31.
10. Хохотва О. П. Наукові основи розробки модифікованих сорбентів неорганічних та органічних забруднювачів у процесах водоочищення. 2019. С. 54–71.
11. Чумаченко І.Є. Транскордонне співробітництво під час здійснення державного контролю у сфері використання та охорони вод. Науковий вісник Міжнародного гуманітарного університету. Сер. Юриспруденція. 2014. № 10-2, т. 2. С. 28−30.

REFERENCES

1. Beshlei S.V., Baranov V.I., Terek O.I. (2014) Vykorystannia roslynnykh test-system dlia otsinky toksychnosti tekhnohenno zabrudnenykh substrativ [Use of plant test systems for assessing toxicity of technogenically contaminated substrates]. Visnyk Kharkivskoho natsionalnoho ahrarnoho universytetu [Bulletin of Kharkiv National Agrarian University]. no. 1(31), pp. 97–102. [in Ukrainian]
2. Hevorhian S.A., Dzhura N.M., Romaniuk O.I., Terek O.I. (2006) Vykorystannia roslyn dlia rekultyvatsii gruntiv, zabrudnenykh naftoiu i naftoproduktamy [Use of plants for remediation of soils contaminated with oil and petroleum products]. Ekolohiia ta noosferolohiia [Ecology and Noospherology]. vol. 17, no. 1-2, p. 60. [in Ukrainian]
4. Ivanskyi A.Y., Sukhopara M. (2019) Mizhnarodno-pravove rehuliuvannia zakhystu svitovoho okeanu vid zabrudnennia [International legal regulation of the protection of the world ocean from pollution]. Suchasni pytannia ekonomiky i prava [Modern Issues of Economics and Law]. no. 1, pp. 124–129. [in Ukrainian]
5. Ivasechko O. (2012) Spivpratsia Ukrainy ta yevropeiskoho soiuzu v haluzi okhorony dovkillia [Cooperation between Ukraine and the European Union in the field of environmental protection]. Ukrainska natsionalna ideia: realii ta perspektyvy [Ukrainian National Idea: Realities and Prospects]. no. 24, pp. 73–78. [in Ukrainian]
6. Kuznetsov S.O., Averochkina T.V. (2011) Morske pravo [Maritime Law]. Pidruchnyk. Odesa: Feniks, 382 p. [in Ukrainian]

7. Lohinov O.V., Todorova O.V. (2018) Administratyvna vidpovidalnist za zabrudnennia morskoho seredovyshcha: problemni aspekty [Administrative responsibility for marine pollution: problematic aspects]. Lex Portus. vol. 3, no. 11, p. 208. [in Ukrainian]
8. Mazets V.R. (2019) Biotekhnolohichni metody ochyshchennia morskykh vod vid naftovoho nymy strukturamy, inversnymy membrannym strukturam [Biotechnological methods of sea water purification from oil pollution using inverse membrane structures]. Kharchova promyslovist [Food Industry]. no. (25), pp. 93–99. [in Ukrainian]
9. Pukish A.V. (2008) Pidvyshchennia ekolohichnoi bezpeky pry sporudzhenni naftohazovykh sverdlovyn [Improving environmental safety during the construction of oil and gas wells]: avtoref. dys. kand. tekhn. nauk: 21.06.01 ekolohichna bezpeka. Ivano-Frankivsk, 22 p. [in Ukrainian]
10. Sabadash V.V. (2019) Teoretychni osnovy sorbtsiinykh protsesiv na pryrodnykh ta syntetychnykh sorbentakh [Theoretical foundations of sorption processes on natural and synthetic sorbents]. Lviv, pp. 28–31. [in Ukrainian]
11. Khokhotva O.P. (2019) Naukovi osnovy rozrobky modyfikovanykh sorbentiv neorhanichnykh ta orhanichnykh zabrudniuvachiv u protsesakh vodoochyshchennia [Scientific bases for the development of modified sorbents for inorganic and organic pollutants in water purification processes]. pp. 54–71. [in Ukrainian]
12. Chumachenko I.Ye. (2014) Transkordonne spivrobitnytstvo pid chas zdiisnennia derzhavnoho kontroliu u sferi vykorystannia ta okhorony vod [Cross-border cooperation in state control in the field of water use and protection]. Naukovyi visnyk Mizhnarodnoho humanitarnoho universytetu. Ser. Yurisprudentsiia [Scientific Bulletin of the International Humanitarian University. Series: Jurisprudence]. no. 10-2, vol. 2, pp. 28–30. [in Ukrainian]

Дата першого надходження статті до видання: 30.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 504.4:556.53:628.1
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.2

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ОЦІНКА СТАНУ РІЧОК СЕЙМ І ДЕСНА ПІСЛЯ ТРАНСКОРДОННОГО ЗАБРУДНЕННЯ

*[1]**Бордюг Н.С.** – д.п.н., професор*
orcid.org/0000-0002-3489-4669
*[2]**Іщук О.В.** – к.с.-г.н., доцент*
orcid.org/0000-0002-8993-8366
[1]Херсонський державний аграрно-економічний університет
[2]Житомирський державний університет імені Івана Франка
natali-21@ukr.net, Ischuk_o@ukrl.net

Забезпечення екологічної безпеки поверхневих вод є пріоритетним напрямом, особливо в умовах інтенсивного антропогенного навантаження та впливу транскордонних джерел забруднення. Річки Сейм і Десна відіграють важливу роль у формуванні водних ресурсів північного сходу України, забезпечуючи потреби населення, сільського господарства та підтримуючи функціонування водних екосистем. Унаслідок транскордонного забруднення у 2024 році, спричиненого скидами стічних вод, відбулося істотне погіршення якості води, що супроводжувалося зниженням вмісту розчинного кисню та негативним впливом на водні біоресурси. Це зумовлює необхідність проведення комплексного моніторингу та оцінки сучасного стану цих водних об'єктів.

Метою дослідження було оцінити стан річок Сейм та Десна після транскордонного забруднення, а також виявити тенденції щодо їхнього забруднення. Дослідження проводили з жовтня 2024 року по жовтень 2025 р. Визначення хімічного споживання кисню (ХСК), розчинного кисню, концентрації заліза, марганцю, та нікелю проводили відповідно до затверджених методик виконання вимірювань.

Результати показали, що за більшістю показників якість води у річках відповідає встановленим нормативам для господарсько-побутових потреб, однак виявлено перевищення допустимих концентрацій деяких важких металів за нормативами для водойм рибогосподарського призначення. Встановлено наявність сезонних коливань показників органічного забруднення, зокрема хімічного споживання кисню, що зростає у весняно-літній період під впливом природних та антропогенних чинників. Кисневий режим у цілому залишається задовільним, хоча зафіксовано поодинокі випадки його зниження у зонах локального впливу. Встановлено систематичне перевищення концентрацій марганцю та нікелю, що може мати як природне, так і антропогенне походження та створює потенційні ризики для гідробіонтів.

Отримані результати свідчать про напружений, але відносно стабілізований екологічний стан річок Сейм та Десна після транскордонного забруднення. Виявлено здатність водних екосистем до самовідновлення. Водночас збереження підвищених концентрацій окремих токсичних елементів вказує на необхідність подальшого систематичного моніторингу та впровадження природоохоронних заходів. Результати дослідження можуть бути використані як наукова основа для

розроблення стратегій управління якістю водних ресурсів і мінімізації ризиків для водних екосистем та населення.

Ключові слова: річка Сейм, річка Десна, транскордонне забруднення, якість води, забруднюючі речовини, моніторинг поверхневих вод.

Постановка проблеми. Річки Десна та Сейм є основними водними артеріями північного сходу України, які забезпечують господарсько-побутові потреби населення, підтримують заплавно-річкові екосистеми та формують значну частку водних ресурсів суббасейну Десни. Їхній екологічний стан визначається поєднанням природних та антропогенних чинників. Сезонні коливання водності річки, болотистість місцевості, торф'янисті ґрунти Полісся та окисно-відновні процеси в донних відкладах є природними чинниками, які впливають на стан річок Десна та Сейм. До антропогенних чинників необхідно віднести: інтенсивне використання земель для сільськогосподарського потреб у межах річкових басейнів, урбанізацію, скиди комунально-побутових стічних вод та транскордонне забруднення. У сучасних умовах найбільший вплив на екологічний стан річок Десна та Сейм здійснюють воєнні дії.

Слід відзначити, що стан річок значно погіршився в результаті транскордонного забруднення річки Сейм у серпні (первинне забруднення) та вересні (вторинне забруднення) 2024 року, яке було спричинене скидами стічних вод з Тьоткінського цукрового заводу. Ці скиди зумовили різке падіння концентрації розчинного кисню (майже до нуля) у воді не тільки річки Сейм, але й Десна, зростанню хімічного споживання кисню та масової загибелі водних організмів [2]. Тому зростає актуальність дослідження стану річок Десна та Сейм та визначення тенденцій щодо їхнього забруднення та очищення після транскордонного забруднення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема забруднення річкових екосистем, особливо у транскордонних басейнах, залишається однією з найактуальніших у сучасній екологічній науці. Річки Сейм і Десна як важливі водні артерії потребують підвищеної уваги через поєднання тривалого антропогенного навантаження, вразливості до аварійних скидів забруднюючих речовин та ризиків, зумовлених воєнними діями. Аналіз останніх публікацій свідчить, що після транскордонного забруднення 2024 року науковці досліджують зміни гідрохімічних показників, кисневого режиму, санітарно-екологічного стану води та реакції водних біоресурсів [7].

Системний аналіз впливу збройної агресії на гідросферу України дозволяє розглядати водні об'єкти як стратегічний ресурс, безпосередню мішень воєнного впливу та транзиту забруднюючих речовин. Сучасні дослідження басейнів річок України фіксують низку критичних деструктивних процесів, а саме: руйнацію об'єктів очисної інфраструктури, вто-

ринне забруднення внаслідок мобілізації акумульованих у донних відкладах токсикантів, а також неконтрольовані аварійні скиди. Сукупна дія цих чинників зумовлює стрімку антропогенну трансформацію гідроекосистем та незворотну деградацію їхнього біологічного різноманіття [12]. Ґрунтовну оцінку екологічного стану води річки Сейм у контексті транскордонного перенесення речовин за 1967-2013 рр. було здійснено Лозовицьким П. С. та Лозовицьким А. П. [9]. Вони узагальнили результати досліджень та здійснили оцінку сольового складу, оцінку якості води за трофо-сапробіологічним критеріями та за специфічними речовинами токсичної дії, що дозволило віднести річку Сейм до 4 категорії якості і охарактеризувати якість води як задовільну.

Упродовж серпня-вересня 2024 року відбулося транскордонне забруднення річок Сейм та Десна, що пов'язано з неконтрольованими скидами стічних вод з Тьоткінського цукрового заводу. До річок потрапили високі концентрації органічних речовин, що сприяло зниженню розчинного кисню та масовій загибелі риби [2, 3]. У наукових працях Коваленко С. А., Пономаренко Р. В. та інших зазначено основні характеристики стічних вод цукрових виробництв, зокрема біохімічне споживання кисню становить 4000-7000 мгО2/дм3; хімічне споживання кисню коивається від 6000 до 10000 мгО2/дм3, вміст завислих речовин сягає до 5000 мг/дм3, а також наявний високий вміст амонію та сапонінів, що сприяє виникненню кисневого дефіциту у водних екосистемах [8, 10, 13]. Результати гідрохімічних досліджень [7] виявили значне погіршення якості води річок Сейм та Десна, тому виникає необхідність у проведені досліджень щодо визначення їхнього стану після транскордонного забруднення для об'єктивної оцінки та впровадження природоохоронних заходів.

Метою дослідження було оцінити стан річок Сейм та Десна після транскордонного забруднення, а також виявити тенденції щодо їхнього забруднення.

Матеріали і методи дослідження. Об'єктом дослідження були річки Сейм та Десна. Відбір проб води з досліджуваних річок здійснювали із використанням загальноприйнятих методик [5]. Процедури щодо зберігання та поводження з пробами проведено відповідно до вимог [4]. Визначення хімічного споживання кисню (ХСК), розчинного кисню, концентрації заліза, марганцю, та нікелю проводили відповідно до затверджених методик виконання вимірювань (МВВ 081/12-0647-09; МВВ 081/12-0876-13; КНД 211.1.4.034-95; МВВ 081/12-0416-07; МВВ 081/12-0649-09).

Статистичні розрахунки проводили з використанням пакету прикладних програм Microsoft Excel 2021.

Результати дослідження. Здійснено комплексний аналіз та виявлено певні тенденції забруднення річок Десна та Сейм, які розглядаються

через призму екологічного стану річок і потенційного впливу на водні біоресурси. Оцінювання здійснюється за різними видами водокористування, оскільки концентрації низки компонентів можуть залишатися прийнятними за санітарно-гігієнічними критеріями, але водночас створювати ризики для гідробіонтів. Такий підхід відповідає сучасному європейському водному законодавству щодо досягнення «доброго стану» поверхневих вод і запобігання їхньому погіршенню.

Дослідження проводилися з жовтня 2024 р. по жовтень 2025 р. для виявлення тенденцій забруднення та особливостей самоочищення річок Десна та Сейм після транскордонного забруднення. Для порівняння використовували два нормативи: гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення ($ГДК_{госп.-поб.}$); нормативи екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства (норматив).

За результатами досліджень встановлено, що вода у річках Десна та Сейм за більшістю показників відповідає нормативним значенням для господарсько-побутових та рибогосподарських потреб, проте варто відзначити певні тенденції за деякими показниками, які перевищують нормативні значення. На рис. 1 відображено тенденції зміни ХСК у воді річок Сейм та Десна та їхню відповідність нормативним значенням. Встановлено, що у точці відбору води з річки Сейм поблизу с. Озаричі значення ХСК упродовж усього періоду спостережень коливалися в межах 22,0-33,1 мгО/дм^3.

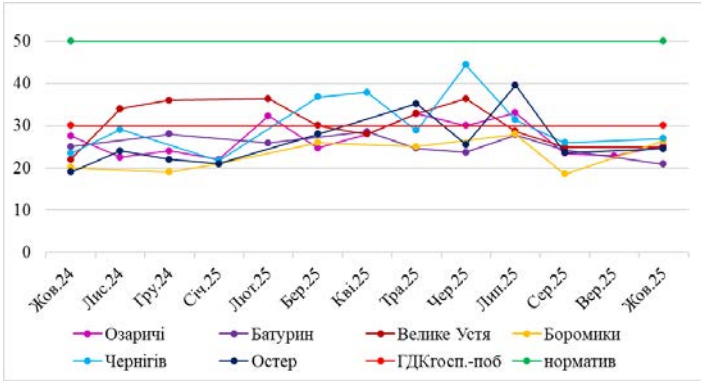


Рис. 1. **Тенденції зміни хімічного споживання кисню у воді річок Сейм та Десна упродовж 2024-2025 рр., у мгО/дм^3**

У точці відбору у межах м. Батурин ХСК у воді річки Сейм упродовж усього періоду дослідження не перевищувало нормативних значень, що свідчить про відносно сприятливий санітарно-хімічний стан води за цим показником. У точці спостереження річки Десна поблизу с. Велике

Устя відзначали незначне перевищення ГДК для господарсько-побутових потреб у листопаді (у 1,1 рази) та грудні (у 1,2 рази) 2024 р. Таке перевищення спостерігали у лютому, травні та червні 2025 р., що свідчить про підвищений вміст окиснюваних органічних речовин і можуть бути зумовлені поєднанням дифузного стоку з агроландшафтів, надходженням побутових стічних вод та акумуляцією органіки у межах руслових і заплавних ділянок (рис. 1).

Різко виражену сезонну мінливість ХСК спостерігали у воді річки Десна у межах м. Чернігова. Значення показника зростають до 36,8-37,9 мгО/дм^3 навесні та досягають максимуму в червні 2025 року (44,4 мгО/дм^3), що в 1,5 рази перевищує ГДК для господарсько-побутових потреб. Це свідчить про значний антропогенний вплив у межах міста, зокрема впливу міського стоку, підвищеної концентрації органічних речовин та уповільнення процесів самоочищення в умовах підвищених температур влітку. Також зростання ХСК у весняно-літній період спостерігали у річці Десна поблизу м. Остер, яке перевищувало ГДК для господарсько-побутових потреб у 1,2-1,3 рази (рис. 1).

Встановлено, що впродовж 2024-2025 рр. у всіх точках спостереження річок Сейм та Десна рівень розчинного кисню залишався задовільним і не досягав критичного значення 4,0 мгO_2/дм^3 відповідно до ГДК для водойм господарсько-побутового призначення. У цих річках зберігається сприятливий кисневий режим упродовж всього періоду дослідження (рис. 2).

У точці спостереження річки Сейм поблизу с. Озаричі рівень розчинного кисню коливався в межах 8,0-10,2 мгO_2/дм^3. У межах м. Батурин у річці Сейм рівень розчинного кисню також перевищував мінімально допустимі концентрації. Слід відзначити, що у річці Сейм в межах с. Манухівка (09.06.2025 р.) та с. Чумакове (16.06.2025 р.) було виявлено вміст розчинного кисню нижче 1 мгO_2/дм^3, а вже 23.06.2025 р. його концентрація підвищилася до 6,08 мгO_2/дм^3 у межах с. Чумакове. Це пов'язано з ймовірним впливом короткочасних аварійних або несанкціонованих скидів забруднюючих речовин, які спричинили різке зниження вмісту розчинного кисню у воді, тоді як подальше швидке підвищення його концентрації може свідчити про короткотривалий антропогенний вплив та поступове самовідновлення водної екосистеми річки.

У точках спостереженнях на річці Десна рівень розчинного кисню коливався в межах 7,1-14,1 мгO_2/дм^3, проте у червні та липні 2025 р. спостерігається його зниження до 5,2 мгO_2/дм^3, що є нижчим за норматив для водойм рибогосподарського призначення. Таке зниження було виявлено у воді річки Десна у межах міст Чернігів та Остер, що свідчить про погіршення кисневого режиму в умовах підвищеної температури, зростання органічного навантаження та впливу міського середовища, проте не має характеру стійкого дефіциту кисню (рис. 2).

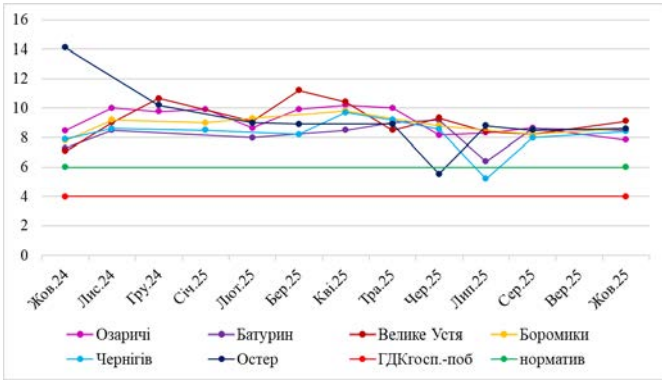


Рис. 2. **Тенденції зміни розчинного кисню у воді річок Сейм та Десна упродовж 2024-2025 рр., у мгO_2/дм^3**

Вміст заліза у водах річок Сейм та Десна характеризується значною просторово-часовою мінливістю та у більшості випадків не відповідає нормативним вимогам для водойм рибогосподарського призначення (рис. 3). Перевищення ГДК для водойм господарсько-побутового призначення в 1,4-1,8 разів спостерігається лише в серпні-вересні 2024 р. у воді р. Сейм у межах м. Батурин, а у 2025 р. спостерігається різке зниження концентрації заліза до 0,1 мг/дм^3. Упродовж січня-березня 2025 р. спостерігається незначне зростання вмісту заліза у воді річки Десна у межах с. Велике Устя та м. Чернігів, що перевищує $ГДК_{госп.-поб.}$ у 1,1-1,2 рази. Така тенденція може бути пов'язана з інтенсифікацією відновних процесів у донних відкладах, сезонною мобілізацією заліза та впливом міського стоку.

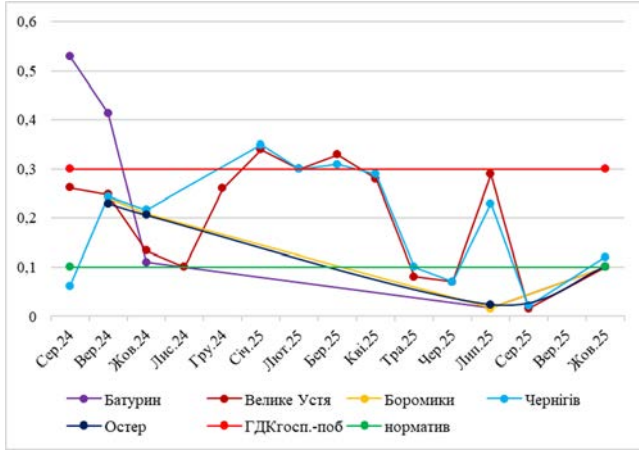


Рис. 3. **Тенденції зміни вмісту заліза у воді річок Сейм та Десна упродовж 2024-2025 рр., у мг/дм^3**

Узагальнюючи результати дослідження вмісту заліза у воді річок Сейм та Десна, виявлено систематичне перевищення у 1,2-3,5 рази нормативів для водойм рибогосподарського призначення, що впливає на водні біоресурси, проте це може бути пов'язано з природними гідрогеохімічними умовами басейну. Слід відзначити, що вміст заліза у воді річки Десна в межах с. Велике Устя, м. Чернігова та м. Остер упродовж усього періоду дослідження перевищують нормативи для водойм рибогосподарського призначення, що сприяє зниженню екологічної якості вод та створює потенційну загрозу для водного біорізноманіття.

Тенденції зміни вмісту марганцю у воді річок Сейм та Десна відображено на рис. 4. У серпні 2024 р. спостерігається значне перевищення ГДК для водойм господарсько-побутового призначення у воді річки Сейм у межах м. Батурин у 5,5 разів, а у воді річки Десна у межах с. Велике Устя у 13,5 разів. У вересні 2024 р. концентрація марганцю зменшилася, проте перевищувала в 1,5-4,9 разів $ГДК_{госп.-поб.}$ на території дослідження річок Сейм та Десна. Слід відзначити, що концентрація марганцю вниз за течією знижувалася, якщо у межах м. Батурина вміст марганцю становив 0,492 мг/дм^3, то у межах м. Остер – 0,124 мг/дм^3.

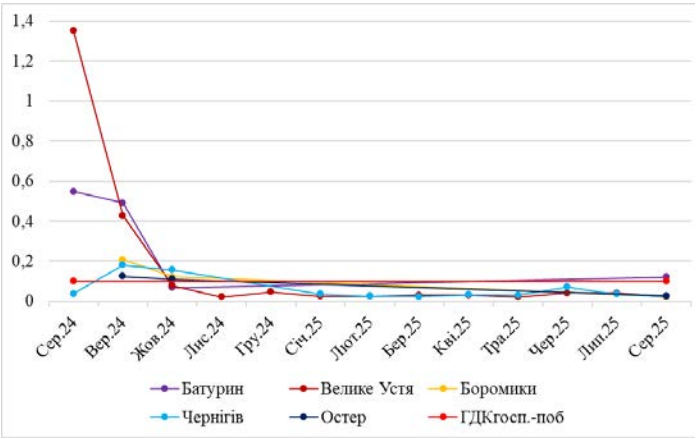


Рис. 4. **Тенденції зміни вмісту марганцю у воді річок Сейм та Десна упродовж 2024-2025 рр. у порівнянні з $ГДК_{госп.-поб.}$, у мг/дм^3**

Таку високу концентрацію марганцю у річках Сейм та Десна спричинило транскордонне забруднення у серпні 2024 р. в результаті скиду стічних вод з Тьоткінського цукрового заводу. У жовтні 2024 р. у воді річки Десна в межах с. Боромики, м. Чернігова та м. Остер ще перевищувала $ГДК_{госп.-поб.}$ у 1,1-1,5 рази. З листопада 2024 р. по серпень 2025 р. вміст марганцю не перевищував $ГДК_{госп.-поб.}$ на всій території дослідження

річок Сейм та Десна. Лише в серпні 2025 р. у воді річки Сейм в межах м. Батурин було виявлено перевищення марганцю в 1,2 рази, що свідчить про антропогенний вплив на водойму, зокрема це може бути зумовлено поверхневим стоком з сільськогосподарських угідь, промисловими та побутовими стічними водами.

Якщо перевищення ГДК для водойм господарсько-побутового призначення мають переважно епізодичний або сезонний характер, то норматив для рибогосподарських водойм порушується систематично і часто у десятки разів. Встановлено, що впродовж усього періоду дослідження вміст марганцю у воді річок Сейм та Десна не відповідав нормативам для водойм рибогосподарського призначення, перевищуючи його у 2-7 разів (листопад 2024 р.-серпень 2025 р.). Транскордонне забруднення у серпні 2024 р. також значно вплинуло на стан водних біоресурсів річок Сейм та Десна, оскільки лише вміст марганцю перевищував нормативне значення у 10-130 разів упродовж серпня-жовтня 2024 р., концентрація якого поступово знижувалася і вже в листопаді перевищувала норматив у 2 рази (рис. 5).

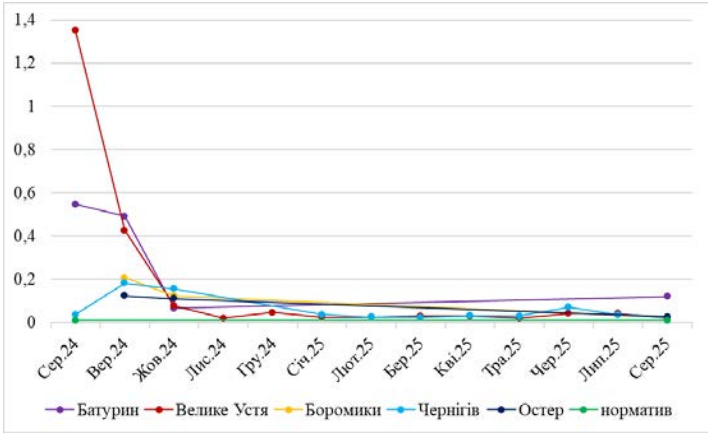


Рис. 5. **Тенденції зміни вмісту марганцю у воді річок Сейм та Десна упродовж 2024-2025 рр., у мг/дм^3**

У всіх точках спостереження річок Сейм та Десна виявлено стабільно високий характер забруднення марганцю, порівнюючи з нормативами для водойм рибогосподарського призначення, та тривалий тиск на водні біоресурси. Слід відмітити, що влітку спостерігається підвищення концентрація марганцю з 0,021-0,03 мг/дм^3 до 0,041-0,071 мг/дм^3 на всій території дослідження річок Сейм та Десна.

Також спостерігали тенденцію щодо вміст нікелю у воді річок Сейм та Десна, концентрація якого не перевищувала ГДК для водойм господарсько-побутового призначення, проте значно перевищувала нор-

мативи для водойм рибогосподарського призначення. Концентрація нікелю у воді річки Сейм упродовж 2024-2025 рр. коливалася в межах 0,007-0,067 мг/дм^3, максимальне значення було зафіксоване в жовтні 2024 р, а впродовж 2025 р. вміст нікелю у воді залишався стабільним і перевищував у 1,2-1,4 рази норматив для водойм рибогосподарського призначення (рис. 6).

У точках спостереження річки Десна концентрація нікелю у воді коливалася у межах 0,008-0,071 мг/дм^3, найвищі концентрації спостерігалися у жовтні 2024 р. та перевищує у 6,0-7,1 разів нормативи для водойм рибогосподарського призначення. Упродовж 2025 р. вміст нікелю у річці Десна коливався у межах 0,009-0,051 мг/дм^3 із зростанням у квітні та серпні 2025 р., що перевищував нормативи у 1,5-5 разів (рис. 6).

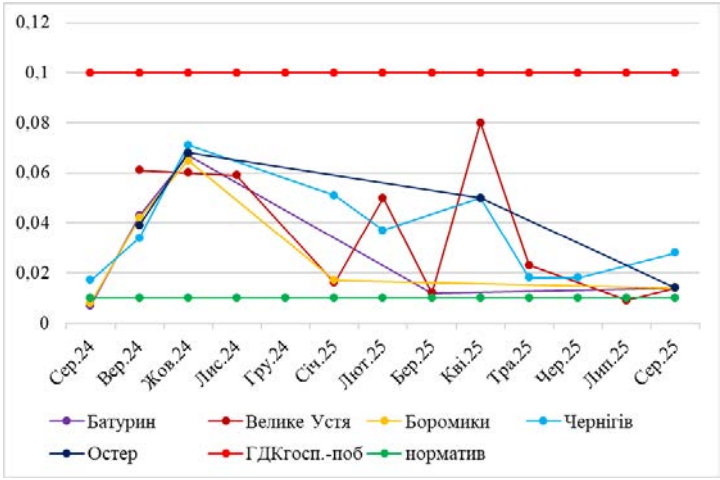


Рис. 6. **Тенденції зміни вмісту нікелю у воді річок Сейм та Десна упродовж 2024-2025 рр., у мг/дм^3**

Встановлено, що нікель не створює безпосередньої загрози для господарсько-побутового водокористування річок Сейм та Десна, проте є екологічним чинником ризику для водних екосистем. Систематичне значне перевищення рибогосподарського нормативу свідчить про потенційну небезпеку для гідробіонтів, оскільки нікель належить до токсичних мікроелементів, здатних акумулюватися у тканинах водних організмів, порушувати ферментативні процеси, пригнічувати ріст і розвиток ікри та личинок риб, а також має довготривалі екологічні наслідки.

Слід відзначити, що підвищений рівень вмісту заліза та марганцю у воді річок Сейм та Десна має природне походження, що підтверджується дослідженнями Челябаєвої В. М., Лозовицьким П. С. та іншими [9, 11]. Це пов'язано з тим, що Чернігівська область відноситься до гумідної зони.

Тому всі їхні водні ресурси характеризуються підвищеним вмістом органічних гумінових речовин, які під дією підвищених температур сприяють зростанню вмісту марганцю. Для річок Сумської області, зокрема річки Сейм, характерні ще й підвищені концентрації заліза через близькість території до Курської магнітної аномалії.

Отримані дані щодо вмісту нікелю у воді річки Сейм та Десна узгоджуються із даними, викладеним у праці Жиденко А. та Паперник В. [6], які виявили перевищення ГДК вмісту нікелю у воді р. Десна з вересня по листопад місяць.

Особливої екологічної значущості набуває комбінований вплив марганцю та нікелю, що підтверджено дослідженнями Гандзюри В. П., Клименко М. О. та Бєдункової О. О. [1] За наявності обох елементів у підвищених концентраціях спостерігається адитивний або синергічний ефект токсичності, що посилює негативний вплив на гідробіонти навіть за концентрацій, які окремо не викликають гострих порушень. Це проявляється у зниженні біорізноманіття, домінуванні екологічно толерантних видів та поступовій деградації трофічних ланцюгів.

Слід відзначити, що значення ХСК упродовж березня-червня 2025 р. не перевищувало норматив для водойм рибогосподарського призначення та коливалося в межах 24-45 мгО/дм3, що є значно нижчим від даних, які наведено у праці Жиденко А. та Паперник В. [6]. Вони зазначали, що у березні та червні 2024 р. у воді річки Десна ХСК коливалося в межах 52,28-58,74 мгО/дм3. Щодо розчинного кисню, то у воді річки Сейм він упродовж 2025 р. коливався в межах від 8,0 до 10,2 мгO_2/дм^3 та відповідає середньорічному значенню 9,48 у 2000 р., про що зазначено у дослідженнях Лозовіцького П. С. та Лозовіцького А. П. [9]. Тому можна констатувати, що вода у річках Десна та Сейм відновилася після транскордонного забруднення, оскільки основні показники її стану відповідають даним, які були визначені до серпня 2024 р. [6, 9, 11].

Висновки. Екологічний стан річок Десна та Сейм за результатами аналізу оцінюється як напружений, зумовлений поєднанням природного геохімічного фону та локального антропогенного впливу, зокрема показники вмісту заліза, марганцю та нікелю систематично перевищують нормативи для водойм рибогосподарського призначення. Встановлено, що кисневий режим річок Сейм та Десна є сприятливим і відповідає нормативним значенням. Виявлено поодинокі випадки зниження концентрації розчиненого кисню нижче 6 мгO_2/дм^3, які мають локальний і сезонний характер, що пов'язано з літнім періодом і ділянками із підвищеним антропогенним навантаженням. Отже річкові екосистеми зберігають здатність до самоочищення, попри підвищене органічне навантаження (зростання показника ХСК).

Органічне навантаження та кисневий режим залишаються в межах допустимих значень, однак у зонах впливу населених пунктів спостерігаються сезонні перевищення показника ХСК та поодинокі випадки зниження концентрації розчиненого кисню, що свідчить про підвищену чутливість окремих ділянок до антропогенних факторів. Виявлено коливання значень ХСК у всіх точках спостережень упродовж 2024-2025 рр. мають сезонний характер і відображають зміну гідрологічних умов, проте відзначається стійка тенденція до сезонного зростання органічного навантаження. Водночас отримані дані ХСК у воді річок Сейм та Десна не перевищували нормативу для водойм рибогосподарського призначення, відповідно екосистеми досліджуваних річок зберігають здатність до функціонування без розвитку критичного дефіциту кисню, хоча за умов тривалого зростання ХСК існує ризик погіршення стану гідробіонтів.

Визначено тенденцію щодо зниження концентрації марганцю у річках Сейм та Десна в зимова-весняний період та зростання у літній період, що свідчить про сезонну активізацію процесів мобілізації марганцю та впливом антропогенних чинників на досліджувані річки, зокрема поверхневого стоку із сільськогосподарських угідь та локальних джерел забруднення. Хронічний вплив низьких, але стабільно підвищених концентрацій марганцю та нікелю може призводити до кумулятивних ефектів у гідробіонтів, особливо в умовах багатокомпонентного забруднення. Виявлені тенденції мають постійний характер і створюють потенційні ризики для гідробіонтів та екосистеми в цілому.

ASSESSMENT OF THE STATE OF THE SEIM AND DESNA RIVERS AFTER TRANSBOUNDARY POLLUTION

*[1]**Bordiug N.S.** – Doctor of Pedagogical Sciences, Professor*
orcid.org/0000-0002-3489-4669
*[2]**Ishchuk O.V.** – Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,*
orcid.org/0000-0002-8993-8366
[1]Kherson State Agrarian and Economic University
[2]Zhytomyr Ivan Franko State University
natali-21@ukr.net, Ischuk_o@ukrl.net

Ensuring the ecological safety of surface waters is a priority area, especially in conditions of intensive anthropogenic load and the impact of transboundary pollution sources. The Seim and Desna rivers play an important role in the formation of water resources in the north-east of Ukraine, meeting the needs of the population, agriculture and supporting the functioning of aquatic ecosystems. As a result of transboundary pollution in 2024, caused by wastewater discharges, there was a significant deterioration in water quality, which was accompanied by a decrease in the content of dissolved

oxygen and a negative impact on aquatic bioresources. This necessitates the need for comprehensive monitoring and assessment of the current state of these water bodies.

The purpose of the study was to assess the state of the Seim and Desna rivers after transboundary pollution, as well as to identify trends in their pollution. The study was conducted from October 2024 to October 2025. Determination of chemical oxygen demand (COD), dissolved oxygen, concentrations of iron, manganese, and nickel was carried out in accordance with approved measurement methods.

The results showed that, for most indicators, the water quality in the rivers meets the established standards for domestic needs, however, the permissible concentrations of some heavy metals were found to be exceeded according to the standards for water bodies for fishery purposes. The presence of seasonal fluctuations in the indicators of organic pollution was established, in particular, chemical oxygen consumption, which increases in the spring-summer period under the influence of natural and anthropogenic factors. The oxygen regime as a whole remains satisfactory, although isolated cases of its decrease in areas of local influence were recorded. A systematic excess of manganese and nickel concentrations was established, which can have both natural and anthropogenic origin and creates potential risks for aquatic organisms. The results obtained indicate a tense but relatively stabilized ecological state of the Seim and Desna rivers after transboundary pollution. The ability of aquatic ecosystems to self-recovery was revealed. At the same time, the preservation of elevated concentrations of individual toxic elements indicates the need for further systematic monitoring and implementation of environmental protection measures. The results of the study can be used as a scientific basis for developing strategies for managing water quality and minimizing risks to aquatic ecosystems and the population.

Key words: Seim River, Desna River, transboundary pollution, water quality, pollutants, surface water monitoring.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гандзюра В.П., Клименко М.О., Бєдункова О.О. Біосистеми в токсичному середовищі: монографія. Рівне: НУВГП, 2021. 261 с.
2. Державна екологічна інспекція України. Оперативна інформація щодо ситуації на річках Сейм та Десна. URL: https://www.dei.gov.ua/post/2958.
3. Державна служба України з питань безпечності харчових продуктів та захисту споживачів. Сумщина: виявлено забруднення річки Сейм біля кордону з РФ. URL: https://dpss.gov.ua/news/sumshchyna-vyiavleno-zabrudnennia-richky-seim-bilia-kordonu-z-rf.
4. ДСТУ EN ISO 5667– 3:2022 Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Зберігання та оброблення проб води. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=108056.
5. ДСТУ EN ISO 5667-6:2022 Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб річок і струмків. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=108196.
6. Жиденко А., Паперник В. Сезонний моніторинг води р. Десна упродовж 2024 р. *Biota. Human. Technology*. 2025. №2. С. 67-77.
7. Іщук О.В., Василенко О.М. Оцінка екологічного стану річки сейм у контексті транскордонного забруднення. *Український журнал природничих наук*. 2025. №14. С. 316-327.

8. Коваленко С.А., Пономаренко Р.В., Третьяков О.В., Титаренко А.В., Іванов Є.В. Визначення нових аспектів зміни екологічного стану поверхневого водного об'єкту. *Комунальне господарство міст. Серія «Технічні науки та архітектура»*. 2022. Том 3. № 170. С. 53-60. URL: https://doi.org/10.33042/2522-1809-2022-3-170-53-61.
9. Лозовіцький П.С., Лозовіцький А.П. Екологічне оцінювання води Сейму на кордоні з Росією та транскордонне перенесення речовин стоком. *Екологічні науки*. 2015. № 9-10.С. 62-83.
10. Пономаренко Р.В., Пляцук Л.Д., Ковальов П.А., Затько Й. Дослідження зміни якісного стану поверхневого водного об'єкта в умовах техногенного навантаження. *Техногенно-екологічна безпека*. 2020. № 8 (2/2020). С. 48-54. URL: https://doi.org/10.5281/zenodo.4300769.
11. Челябаєва В.М., Костенко І.А., Буяльська Н.П., Цибуля С.Д., Іваненко К.М. Оцінка забрудненості річок зон відпочинку Чернігівщини. *Таврійський науковий вісник.* 2025. №143. Ч.2. С.392-397.
12. Kitowski I., Cierpiał-Wolan M., Grygoruk M. The water dimensions of Russian-Ukrainian conflict. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 2023. Vol. 23. Iss. 3. P. 335-345. URL: https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.05.001.
13. Nawaz M.Z., Arshad M., Hussain T., Alghamdi H.A., Cheng H. Biopurification of sugar industry wastewater and production of high-value industrial products with a zero-waste concept. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*. 2021. Vol. 61. Iss. 21.P. 3537-3554. URL: https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1802696.

REFERENCES

1. Handziura, V.P., Klymenko, M.O., Biedunkova, O.O. (2021) Biosystemy v toksychnomu seredovyshchi: monohrafiia [Biosystems in a toxic environment]. Rivne: NUVHP. 261 [in Ukrainian].
2. Derzhavna ekolohichna inspektsiia Ukrainy (2025). Operatyvna informatsiia shchodo sytuatsii na richkakh Seim ta Desna [Operational information on the situation on the Seim and Desna Rivers]. URL: https://www.dei.gov.ua/post/2958 [in Ukrainian].
3. Derzhavna sluzhba Ukrainy z pytan bezpechnosti kharchovykh produktiv ta zakhystu spozhyvachiv (2024, August 21). Sumshchyna: vyiavleno zabrudnennia richky Seim bilia kordonu z RF [Sumy region: pollution of the Seim River detected near the border with Russia]. URL: https://dpss.gov.ua/news/sumshchyna-vyiavleno-zabrudnennia-richky-seim-bilia-kordonu-z-rf [in Ukrainian]
4. DSTU EN ISO 5667– 3:2022 Yakist vody. Vidbyrannia prob. Chastyna 3. Zberihannia ta obroblennia prob vody [Water quality. Sampling. Part 3: Storage and handling of water samples]. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=108056 [in Ukrainian].
5. DSTU EN ISO 5667-6:2022 Yakist vody. Vidbyrannia prob. Chastyna 6. Nastanovy shchodo vidbyrannia prob richok i strumkiv [Water quality. Sampling. Part 6: Guidelines for sampling rivers and streams]. URL:

https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=108196 [in Ukrainian].
6. Zhydenko, A., Papernyk, V. (2025) Sezonnyi monitorynh vody r. Desna uprodovzh 2024 r [Seasonal monitoring of Desna River water during 2024]. *Biota. Human. Technology*, 2, 67-77 [in Ukrainian].
7. Ishchuk, O.V., Vasylenko, O.M. (2025) Otsinka ekolohichnoho stanu richky seim u konteksti transkordonnoho zabrudnennia [Assessment of the ecological state of the Seim River in the context of transboundary pollution]. *Ukrainskyi zhurnal pryrodnychykh nauk* 14, 316-327 [in Ukrainian].
8. Kovalenko, S.A., Ponomarenko, R.V., Tretyakov, O.V., Titarenko, A.V., & Ivanov, Ye.V. (2022). Vyznachennia novykh aspektiv zminy ekolohichnoho stanu poverkhnevoho vodnoho obiekta [Determination of New Aspects of Changes in the Ecological State of a Surface Water Body]. *Komunalne hospodarstvo mist. Seriia: Tekhnichni nauky ta arkhitektura*, 3(170), 53-60. URL: https://doi.org/10.33042/2522-1809-2022-3-170-53-61 [in Ukrainian].
9. Lozovitskyi, P.S., & Lozovitskyi, A.P. (2015). Ekolohichne otsiniuvannia vody Seimu na kordoni z Rosiieiu ta transkordonne perenesennia rechovyn stokom [Ecological assessment of the Seim River water at the border with Russia and transboundary transfer of substances by runoff]. *Ekolohichni nauky*, 9-10, 62-83 [in Ukrainian].
10. Ponomarenko, R.V., Plyatsuk, L.D., Kovalov, P.A., & Zatko, Y. (2020). Doslidzhennia zminy yakisnoho stanu poverkhnevoho vodnoho obiekta v umovakh tekhnohennoho navantazhennia [Research of changes in the qualitative state of a surface water body under conditions of technogenic]. *Tekhnohenno-ekolohichna bezpeka*, 8(2/2020), 48-54. URL: https://doi.org/10.5281/zenodo.4300769 [in Ukrainian].
11. Cheliabaieva, V.M., Kostenko, I.A., Buialska, N.P., Tsybulia, S.D., Ivanenko, K.M. (2025) Otsinka zabrudnenosti richok zon vidpochynku Chernihivshchyny [An assessment of the pollution of rivers within recreational areas of the Chernihiv region]. *Tavriiskyi naukovyi visnyk*, 143, 2, 392-397 [in Ukrainian].
12. Kitowski, I., Cierpiał-Wolan, M., Grygoruk, M. (2023) The water dimensions of Russian-Ukrainian conflict. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 23, 3, 335-345. URL: https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2023.05.001
13. Nawaz, M.Z., Arshad, M., Hussain, T., Alghamdi, H.A., Cheng H. (2021) Bio-purification of sugar industry wastewater and production of high-value industrial products with a zero-waste concept. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 61, 21, 3537-3554. URL: https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1802696

Дата першого надходження статті до видання: 29.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

UDC 504.4:556.5(477.7)
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.3

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN THE LOWER REACHES OF THE INHULETS RIVER

Breus D.S. *– PhD in agriculture*
orcid.org/0000-0001-7238-518
Kherson State Agrarian and Economic University
breusd87@gmail.com

The level of water availability in Ukraine remains low, while the spatial distribution of water resources is uneven and does not correspond to the location of the most water-intensive economic sectors. The share of the agricultural sector in total water consumption reaches approximately 40 %, whereas the average daily water use per capita is about 270 liters. At the same time, nearly 50% of abstracted water is returned to water bodies in the form of wastewater or drainage water [1].

The regions that most deficient in water resources are those with a high concentration of industrial enterprises, particularly Donbas, the southern regions of the country, the Kryvyi Rih basin, and the territory of the Autonomous Republic of Crimea. The economic complex of the Kryvyi Rih region is represented by industries characterized by significant consumption of natural resources, energy, and water. The main water body in the region is the Inhulets River, which serves as a receiver of highly mineralized tailings wastewater and insufficiently treated industrial effluents. The volume of polluted wastewater discharges into the Inhulets and Saksahan rivers (a left tributary of the Inhulets) reaches approximately 12 million m^3 per year, resulting in significant deterioration of water quality within the area from Kirovohrad region (Iskrivka village) to Mykolaiv region (Snihurivka city) and Kherson region (Dariivka village). A substantial increase in concentrations of total dissolved solids (from 800 to 4200 mg/dm^3), chlorides (from 90 to 2084 mg/dm^3), sulfates (from 240 to 998 mg/dm^3), biochemical oxygen demand (BOD_5) (from 1.2 to 5.8 mg/dm^3), as well as elevated iron content from 0.1 to 0.3 mg/dm^3 has been recorded (data for 2019-2020).

Comparative results of water quality assessment based on hydrochemical indicators [7], obtained using different methodologies, indicate significant discrepancies in conclusions, highlighting the limitations of relying on a single approach for a comprehensive evaluation of the ecological status of the Inhulets River.

In this regard, conducting a comparative analysis of existing methodological approaches and identifying the most appropriate system for integrated water quality assessment in the lower reaches of the Inhulets as a habitat for aquatic organisms is of particular relevance.

Key words: water quality, fisheries use, hydrochemical indicators, ecological status assessment, environmental reliability.

Statement of the task. The aim of the study is to assess the quality of surface waters in the lower reaches of the Inhulets River based on hydrochemical indicators in accordance with fisheries standards, which are considered the most sensitive indicators of changes in the ecological status of aquatic ecosystems.

Analysis of recent research and publications. An important environmental issue in Ukraine's water supply sector remains the preservation of river ecosystems, which are the primary and most accessible sources of freshwater. The functioning of natural and anthropogenic systems is closely linked to the quantitative and qualitative characteristics of water resources, determining their role as one of the fundamental elements of societal life support. Disruptions of the water balance or deterioration of water quality lead to the degradation of natural complexes, reduced biological productivity, and destabilization of ecosystems, including those formed as a result of human economic activity.

The current state of Ukraine's water resources is largely shaped by anthropogenic factors. The main ones include regulation of river flow through reservoirs, intensive agricultural practices, land reclamation measures, industrial and municipal water use, discharge of insufficiently treated wastewater, as well as urbanization processes. At the same time, assessing the scale of such impacts is complicated by the interaction between anthropogenic changes and the natural variability of the hydrological regime. Medium and small rivers are the most sensitive to these impacts, as under conditions of irrational resource use they quickly lose their capacity for self-recovery [2].

One of the most illustrative examples of anthropogenically transformed water bodies is the Inhulets River, whose basin has been significantly affected by long-term economic activity. Within the Mykolaiv Region and Kherson region, the hydrochemical composition of water is largely determined by the inflow of highly mineralized industrial effluents from the Kryvyi Rih Iron Ore Basin. Particularly negative impacts are observed during periodic discharges of mine and domestic wastewater, which lead to increased mineralization, accumulation of pollutants, and deterioration of the ecological condition of aquatic ecosystems. As a result, biotic degradation occurs and water quality declines not only in the Inhulets itself but also in the estuarine zone of the Dnipro River.

Control over the state of water resources is carried out within the framework of the national water monitoring system of Ukraine, which ensures regular collection, processing, and generalization of data on hydrochemical and hydrological parameters. This system makes it possible to assess pollution levels, determine the ecological status of river basins, and develop scientifically grounded conclusions regarding their safety. Monitoring of the hydrochemical regime of the Inhulets River has been conducted since the mid-20th century, associated with the commissioning of the Inhulets Irrigation System, which has significantly influenced the hydrological regime of the region [4].

The Inhulets Irrigation System covers extensive areas of southern Ukraine and plays an important role in supporting agricultural production. At the same time, its operation is associated with changes in the natural water regime, which, combined with technogenic pressure, intensifies the transformation of aquatic

ecosystems. The spatial extent of the system includes the interfluve of the Inhulets and the Southern Bug River, resulting in the complex nature of water management processes in the region.

Water quality monitoring in the Inhulets basin is carried out through an extensive network of observation points. Within the Mykolaiv region, a monitoring system operates that includes several dozen water quality indicators measured at control sections upstream and downstream. Similar observations are conducted in the Kherson region, enabling a comprehensive assessment of changes in the hydrochemical condition of the river [3].

The main source of anthropogenic pressure on the Inhulets basin remains industrial enterprises of the mining and metallurgical complex of Kryvyi Rih. This region concentrates a significant number of enterprises involved in the extraction and processing of iron ore raw materials, as well as large metallurgical facilities, including ArcelorMittal Kryvyi Rih. The activities of such enterprises are accompanied by the formation of large volumes of industrial wastewater, which, if insufficiently treated, enter water bodies and significantly deteriorate their ecological condition.

Thus, the current state of the Inhulets River basin is the result of a long-term combination of natural processes and intensive anthropogenic impact. Under present conditions, taking into account climate change, wartime risks, and increasing pressure on water resources, the implementation of integrated water resources management becomes especially relevant, aimed at restoring ecological balance, improving water quality, and ensuring the sustainable use of water resources in the region [8].

Materials and methods. A significant contribution to the study of the chemical composition of the Inhulets River waters has been made by researchers from Taras Shevchenko National University of Kyiv – Horyev L. M., Peleshenko V. I., Khilchevskyi V. K., Rudenko R. V., Medvid V. M., Kravchynskyi R. L., and others. Some of the existing studies on surface water quality of the Inhulets River are limited in scope, as they are based only on specific assessment methodologies [6] or on data obtained in earlier years (prior to 2015) [5]. At the same time, modern approaches to comprehensive analysis of surface water conditions have been significantly advanced by the works of Ukrainian scientists Klymenko M. O. [6], Vozniuk N. M., Skyba V. P. [11] and others.

Integrated water quality assessment is used to determine trends in spatiotemporal changes in the ecological status of water bodies under the influence of natural and anthropogenic processes. It also enables comparison of pollution levels across different water systems based on unified criteria. An effective approach to water quality assessment is comparative analysis based on various methodologies of integrated evaluation proposed by specialists of Odesa State Environmental University – Yurasov S. M., Safranov T. A., Chuhai A. V., Kurianova S. O., and Yurasov M. S. [13, 14].

The integral indices used in assessment are calculated either for all hydrochemical parameters or for their individual groups. These indices reflect the overall condition of the aquatic environment, although detailed information on specific parameters is generalized. The procedure of comprehensive assessment includes two main stages: first, the numerical value of the index is calculated, after which a qualitative (verbal) classification of water quality is assigned according to an established scale. The resulting assessment is expressed in several score categories, allowing determination of the level of cleanliness or pollution of the water body.

The Water Pollution Index (WPI) is calculated using the following formula:

$$\text{WPI} = \frac{1}{6}\sum_{i=1}^{6}\frac{C_i}{MPC_i}, \quad (1)$$

where: MPC_i – maximum permissible concentration of the chemical component;

C_i – actual concentration of the chemical component;

6 – number of components.

Thus, when calculating the Water Pollution Index (WPI), it is necessary to consider six indicators, among which the mandatory ones are: dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD_5), ammonium ions (NH_4^+), nitrites (NO_2^-), petroleum products (PP), and phenols (C_6H_5OH).

Unlike other parameters, for dissolved oxygen the WPI calculation uses an inverse ratio i.e., the standard value (MPC_i) divided by the actual concentration (C_i). This approach allows proper consideration of oxygen deficiency in water. The criteria for water quality assessment based on WPI are presented in Table 1.

Table 1. **Criteria for water quality assessment based on the water pollution index (WPI)**

Water quality class	Class description	Water Pollution Index value
I	Very clean	≤0.3
II	Clean	0.31-1.0
III	Moderately polluted	1.01-2.5
IV	Polluted	2.51-4.0
V	Dirty	4.01-6.0
VI	Very dirty	6.01-10.0
VII	Extremely dirty	>10.0

Waters of Class I are characterized by minimal anthropogenic impact; their hydrochemical and hydrobiological parameters are as close as possible to the natural conditions of the region. Class II is characterized by slight deviations from natural parameters that do not disturb ecological balance. Class III includes waters subjected to noticeable anthropogenic impact, approaching the

threshold of ecological stability of aquatic ecosystems. Classes IV-VII represent waters with significantly disturbed ecological properties, where the state of the aquatic environment is regarded as ecological degradation [10].

The modified Water Pollution Index (WPI_{mod}) [9] is also determined based on six indicators, of which biochemical oxygen demand (BOD_5) and dissolved oxygen (O_2) are mandatory. The remaining four indicators are selected from substances with the highest ratios of actual concentration to maximum permissible concentration (C_i/MPC_i). These may include: sulfates (SO_4^{2-}), chlorides (Cl^-), chemical oxygen demand (COD), ammonium (NH_4^-), nitrates (NO_3^-), phosphates (PO_4^{3-}), total iron (Fe_{total}), manganese (Mn^{2+}), copper (Cu^{2+}), zinc (Zn^{2+}), chromium (Cr^{6+}), nickel (Ni^{3+}), aluminum (Al^{3+}), lead (Pb^{2+}), mercury (Hg^{2+}), arsenic (As^{3+}), petroleum products (PP), and synthetic surfactants (SS).

According to the improved methodologies [9], water quality assessment based on the Combinatorial Pollution Index (CPI) is carried out in several stages:

Determination of the nature of pollution based on the conditional complexity coefficient;

Identification of the level and class of water quality according to CPI values;

Determination of priority pollutants through analysis of the number and composition of limiting indicators;

Conducting a differentiated assessment of limiting substances that have the most significant impact on the ecological status of the water body [9].

Thus, the application of the combinatorial approach provides a more comprehensive understanding of the degree of pollution, the nature of anthropogenic impact, and the environmental safety of the aquatic environment.

The conditional complexity coefficient is determined by the following formula:

$$K_{\%} = \frac{m'}{m} \cdot 100\ \%\ , \qquad (2)$$

where m′ – the number of substances whose concentrations exceed the maximum permissible levels (MPC);

m – the total number of regulated components defined by the monitoring program.

If K < 10%, the assessment is carried out based on individual pollutants. In this case, the maximum concentrations of contaminants in water and the degree of exceedance of maximum permissible concentrations (MPC) are determined, with indication of levels such as 1 × MPC, 10 × MPC, or 100 × MPC, depending on the scale of pollution.

When K ≥ 10%, a three-level classification of the state of the aquatic environment is applied.

At the first stage of this classification, the stability of pollution is determined, which is assessed using the frequency indicator (P) of cases where estab-

lished standards (MPC) are exceeded. This indicator allows a quantitative characterization of the persistence of pollution over time and enables tracking of its trends within a water body [12].

$$P_i = \frac{N_{MPC_i}}{N_i}, \quad (3)$$

where N_{MPC_i} – the number of analytical results in which the concentration of the i-th component exceeds its maximum permissible concentration (MPC);

N_i – the total number of analytical results obtained for the i-th component.

The second stage of the classification is based on determining the level of pollution of the aquatic environment, the indicator of which is the exceedance factor (K) of the maximum permissible concentration (MPC). This coefficient reflects the intensity of pollution by a particular substance and is calculated as the ratio of the average or maximum actual concentration of the contaminant in water to the established MPC standard. The higher the value of coefficient K, the more hazardous the level of pollution is considered for the ecosystem [13].

$$K_i = \frac{C_i}{MPC_i}, \quad (4)$$

where C_i – the concentration of the component in soil;

MPC_i – its maximum permissible concentration.

The rating scores for water quality classification are determined according to Tables 2 and 3.

Table 2. **Classification of water bodies by frequency of pollution occurrence**

Frequency, %	Water pollution characteristic	Partial assessment scores	
		Symbolic designation	Absolute values
0-10	single	*a*	0-10
10-30	unstable	*b*	10-30
30-50	stable	*c*	30-50
50-100	characteristic	*d*	50-100

Table 3. **Classification of water bodies by the degree of exceedance of standards**

Degree of exceedance of standards	Water pollution characteristic	Partial assessment scores	
		Symbolic designation	Absolute values
0-2	low	a_1	0-10
2-10	medium	b_1	10-30
10-50	high	c_1	30-50
50-100	very high	d_1	50-100

When determining the first and second stages of classification, generalized water quality scores are calculated for each of the studied components, which are established according to Table 4 [14].

At the third and final stage of the classification, the Combinatorial Pollution Index (CPI) is calculated. It is determined by summing the generalized assessment scores (S_i) obtained for all n analyzed indicators:

$$\mathrm{CPI} = \sum_{i=1}^{n} \cdot S_i \,, \quad (5)$$

Table 4. **Assessment of the condition of water bodies based on individual indicators**

Comprehensive characterization of water pollution status of water bodies	General assessment scores		Water quality classification of water bodies
	Symbolic designation	Absolute values	
Single pollution			
low level	$a \cdot a^1$	1	slightly polluted
medium level	$a \cdot b^1$	2	polluted
high level	$a \cdot c^1$	3	dirty
very high level	$a \cdot d^1$	4	dirty
Unstable pollution			
low level	$b \cdot a^1$	2	polluted
medium level	$b \cdot b^1$	4	dirty
high level	$b \cdot c^1$	6	very dirty
very high level	$b \cdot d^1$	8	very dirty
Stable pollution			
low level	$c \cdot a^1$	3	dirty
medium level	$c \cdot b^1$	6	very dirty
high level	$c \cdot c^1$	9	very dirty
very high level	$c \cdot d^1$	12	extremely dirty
Characteristic pollution			
low level	$d \cdot a^1$	4	dirty
medium level	$d \cdot b^1$	8	very dirty
high level	$d \cdot c^1$	12	extremely dirty
very high level	$d \cdot d^1$	16	extremely dirty

Result and discussion. The initial data for assessing the ecological status of water resources in the lower part of the Inhulets River basin, covering the territories of Mykolaiv region and Kherson region, were based on the results of analytical monitoring conducted by the State Environmental Inspectorates during 2006-2020. In total, 127 water samples were analyzed, comprising 3,343 chemical determinations. The obtained data were systematized in the form of tables of average annual concentrations of pollutants for the main monitoring sections: Inhulets River – Arkhanhelske village, Inhulets River – Kalininske village, Inhulets River – Snihurivka, and Inhulets River – Dariivka village.

Water quality assessment was carried out based on hydrochemical indicators at the Inhulets River – Snihurivka section using the Water Pollution Index (WPI), calculated in accordance with fisheries standards, which establish the

most stringent limits for maximum permissible concentrations (MPC) of both inorganic and organic substances.

Based on long-term monitoring data, a gradual decrease in petroleum product concentrations in the Inhulets water has been observed over the last five years of monitoring, indicating a trend toward improvement in the hydrochemical condition of the river and a potential for partial restoration of its fisheries function.

The summarized results of the calculations are presented in Table 5. During this period, the degree of river water quality underwent significant changes: in 2006-2014, the water was classified as "very dirty"; in 2015-2016, as "moderately polluted"; and starting from 2017, it reached the level of "clean."

Table 5. **Integrated assessment of water quality of the Inhulets River – Snihurivka based on the water pollution index (WPI) according to fisheries standards for the period 2006-2020**

Observation year	Water Pollution Index (WPI)	Water quality class	Degree of purity
2006	6.73	VI	very dirty
2007	6.43	VI	very dirty
2008	6.11	VI	very dirty
2009	6.16	VI	very dirty
2010	6.26	VI	very dirty
2011	6.14	VI	very dirty
2012	6.42	VI	very dirty
2013	6.63	VI	very dirty
2014	6.23	VI	very dirty
2015	1.13	III	moderately polluted
2016	1.08	III	moderately polluted
2017	0.99	II	clean
2018	0.75	II	clean
2019	0.78	II	clean
2020	0.79	II	clean

To improve the reliability of the assessment, a modified Water Pollution Index (WPI_{mod}) was also applied, which accounts for a broader range of hydrochemical indicators. A summarized analysis of the modified indices for the Inhulets River – Snihurivka section for 2006-2020 is presented in Table 6.

The obtained values of the modified WPI ranged from 3.95 (2019) to 13.7 (2012), corresponding to water quality classes from "polluted" to "extremely dirty." This dynamic indicates significant interannual fluctuations in pollution levels, driven by the intensity of industrial discharges and the hydrological conditions of specific years. Comparison of the results obtained using the two methodologies shows agreement for the period 2006-2014, whereas after 2015

noticeable discrepancies are observed, particularly during 2017-2020. This highlights the need to apply additional comprehensive water quality assessment methods to improve the accuracy of ecological diagnostics.

Table 6. **Integrated assessment of water quality of the Inhulets River – Snihurivka based on the modified water pollution index according to fisheries standards for the period 2006-2020**

Observation year	Water Pollution Index (WPI_{mod})	Water quality class	Degree of purity
2006	9.80	VI	very dirty
2007	9.45	VI	very dirty
2008	9.73	VI	very dirty
2009	9.12	VI	very dirty
2010	9.47	VI	very dirty
2011	12.2	VII	extremely dirty
2012	13.7	VII	extremely dirty
2013	11.6	VII	extremely dirty
2014	9.83	VI	very dirty
2015	5.27	V	dirty
2016	4.70	V	dirty
2017	5.09	V	dirty
2018	4.60	V	dirty
2019	3.95	IV	polluted
2020	3.98	IV	polluted

Summarizing the results of the analysis, a clear trend toward improvement in water quality in the lower reaches of the Inhulets River can be observed from a persistently polluted state during 2006-2014 to gradual improvement after 2015, largely explained by a decrease in petroleum product concentrations in the water. A graphical representation of this trend is shown in Figure 1.

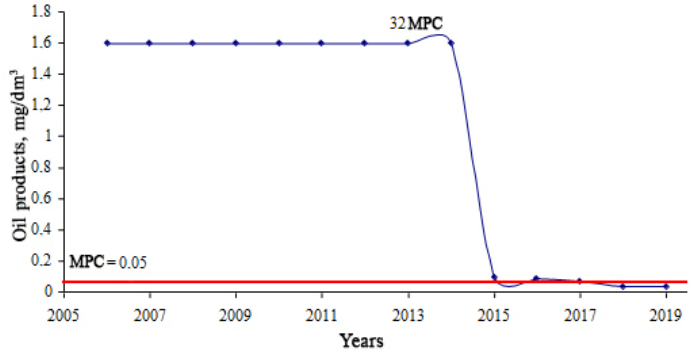


Fig. 1. **Dynamics of changes in petroleum product concentrations in the Inhulets River within Mykolaiv region for the period 2006-2019**

The next stage of the study involved assessing the water quality of the Inhulets River and determining its suitability for fisheries use using the methodology of the Hydrochemical Institute, which is based on the calculation of the Combinatorial Pollution Index (CPI). This method is one of the most informative, as it accounts for the combined influence of multiple groups of pollutants and allows for a differentiated assessment of pollution levels and priority sources of anthropogenic pressure.

According to the obtained results, the conditional complexity coefficient (Equation 2) exceeded 10% for all years of observation, indicating a high diversity of pollutants and the necessity of applying the full (three-stage) water quality classification. The coefficient values ranged from 44.4% (2018) to 72.2% (2007), reflecting significant variability in the composition of pollutants during the analyzed period.

Within the framework of the three-stage classification, the following steps were carried out sequentially:

– first stage calculations – determination of pollution stability (frequency of MPC exceedance) according to Equation 3;

– second stage calculations – determination of pollution level based on the degree of exceedance of standards (Equation 4);

– final third stage – calculation of the Combinatorial Pollution Index (CPI) according to (Equation 5) and assignment of water to the corresponding quality class.

Conclusions. The information basis for assessing the ecological status of water resources in the lower part of the Inhulets River basin within Mykolaiv Oblast and Kherson Oblast was provided by the results of state surface water monitoring for 2006-2020 (127 samples, 3,343 chemical analyses; monitoring sections: Arkhanhelske, Kalininske, Snihurivka, Dariivka).

Assessment based on the Water Pollution Index (WPI) according to fisheries standards showed a transition from “very dirty” water (2006-2014) to “moderately polluted” (2015-2016) and “clean” (2017-2020). The modified water pollution index ranged from 3.95 to 13.7, corresponding to water quality classes from “polluted” to “extremely dirty.”

According to the methodology of the Hydrochemical Institute (calculation of the Combinatorial Pollution Index, CPI), it was found that in 78.6% of cases the water was classified as “very dirty,” and in 21.4% as “dirty.” The main pollutants during 2006-2014 were petroleum products and copper.

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДНИХ РЕСУРСІВ ПОНИЗЗЯ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ

Бреус Д.С. *– к.с.-г.н.*
orcid.org/0000-0001-7238-518
Херсонський державний аграрно-економічний університет
breusd87@gmail.com

Рівень забезпеченості водними ресурсами в Україні залишається низьким, тоді як їх просторовий розподіл є нерівномірним і не відповідає розміщенню найбільш водоємних галузей економіки. Частка аграрного сектору у загальному водоспоживанні становить близько 40%, тоді як середньодобове водоспоживання на одну особу сягає приблизно 270 літрів. Водночас майже 50% забраної води повертається у водні об'єкти у вигляді стічних або дренажних вод [1].

Найбільш дефіцитними за водними ресурсами є регіони з високою концентрацією промислових підприємств, зокрема Донбас, південні області країни, Криворізький басейн, а також територія Автономної Республіки Крим. Господарський комплекс Криворізького регіону представлений галузями, що характеризуються значним споживанням природних ресурсів, енергії та води. Основною водною артерією регіону є річка Інгулець, яка слугує приймачем високомінералізованих хвостових вод і недостатньо очищених промислових стоків. Обсяг скидання забруднених стічних вод у річки Інгулець і Саксагань (ліва притока Інгульця) становить близько 12 млн м^3 на рік, що спричиняє суттєве погіршення якості води на ділянці від Кіровоградської області (с. Іскрівка) до Миколаївської області (м. Снігурівка) та Херсонської області (с. Дар'ївка). Зафіксовано значне зростання концентрацій загальної мінералізації (від 800 до 4200 мг/дм^3), хлоридів (від 90 до 2084 мг/дм^3), сульфатів (від 240 до 998 мг/дм^3), біохімічного споживання кисню (БСК$_5$) (від 1,2 до 5,8 мг/дм^3), а також підвищення вмісту заліза з 0,1 до 0,3 мг/дм^3 (дані за 2019-2020 рр.).

Порівняльні результати оцінювання якості води за гідрохімічними показниками [7], отримані із застосуванням різних методик, свідчать про суттєві розбіжності у висновках, що підкреслює обмеженість використання лише одного підходу для комплексної оцінки екологічного стану річки Інгулець.

У зв'язку з цим особливої актуальності набуває проведення порівняльного аналізу існуючих методичних підходів та визначення найбільш доцільної системи інтегрованої оцінки якості води у нижній течії Інгульця як середовища існування водних організмів.

Ключові слова: якість води, рибогосподарське використання, гідрохімічні показники, оцінка екологічного стану, екологічна надійність.

BIBLIOGRAPHY

1. Алмашова В. Моніторинг екологічної оцінки якості води річки Дністер. *Водні біоресурси та аквакультура*. 1(17), 2025. 261-278.
2. Breus D. Assessment of the ecosystem state of the Bile Lake (Rivne region) based on a set of ecological indicators. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2(18), 2025. 165-179.

3. Breus D. Experience in water resources management under the climate change conditions on the example of Norway. *Водні біоресурси та аквакультура*. 1(17), 2025. 152-161.
4. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». ДСанПіН 2.2.4-171-10. Електронний ресурс. URL: http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10
5. Іщук О.В., Бордюг Н.С. Моніторинг хлорорганічних сполук у водних біологічних ресурсах річки Сейм як основа екологічної безпеки рибної продукції. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2(18), 2025. 238-248.
6. Клименко М.О., Вознюк Н.М., Вербецька К.Ю. Порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод. *Наукові доповіді НУБіП*. 8, 2012. 30 с.
7. Пічура В.І., Потравка Л.О., Білошкуренко О.С. Дослідження наслідків руйнації Каховської дамби та осушення водосховища для населення України. *Водні біоресурси та аквакультура*. 1(17), 2025. 218-247.
8. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. Causal regularities of effect of urban systems on condition of hydro ecosystem of Dnieper river. *Indian Journal of Ecology*. 2(47), 2020. 273-280.
9. Pichura V.I., Malchykova D.S., Ukrainskij P.A., Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of The Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, 45 (3), 2018. 445-453.
10. Potravka L., Pichura V., Melnyk V. Results of the sociological research Kakhovka reservoir: past, present, and future. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2(18), 2025. 204-223.
11. Skyba V.P., Kopylova O.M., Vozniuk N.M., Likho O.A., Pryshchepa A.M. Ecological risks in river basins: a comparative analysis of steppe and forest Ukrainian areas. *Ukrainian Journal of Ecology*, 2021, 11(1), 306-314, doi: 10.15421/2021_46
12. Харитонов М.М., Анісімова Л.Б. Екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну річки Дніпро у Дніпропетровській області. *Екологія і природокористування*. 2013. Випуск 17. С. 75-85.
13. Yurasov S.M., Karaulov V.D., Terzeman V.V. Improved assessment and forecasting of irrigation water quality. *Man and Environment. Issues of Neoecology*, 2025, (43). 33-46. doi: 10.26565/1992-4224-2025-43-03
14. Юрасов С.М., Сафранов Т.А., Чугай А.В. Оцінка якості природних вод: навчальний посібник. Одеса: Екологія, 2012. 168 с.

REFERENCES

1. Almashova V. (2025). Monitorynh ekolohichnoi otsinky yakosti vody richky Dnister. [Monitoring of the ecological assessment of water quality of the Dniester River]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 1(17), 261-278 [in Ukrainian].

2. Breus D. (2025). Assessment of the ecosystem state of the Bile Lake (Rivne region) based on a set of ecological indicators. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 2(18), 165-179.
3. Breus D. (2025). Experience in water resources management under the climate change conditions on the example of Norway. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 1(17), 152-161.
4. Derzhavni sanitarni normy ta pravyla "Hihiienichni vymohy do vody pytnoi, pryznachenoi dlia spozhyvannia liudynoiu". DSanPiN 2.2.4-171-10. [State Sanitary Norms and Regulations "Hygienic Requirements for Drinking Water Intended for Human Consumption" (DSanPiN) 2.2.4-171-10]. URL: http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10 [in Ukrainian].
5. Ishchuk O.V., Bordiuh N.S. (2025). Monitorynh khlororhanichnykh spoluk u vodnykh biolohichnykh resursakh richky Seim yak osnova ekolohichnoi bezpeky rybnoi produktsii. [Monitoring of organochlorine compounds in aquatic biological resources of the Seim River as a basis for the environmental safety of fish products]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 2(18), 238-248 [in Ukrainian].
6. Klymenko M.O., Vozniuk N.M., Verbetska K.Yu. (2012). Porivnialnyi analiz normatyviv yakosti poverkhnevykh vod. [Comparative analysis of surface water quality standards]. *Naukovi dopovidi NUBiP*. 8, 30 p [in Ukrainian].
7. Pichura V.I., Potravka L.O., Biloshkurenko O.S. (2025). Doslidzhennia naslidkiv ruinatsii Kakhovskoi damby ta osushennia vodoskhovyshcha dlia naselennia Ukrainy. [Study of the consequences of the Kakhovka Dam destruction and reservoir drainage for the population of Ukraine]. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 1(17), 218-247 [in Ukrainian].
8. Pichura V., Potravka L., Skok S., Vdovenko N. (2020). Causal regularities of effect of urban systems on condition of hydro ecosystem of Dnieper river. *Indian Journal of Ecology*. 2(47), 273-280.
9. Pichura V.I., Malchykova D.S., Ukrainskij P.A., Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. (2018). Anthropogenic Transformation of Hydrological Regime of The Dnieper River. *Indian Journal of Ecology*, 45 (3), 445-453.
10. Potravka L., Pichura V., Melnyk V. (2025). Results of the sociological research Kakhovka reservoir: past, present, and future. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 2(18), 204-223.
11. Skyba V.P., Kopylova O.M., Vozniuk N.M., Likho O.A., Pryshchepa A.M. (2021). Ecological risks in river basins: a comparative analysis of steppe and forest Ukrainian areas. *Ukrainian Journal of Ecology*, 11(1), 306-314, doi: 10.15421/2021_46
12. Kharytonov M.M., Anisimova L.B. (2013). Ekolohichna otsinka yakosti poverkhnevykh vod baseinu richky Dnipro u Dnipropetrovskii oblasti. [Ecological assessment of surface water quality in the Dnipro River basin

within Dnipropetrovsk Oblast]. *Ekolohiia i pryrodokorystuvannia*. Vol. 17, 75-85 [in Ukrainian].
13. Yurasov S.M., Karaulov V.D., Terzeman V.V. (2025). Improved assessment and forecasting of irrigation water quality. *Man and Environment. Issues of Neoecology*, (43). 33-46. doi: 10.26565/1992-4224-2025-43-03
14. Yurasov S.M., Safranov T.A., Chuhai A.V. Otsinka yakosti pryrodnykh vod: navchalnyi posibnyk. [Assessment of Natural Water Quality: textbook]. Odesa: Ekolohiia, 2012. 168 p [in Ukrainian].

Дата першого надходження статті до видання: 30.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 639.3
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.4

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ПРАКТИЧНИЙ ДОСВІД ТЕХНОЛОГІЇ ВИРОЩУВАННЯ ФОРЕЛІ РАЙДУЖНОЇ (*ONCORHYNCHUS MYKISS)* В УМОВАХ ФРАНЦУЗСЬКОЇ ФЕРМИ

Головко А.А. *– асистент*
orcid.org/0009-0001-8841-8510
Херсонський державний аграрно-економічний університет
holovko.alina@gmail.com

Базуючись на власному практичному досвіді узагальнити та розширити бачення європейських аспектів технологічної карти вирощування форелі райдужної (Oncorhynchus mykiss) будучи на закордонному стажуванні у Франції в умовах господарства «Truites De L'Aube».

У статті висвітлено результати комплексного дослідження технологічних аспектів організації ведення форелівництва в с.Вексóль-сюр-Об (фр. Veuxhaulles-sur-Aube), що розташоване в регіоні Бургундія (фр. Bourgogne), Франція. Результати аналізу базових аспектів функціонування форелевої ферми демонструють, що господарство «Truites De L'Aube» має багаторічну історію, впродовж 30 років налагоджено всі складові європейської моделі ведення рибогосподарської діяльності: від вирощування товарної форелі до реалізації готової продукції. Аналіз форм реалізації продукції показав, що практикується декілька напрямів: форель реалізовують у свіжому вигляді, філе, консерви, що виготовляються за домовленості на консервному заводі з дотриманням вимог Європейського союзу. Дослідження потенційних місць реалізації показали, що практикуються комерційні місця (за прикладом публічної продажі) та фермерські магазини. Запроваджено на території господарства аквакультурний «зелений» рекреаційний туризм з можливістю риболовлі форелі у ставах.

Встановлено, що одним із основних аспектів за європейською моделлю є вирощування форелі на господарстві з дотриманням всіх екологічних умов та використання якісних (органічних) комбікормів для годівлі форелі. Також головною умовою при вирощуванні в басейнах є чиста проточна вода з додатковим збагаченням киснем та дотримання умов щільності посадки.

Інтеграція в українську аквакультуру європейської стратегії організації форелевої ферми у відповідності до діючих стандартів, що сприятиме підвищенню конкурентоспроможності української рибогосподарської галузі. Виведення форелівництва на вищий рівень.

Ключові слова: європейські стандарти**,** форелева ферма, басейнове вирощування, технологічні параметри, годівля риб.

Постановка проблеми та аналіз останніх досліджень і публікацій. Одним з джерел збільшення харчових ресурсів країни є рибництво та рибальство у внутрішніх водоймах. Ставове рибництво як традиційна

форма ведення господарства є безпосередньо джерелом надходження товарної продукції у вигляді живої риби. Великі перспективи має розвиток холодноводного ставового господарства, а саме форелівництва [1].

Форелівництво – це високо інтенсивна форма ведення ставового рибництва, що дозволяє одержувати велику кількість риби з одиниці площі. Безперечно воно має зайняти одне з найбільш відомих місць в ставовому рибництві [1].

Основним об'єктом садкового форелівництва є райдужна форель, батьківщиною якої вважають Північну Америку.

Райдужна форель типова холодолюбна риба, яка живе переважно в гірських річках та струмках, а також на рівнинних річках із піщано-галечним дном, з холодною багатою на кисень джерельною водою не забрудненою відходами промислових підприємств та лісосплаву, вільна від шкідливих газів та токсичних речовин [1].

У ряді країн форелівництво досягло високого розвитку. Так, наприклад, в Норвегії райдужна форель є основним об'єктом вирощування; в Данії майже всі рибогосподарські ресурси водойм використовуються тільки під форелівництво, а загально річний обсяг виробництва райдужної форелі ще до 80– х років минулого століття досягало 18 тис. т., а сьогодні наближається до 600 тис. т. [2].

Розведення лососевих риб незаперечно займає провідне місце в світовій аквакультурі, оскільки дає змогу за відносно невеликий проміжок часу (в середньому 24 місяці) отримувати делікатесну продукцію товарною масою 0,3–3 кг. Безперечно цінність харчової продукції лососевих риб визнана і в Україні, підтвердженням чого є висока ринкова ціна на цю рибу [2, 16].

Сьогодні райдужна форель є основним об'єктом розведення в холодноводих ставових форелевих господарствах багатьох країн світу: США, Данії, Норвегії, Швеції, Франції, Англії, Швейцарії, Чехії, Словаччини, Німеччини, Польщі, Болгарії, ряду країн Сходу і навіть Африки [3, 10, 13].

Щодо вирощування саме органічної форелі, за даними які були знайдені в європейських джерелах інформації, органічна продукція райдужної форелі широко поширена серед держав-членів Європейського союзу (надалі ЄС) [4]. Основними виробниками є Франція (2,300 тон у 2015 році) та Данія (1,634 тони). Наступними державами виробниками за питомою вагою є Іспанія, Німеччина та Великобританія. Виробництво органічної форелі зазнало значної тенденції до зростання в останні роки (приблизно 1,600 тони продукції було вироблено в ЄС у 2012 році). Однак у основних країнах-виробниках органічне виробництво зосереджено у кількох компаніях (таких як Aqualande у Франції чи Kaerhede Dambrug у Данії) [5, 6, 7].

До 80-х років минулого століття форель у Франції вирощували переважно на дрібних, мало механізованих фермах з відкритим циклом. Якість

форелі була непостійною, що призвело до спаду продажів риби на місцевому ринку. У зв'язку з цим вся галузь форелівництва була модернізована на початку 90-х років, було встановлено цілу низку нових норм якості та створено органи, що контролюють їх виконання:

1. Норми для екопродукції.
2. Контроль технічних нормативів виробництва риби та корму.
3. Контроль походження продукту на всіх стадіях виробництва.
4. Контроль патології та санітарії риби на національному рівні з регіональними підрозділами по всій Франції в доступності від виробників.
5. Контроль якості води. Органи з контролю патологій та санітарії працюють спільно з органом з контролю якості води. Наприклад, якщо на фермі захворіла риба, її закривають, аналізують причину та можливості лікування хвороби, щоб запобігти її подальшому поширенню.

З початку 90-х років, крім контролю якості, відбувся активний розвиток генетичних досліджень, селекції та відбору штаму для вакцини, що сприяло:

– прискорене зростання риби;
– покращення перетравлення корму у риби;
– стабільності якості риби та посадкового матеріалу;
– зниження ризиків та захворювань завдяки якісним вакцинам.

Завдяки розвитку селекції штаму та прогресу в генетиці Франція домоглася значного поліпшення якості форелі, що влаштовує як виробників риби, які досягли прискореного зростання та збільшення маси навішування, так і переробні заводи: їм полегшало стежити за контролем вмісту жиру, збільшенням тушки, зменшенням розміру голови. Все це підвищує ефективність процесу переробки та знижує відходи виробництва.

На сьогоднішній день форелівництво у Франції дуже добре організоване та потужно індустріалізоване. Більшість виробників використовують інтенсивні технології вирощування форелі. Індустріалізація призвела до модернізації та механізації ферм. У Франції весь цикл вирощування риби повністю механізований, що простежується на всіх стадіях виробництва – від вирощування до переробки риби (очищення, нарізка, копчення, упаковка тощо) [4].

Протягом останніх років контроль якості та механізація технологічного процесу розведення риби призвели до отримання стабільної та високої якості продукції та нижчої вартості форелі в порівнянні з якістю та вартістю лосося. Індустріалізація та модернізація форелевих господарств автоматично призвели до покращення якості та зниження виробничої вартості форелі порівняно з лососем.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Мета роботи. Для України промислове форелівництво є перспективною

галуззю рибного господарства. Географічне положення і кліматичні особливості створюють передумови для його широкого розвитку. Сьогодні розведенням і вирощуванням райдужної форелі займаються понад 100 господарств і риборозплідних дільниць, а загально річний обсяг продукції перевищує 5 тис. т товарної форелі. Основними проблемами, з якими стикається форелівництво в Україні, то це нажаль застарілість технологій виробництва, які залишились ще з радянських часів та проблеми з реалізацією готової продукції та товарної риби.

Також одним з найважливіших питань, які потребують вирішення і стримують розвиток даної галузі є проблема виробництва вітчизняних високоякісних збалансованих стартових і продукційних комбікормів для форелі, які б за ефективністю та якістю не поступались закордонним аналогам.

Саме тому, метою даної роботи, було дослідження у вирощуванні райдужної форелі на закордонному стажуванні, щоб запозичити Європейський досвід в даній сфері та дослідити якість комбікормів які використовуються для годівлі форелевих закордоном.

Дослідження цієї теми може допомогти запровадити Європейський досвід в нашій країні, розширити промисловості та підвищити рентабельність виробництв.

Матеріали та методи дослідження. Рибницькі роботи проводили на фрунцузській фермі «Truites De L'Aube», що розташоване в селищі Вексо́ль-сюр-Об (фр. Veuxhaulles-sur-Aube) в регіоні Бургундія (фр. Bourgogne), Франція, в 2018–2020 рр.

Були ретельно досліджені технології вирощування форелевих за європейським методом.

Об'єктами досліджень були мальки, цьоголітки, однорічки та дворічки райдужної форелі, що вирощувались в басейнах та ставах.

Годування форелі здійснювалось 2 рази на день одними з найкращих європейський комбікормів виробництва «SARB Geerbrant»,

При морфометричному аналізі лососевих видів риб, яких вважають найбільш пластичною групою, користувалися схемою, що була запропонована ще шведським іхтіологом Ф. Сміттом (1886 р.), з поправками і доповненнями зробленими І. Правдіним (1966 р).

При вилові облік риби проводився ваговим і підрахунковим методом. В кожній віковій групі контрольні облови риб проводяться два-три рази на місяць. Відлов об'єктів дослідження проводили з басейнів та земляних ставів, при допомозі сачків та волока. В кінці вегетативного циклу рибу виловлювали та визначали наступні показники: ваговий та лінійний (L, H) ріст риб, вихід у %, середню масу, рибопродуктивність загальну і по кожній дослідній групі риб, затрати корму на одиницю приросту, абсолют-

ний приріст 1 екземпляру риб. Вимірювання риб проводили за допомогою мірної стрічки, зважування – на електронних вагах з точністю до 0,01 г. Перед визначенням маси з риби видаляли воду.

Результати досліджень. Закордонне стажування по вирощуванню форелі райдужної відбувалось на господарстві (фермі) «Truites De L'Aube», що розташоване в селищі Вексóль-сюр-Об (фр. Veuxhaulles-sur-Aube) в регіоні Бургундія (фр. Bourgogne), Франція (Рис. 1) [7].

Рис. 1. **господарство Truites De L'Aube**

Господарство має площу – 9 га;

– малий потік води – коливається від 50 до 100 л/с;
– загальний обсяг виробництва в 2020 році становив – 40 тонн;
– вирощує 3 види лососевих, а саме – форель райдужна (Truite arc-en-ciel) – 80%, форель струмкова (Truites fario) – 15%, лосось (Saumon de fontaine) – 5%

Обладнання для вирощування риби, що застосовується на господарстві (Рис. 2):

Розплідні ставки – 33 та 20 х 3 м

– 12 аераторів 50х50 см;
– рибні ставки;
– сачки;
– 3 види форелі;
– кормбікорма для форелі;
– Холодильна камера для продуктів;
– лабораторія для переробки риби;
– вудки;
– транспортні баки з дифузором, кисневим балоном і витратоміром для форелі.

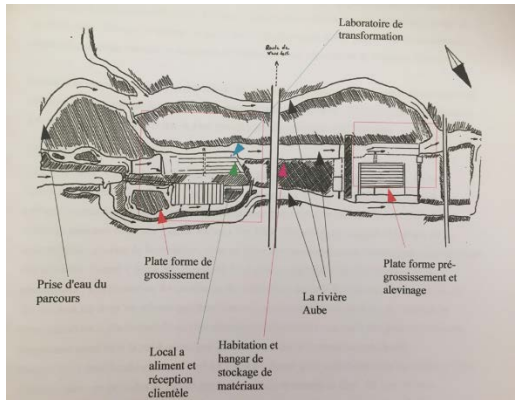


Рис. 2. **схема господарства**

На господарстві 80% вирощуваної риби складає саме форель райдужна (*Oncorhynchus mykiss).*

Господарство «Truites De L'Aube» на своїй території має загалом 25 басейнів. Із них 8 басейнів для вирощування малька, що мають розмір 1 м х 9 м. 2 басейни для порційної риби, розміром 2 м х 6 м. 3 басейни для струмкової форелі (середніх розмірів), 3 басейни для лосося (середніх розмірів), 7 басейнів для форелі райдужної (середніх розмірів), 2 стави для великої риби (від 2 кг) та 2 басейни для великої риби.

Також на території господарства є: 3 канала з проточною водою для великої риби та що йде безпосередньо на виробництво продукції з лососевих та 1 став для риболовлі струмкової форелі для відвідувачів ферми (Рис. 3).

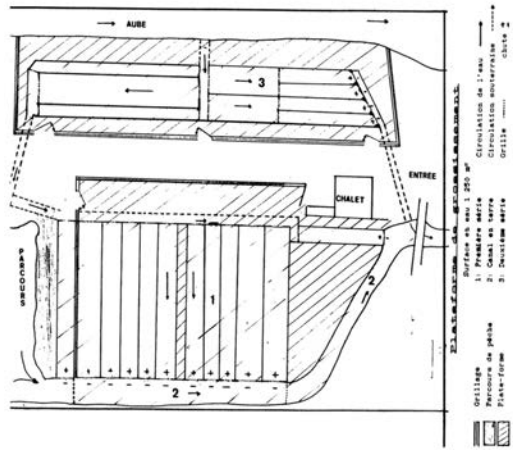


Рис. 3. **схема розташування басейнів**

На території господарства розташоване складське приміщення для зберігання комбікормів для відгодівлі форелі. Цей корм виготовляють на заводі «SARB Geerbrant», які спеціалізуються саме на кормах для риб. Раціон добовий, але розбитий на 2 прийоми – 1 вранці та 1 ввечері. Асортимент складається з такого комбікорму: Стартовий преміум (для мальків) – 1 мм; Королівський фаріо (корм для лосося та струмкової форелі) – 4,5 мм; Екструсарб (для райдужної форелі) – 4,5 мм та 6 мм; Екструсарб рожевий – 8 мм, (для великих риб з астаксантином) та Королівська зірка рожева – 4,5 мм (з астаксантином).

При годівлі форелі необхідно враховувати, що розмір гранул для молоді довжиною 4–20 см повинен становити від 2,2 до 2,6% довжини тіла (за Смітом), що відповідає розміру ротового отвору і відстані між зябровими тичинками у райдужної форелі [8, 9]. Рибу краще годувати часто дрібними порціями [10, 11]. Чим меншою є риба, тим частіше. Переходити на корм іншого розміру або типу слід поступово протягом 3–5 днів. У разі необхідності потрібно застосовувати спеціальні лікувальні гранульовані корми або суміш лікувальних компонентів для добавки у вологі гранули

Кількість корму в добу визначається в залежності від температури води, у середньому 8% від ваги риби при температурі 13-16°С [12, 16].

Починають годування зі стартових кормів, потім поступово переходять на корми гранули розміром 1,0 мм. Мікрогранули для малька має підвищений вміст білка для рівномірного росту поголів'я риби. Якісні інгредієнти рибного походження забезпечують максимальне засвоєння кормів фореллю.

Високоякісний продукційний корм з вмістом астаксантину забезпечує форель природнім барвником, що забарвлює колір м'яса та ікру риби. Для того, щоб м'ясо та ікра почервоніли потрібно щонайменше 3 місяці годівлі кормом. Високоякісний корм забезпечує як інтенсивний ріст форелі так і наповнення риби поживними вітамінами і мінералами для отримання максимального кормового коефіцієнту.

Крім того, він легко засвоюваний, що сприяє мінімальному забрудненню води і оптимальному засвоєнню всіх поживних елементів. У всіх комбікормах використовуються пробіотики для покращення травлення**.** Фракція 6,0 та 8,0 мм.

Відгодівля форелі кормом з астаксантином має починатись коли особини набрали вагу 500 грам. Розмір гранул 6,0 мм підходить для годування форелі вагою 500-1000 грам. Для особин вагою від 1000 грам застосовують корм розмір гранул якого 8,0 мм (табл. 1).

У таблиці 1 наведено добовий раціон годівлі форелі складений на господарстві Truites De L'Aube враховуючи норми годівлі кормами, залежно від зміни температурного режиму води у басейнах та ставах, маси риби та розміру гранул.

Таблиця 1. **Добовий раціон годівлі форелі**

Вага риби	Розмір гранул	Температура води (°С)								
г	мм	2	4	6	8	10	12	14	16	18
10-40	1	1,0	1,3	1,5	1,8	2,1	2,4	2,7	3,2	3,6
40-100	2-3	0,8	1,0	1,2	1.4	1,6	1,9	2,1	2,4	2,7
100-200	4	0,6	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,1	2,3
200-500	5	0,5	0,6	0,7	0,9	1,1	1,3	1,5	1,7	1,9
500-1000	6	0,3	0,4	0,5	0,6	0,6	0,8	1,0	1,2	0,8
1000–1500	8	0,3	0,4-0,5	0,4-0,6	0,5-0,7	0,6-0,8	0,8-0,9	1,0-1,1	1,2	0,9-1,2

Мальки форелі райдужної господарство закуповує у риборозплідників. Також періодично господарство може докуповувати цьоголіток. Перед випуском форелі до басейнів, вони утримуються в спеціальних басейнах де проходять певну дезінфекцію, тобто перебувають на карантині на випадок якщо риба хвора або заражена гельмінтами або іншими розповсюдженими інфекційними хворобами.

З лікувально-профілактичною метою рибам дають з кормами антибіотики, пребіотики та сульфаніламідні препарати (суміш сульфа– мерazину – 24 г, сульфагуанідину або фуразолідону – 6 г на 100 кг маси форелі) впродовж 3 діб. Потім дози препаратів зменшують удвічі і застосовують ще 7 діб. Для лікування плідників та ремонтного молодняку рекомендується давати з кормами левоміцетин або тераміцин із розрахунку 5–7,5 г на 100 кг риби впродовж 14 діб. Всю захворілу рибу лікують одночасно.

Як правило карантин триває від 3 днів до 2 тижнів в залежності від того як форель себе почуває та чи проявляється якась недуга. Після закінчення карантину риба переміщується в спеціально відведені для неї басейни до інших риб, які вже перебували в господарстві до цього.

Кожні 2 тижня на господарстві проводяться контрольні вилови по 10 екземплярів форелі з кожного басейну для контрольного зважування та візуального огляду на можливі захворювання.

Після контрольних зважувань робиться перерахунок кормбікорму для форелі, в залежності від того яку вагу вона вже має.

Підприємство має також свою лабораторію для розробки форелі. Як правило для виробництва беруть форель одно та дворічок. В лабораторії риба розробляється, філе обрізається для подальшої переробки, кості з головами поміщаються в спеціальні контейнери і в подальшому продаються на завод по виготовленню рибо-кістної муки. Філе форелі готують та вакуумують. Також деяку рибу під замовлення патрають і також вакуумують для подальшого продажу.

Господарство «Truites De L'Aube» заключило договір з консервним заводом, куди постачає товарну форель, а завод безпосередньо перero-

бляє її на консерви, що дало ще більший поштовх для вирощення більших об'ємів форелі райдужної.

Продукція, що виробляється з форелі на консервному заводі має такий асортимент:

– *rillettes: Rillettes de truites nature et à l'estragon*: це шматочки форелі натуральні з естрагоном, які ідеально підходять як аперитив до тостів;

– *mousses* : *Mousses de truites aux algues, à l'indienne et aux truffes de Bourgogne:* це муси з форелі з морськими водоростями, по-індійськи та з бургундськими трюфелями;

– *Terrine: de truites aux légumes et citron confit*: це форель з овочами та консервованим лимоном;

– *truites fumées*: форель копчена;

– *Saucisses*: це форель під соусом каррі, рибний соус та соус Шаблізьєн;

– *Filets frais*: свіже філе форелі;

– *Filets fumés*: копчене філе форелі.

На базі ферми також є став де спеціально тримають рибу для відвідувачів ферми. Люди кожного дня в любий час можуть приїхати на територію ферми, заплатити за оренду вудочок та піти рибачити до ставу. Після риболовлі форель для гостей зважується, вони оплачують рибу яку виловили, продавці патрають рибу та віддають відвідувачам. В подальшому відвідувачі можуть забрати рибу з собою додому або приготувати собі її самі в зоні для пікніку, яка знаходиться так само на території ферми. Тобто таким чином господарство займається не тільки вирощуванням і реалізацією форелі райдужної, а й туризмом.

Аквакультурний туризм дозволяє відвідувачам відпочити за риболовлею, а також ознайомитись з продукцією господарства, що відповідно збільшує їх продажі.

Господарство «Truites De L'Aube» з кооперувалось з іншими фермерами, та створили власну марку під назвою: «Bienvenue à la Ferme». Ласкаво просимо на ферму – це національний бренд, який підтримується Сільськогосподарськими палатами та об'єднує 80 членів у Кот-д'Ор, які продають свою продукцію безпосередньо або приймають відвідувачів на своїх фермах. Таким чином виготовлену свою продукцію господарство постачає по таким маленьким магазинчикам 2 рази на тиждень по всьому регіоні Бургундія. Дана кооперація врази збільшила кількість продукції, що продається.

Нижче представлені фотоматеріали з базарного дня, де реалізовувалась продукція та лабораторія по розробці риби (Рис. 4, 5).

Рис. 4, 5. **базар та лабораторія**

Висновки та перспективи подальшого розвитку. Практичний досвід вирощування форелі райдужної в умовах французької ферми отриманий на закордонному стажуванні, надав великий професійний поштовх в сфері рибництва та аквакультури загалом.

Сьогодні форелівництво в Україні значно скоротило об'єми вирощування риби. Але саме ця галузь рибництва має великі перспективи розвитку у майбутньому. Тому запровадження європейських стандартів у рибництві дасть нам змогу вивести вирощування форелі на більш вищий рівень.

Основним завданням товарного форелівництва є вирощування риби в найбільш короткий термін і з мінімальними витратами. Одним з основних факторів, що впливають на швидкий ріст, є підтримання оптимальної для живлення і росту температури. Від температури залежить швидкість метаболізму, а отже, апетит, травлення і темпи росту форелі.

Використання високоякісних комбікормів забезпечить нам інтенсивний ріст форелі та зміцнить імунітет. Тому при виборі комбікорму потрібно звертати увагу на склад корму та методи годівлі риби на прикладі господарства «Truites De L'Aube».

Перейнявши досвід від французької ферми на ферелевих господарствах України ми також можемо запровадити аквакультурний туризм, що підвищить попит на споживання риби.

В нашій країні також можна кооперуватись не тільки сільським господарствам, а і рибним господарствам для надання допомоги один одному, продажу продукції та отримання грантів на розвиток господарства.

Форелівництво в Україні має велике майбутнє, якщо вирощування та реалізацію продукції в даній сфері правильно налаштувати.

PRACTICAL EXPERIENCE OF RAINBOW TROUT (ONCORHYNCHUS MYKISS) GROWING TECHNOLOGY IN FRENCH FARM CONDITIONS

Holovko A.A. *– Assistant*
orcid.org/0009-0001-8841-8510,
Kherson State Agrarian and Economic University
holovko.alina@gmail.com

Based on my own practical experience, to generalize and expand my vision of the European aspects of the technological map of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) cultivation while on an internship abroad in France in the conditions of the «Truites De L'Aube» farm.

The article highlights the results of a comprehensive study of the technological aspects of the organization of trout farming in the village of Veuxhaulles-sur-Aube, located in the Burgundy region, France. The results of the analysis of the basic aspects of the functioning of the trout farm demonstrate that the «Truites De L'Aube» farm has a long history, and over the course of 30 years, all components of the European model of fisheries have been established: from growing commercial trout to selling finished products. Analysis of the forms of product sales showed that several directions are practiced: trout is sold fresh, fillets, canned food produced under agreement at a cannery in compliance with European Union requirements. Research into potential sales locations has shown that commercial locations (such as public sales) and farm shops are in practice. Aquacultural "green" recreational tourism has been introduced on the farm, with the possibility of trout fishing in the ponds.

It has been established that one of the main aspects of the European model is the cultivation of trout on a farm in compliance with all environmental conditions and the use of high-quality (organic) feed for feeding trout. Also, the main condition for cultivation in pools is clean running water with additional oxygen enrichment and compliance with stocking density conditions.

Practical Value. Integration into Ukrainian aquaculture of the European strategy for organizing a trout farm in accordance with current standards, which contribute to increasing the competitiveness of the Ukrainian fisheries industry. Bringing trout farming to a higher level.

Key words: European standards, trout farm, pool cultivation, technological parameters, fish feeding.

ЛІТЕРАТУРА

1. Галасун П.Т. Форелеве господарство. К. Урожай,1975. 128 с.
2. Тертерян Л.А., Тертерян Л.Л., Колос О.М. Господарство «Ішхан» – репродуктор з відтворення рідкісних та зникаючих видів лососевих риб. Збереження генофонду та відновлення популяції цінних видів риб. К.: ДІА, 2011. С. 85–87.
3. Burel C., Boujard T., Tulli F. Digestibility of extruded peas, extruded lupin, and rapeseed meal in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) and turbot (Psetta maxima). Aquaculture. 2000. Vol. 188, №. 3. P. 285 – 298.

4. Fisheries, FAO. Aquaculture Department (2016) The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2016.
5. Alami-Durante H., Wrutniak-Cabello C. and Kaushik S.J. Skeletal muscle cellularity and expression of myogenic regulatory factors and myosin heavy chains in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss): effects of changes in dietary plant protein sources and amino acid profiles. Comparative Biochemistry and physiology. Part A, Molecular & Integrative Physiology. 2010. № 156. P. 561– 568.
6. Aslaksen, M.A., Kraugerud, O.F., Penn, M., Svihus, B., Denstadli, V., Jørgensen, H.Y., Hillestad, M., Krogdahl, A., and Storebakken, T. 2007. Screening of nutrient digestibilities and intestinal pathologies in Atlantic salmon, Salmo salar, fed diets with legumes, oilseeds, or cereals. Aquaculture, 272(1–4): 541– 555. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.07.222.
7. Truites De L'Aube GAEC. Pisciculture à Veuxhaulles-sur-Aube. URL: https://truites-laube.fr/
8. Бартко Н.О. Особливості вирощування райдужної форелі при використанні різних видів кормів. Кваліфікаційна (магістерська) робота. Донецький національний університет імені Василя Стуса, Вінниця, 2024. 66 с.
9. Інтенсивність росту і розвитку райдужної форелі за використання кормів Aller Aqua та Aquafeed Fischfutter. Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnology. 2017. 19(79):73-77 https:// DOI:10.15421/nvlvet7915
10. Effects of supplemental dietary l-carnitine and ractopamine on the performance of juvenile rainbow trout, Oncorhynchus mykiss / S. M. A. Jalali Haji-abadi et al. Aquaculture Research. 2010. Vol. 41, no. 11. P. 1582–1591. URL: https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02462.x
11. Barnes M.E., Brown M. L., Rosentrater K. A. (2012). Juvenile rainbow trout responses to diets containing distillers dried grain with solubles, phytase, and amino acid supplements. Open Journal of Animal Sciences.№ 2 (2). P. 69 -77. https://doi.org/10.4236/ojas.2012.22011
12. Neala W. Kendall, John R. McMillan, Matthew R. Sloat, Thomas W. Buehrens, Thomas P. Quinn, George R. Pess, Kirill V. Kuzishchin, Michelle M. McClure, and Richard W. Zabel. (2014) Anadromy and residency in steelhead and rainbow trout (Oncorhynchus mykiss): a review of the processes and patterns. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 5 November https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0192
13. Jobling M. Fish nutrition research: Past, present and future. Aquaculture International. 2016. № 24. P. 767-786. https://doi.org/10.1007/ s10499-014-9875-2.

14. Kondratiuk, V. Rearing larvae and juveniles of rainbow trout with different amino acid nutrition. Scientific Reports of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, 2020. 16(6). https://doi.org/10.31548/dopovidi2020.06.012
15. Стахів В. І. Особливості вирощування форелі райдужної у штучноутворених умовах господарства "Голуба нива" с. Дуброва Миколаївського району. В. І. Стахів, Г. М. Коссак, Л. Г. Стахів. Науковий часопис НПУ імені М. П. Драгоманова. Серія 20 : Біологія. 2013. Вип. 5. С. 68-74. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nchb_020_2013_5_12.
16. Головко А. А., Скиданов Ю. В., Технологія проектування рециркуляційної системи аквакультури – УЗВ (RAS) для форелівництва та осетрівництва в домашніх умовах. Водні біоресурси та аквакультура. 2024. 2(16). с. 5-15. https://doi.org/10.32782/wba.2024.2.1
17. Food and Agriculture Organization of the United Nations. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2016. p. 224.

REFERENCES

1. Halasun P.T. (1975) *Foreleve hospodarstvo*. [Trout farming] K. Urozhai 128[in Ukrainian].
2. Terterian L.A., Terterian L.L., Kolos O.M. (2011) Hospodarstvo «Ishkhan» – reproduktor z vidtvorennia ridkisnykh ta znykaiuchykh vydiv lososevykh ryb ["Ishkhan" farm – a reproduction facility for the reproduction of rare and endangered species of salmonid fish]. *Zberezhennia henofondu ta vidnovlennia populiatsii tsinnykh vydiv ryb*. [Preservation of the gene pool and restoration of the population of valuable fish species]. K.: DIA s.85-87 [in Ukrainian]
3. Burel C., Boujard T., Tulli F.(2000) Digestibility of extruded peas, extruded lupin, and rapeseed meal in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) and turbot (Psetta maxima). Aquaculture. Vol. 188, №. 3. P. 285 – 298.
4. Fisheries, FAO. Aquaculture Department (2016) The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2016.
5. Alami-Durante H., Wrutniak-Cabello C. and Kaushik S.J. (2010) Skeletal muscle cellularity and expression of myogenic regulatory factors and myosin heavy chains in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss): effects of changes in dietary plant protein sources and amino acid profiles. Comparative Biochemistry and physiology. Part A, Molecular & Integrative Physiology. № 156. P. 561–568.
6. Aslaksen, M.A., Kraugerud, O.F., Penn, M., Svihus, B., Denstadli, V., Jørgensen, H.Y., Hillestad, M., Krogdahl, A., and Storebakken, T. (2007)

Screening of nutrient digestibilities and intestinal pathologies in Atlantic salmon, Salmo salar, fed diets with legumes, oilseeds, or cereals. Aquaculture, 272(1–4): 541– 555. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.07.222.

7. Truites De L'Aube GAEC. Pisciculture à Veuxhaulles-sur-Aube. / Veb sait. URL: https://truites-laube.fr/
8. Bartko N.O. (2024) Osoblyvosti vyroshchuvannia raiduzhnoi foreli pry vykorystanni riznykh vydiv kormiv. [Features of growing rainbow trout using different types of feed] Qualification (Master's) Thesis – Vasyl Stus Donetsk National University, Vinnytsia, s 66. [in Ukrainian]
9. Pivtorak Ya.I., Bobel I.Lu. (2017) Intensyvnist rostu i rozvytku raiduzhnoi foreli za vykorystannia kormiv Aller Aqua ta Aquafeed Fischfutter [Intensity of growth and development of rainbow trout using Aller Aqua and Aquafeed Fischfutter] Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnology 19(79):73-77. https://DOI:10.15421/nvlvet7915 [in Ukrainian].
10. Jalali Haji-abadi, S. M. A., Mahboobi Soofiani, N., Sadeghi, A. A., Chamani, M., & Riazi, G. H. (2010b) Effects of supplemental dietary l-carnitine and ractopamine on the performance of juvenile rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. Aquaculture Research, 41(11), 1582–1591. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02462.x
11. Barnes M.E., Brown M. L., Rosentrater K. A. (2012) Juvenile rainbow trout responses to diets containing distillers dried grain with solubles, phytase, and amino acid supplements. Open Journal of Animal Sciences.№ 2 (2). P. 69 -77. https://doi.org/10.4236/ojas.2012.22011
12. Neala W. Kendall, John R. McMillan, Matthew R. Sloat, Thomas W. Buehrens, Thomas P. Quinn, George R. Pess, Kirill V. Kuzishchin, Michelle M. McClure, and Richard W. Zabel (2014) Anadromy and residency in steelhead and rainbow trout (Oncorhynchus mykiss): a review of the processes and patterns. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 5 November https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0192
13. Jobling M. (2016) Fish nutrition research: Past, present and future. Aquaculture International. № 24. P. 767-786. https://doi.org/10.1007/s10499-014-9875-2.
14. Kondratiuk, V. (2020) Rearing larvae and juveniles of rainbow trout with different amino acid nutrition. Scientific Reports of the National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, 16(6). https://doi.org/10.31548/dopovidi2020.06.012
15. Stakhiv V. I., Kossak H. M., Stakhiv L. H. (2013) Osoblyvosti vyroshchuvannia foreli raiduzhnoi u shtuchnoutvorenykh umovakh hospodarstva "Holuba nyva" s. Dubrova Mykolaivskoho raionu [Peculiarities of rainbow trout cultivation in artificial conditions of the farm "Goluba Niva" in the village

of Dubrova, Mykolaiv district]. Naukovyi chasopys NPU imeni M. P. Drahomanova. Seriia 20: Biolohiia. Vyp. 5. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nchb_020_2013_5_12 [in Ukrainian]
16. Holovko A. A., Skydanov Yu. V.,(2024) Tekhnolohiia proektuvannia retsyrkuliatsiinoi systemy akvakultury – UZV (RAS) dlia forelivnytstva ta osetrivnytstva v domashnikh umovakh [Recirculating Aquaculture System (RAS) Design Technology for Trout and Sturgeon Farming at Home]. Vodni bioresursy ta akvakultura 2(16). 5-15 [in Ukrainian]
17. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2016) El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. [The State of World Fisheries and Aquaculture: Contribution to Food Security and Nutrition for All] Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. p. 224. [in Spanish]

Дата першого надходження статті до видання: 30.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 502.51:502.211
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.5

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

МІКРОЗАПОВІДНИКИ У СИСТЕМІ ОХОРОНИ ПРИРОДИ ВОДНИХ БАСЕЙНІВ: КОНЦЕПЦІЯ, ДІЯЛЬНІСТЬ ТА ЗАВДАННЯ

Гриб Й.В. *– д.б.н., професор,*
orcid.org/0000-0002-8158-2342,
Семенчук Ю.М. *– асистент*
orcid.org/0009-0005-3803-2942,
Пилипчук А.С. *– студентка*
orcid.org/0009-0009-4879-0818,
Коханевич А.О. *– студентка*
orcid.org/0009-0007-2804-4725
Національний університет водного господарства та природокористування
y.v.hryb@nuwm.edu.ua, y.m.semenchuk@nuwm.edu.ua, pylypchuk.a_az23@nuwm.edu.ua, kokhanevych_az23@nuwm.edu.ua

У природному середовищі згідно концепції Комодера все пов'язано з усім та існує відповідність видового складу біоти стану природного середовища. У довкіллі існує червона лінія стійкості , яка розділяє порушені і не порушені території. для збереження і відтворення біорізноманіття флори і фауни повинні зберігатися умови стійкості і відтворення природного середовища. Згідно європейської і світової спільноти для стійкості середовища таке співвідношення повинно складати 50 на 50 . В Україні лиш одна розораність території складає 56.5% не рахуючи урбанізованих територій та інфраструктури. Для забезпечення стійкості природного середовища трансформовані території повинні складати біля 20% (заповідні).

Існуюча концепція заповідності базується на флористичних цінностях (рослинність, деревостій), однак збереження фауністичного різноманіття (звірів,риби,птахів, комах) вимагає додаткових зусиль. В Україні заповідні території складають трохи більше 4%. Виникає необхідність розширення зони заповідності , а також наукової оцінки результативності цих заходів. Зокрема, не дивлячись на зусилля суспільства не покращилась якість води річок та озер (спостерігається погіршення), не зросла чисельність видів риб і рибопродуктивність (зникають раніш поширені види або рідкісні, занесені в червону книгу України, зокрема осетрові види риб). Катастрофічно зменшилась чисельність роїв диких видів бджіл та джмелів-розпилювачів, лелек, тетеруків та ін видів.

При тотальній трансформації довкілля,зокрема осушенню боліт переволожених територій призвело до зникнення лікарських рослин, ягідників. Пониження рівня грунтових вод призвело до природного осушення кореневої системи дерев на Поліссі і зниження лісистості.

На сьогодні необхідно берегти кожен клаптик не порушеної території як мікро заповідники. Для прикладу збереження природних водних і суходільних локалітетів в річковому басейні збагачує і оберігає водну екосистему, тому формування мікро заповідних територій на сьогодні дуже актуальне для збереження природного середовища.

Ключові слова: мікрозаповідники, водні басейни, природно-заповідна мережа, іхтіофауна, біорізноманіття, річкові екосистеми, антропогенний вплив, екотони, флора та фауна.

Завдання. Проаналізувати стан формування екологічної ситуації та заповідності на території України відносно басейнів річкової мережі та розробити концепцію формування мікрозаповідності екотонів річкових басейнів як основи стабілізації екологічної ситуації і відродження природи України.

Вступ. Проблема визначення стану водних систем та їх збереження знаходиться поза межами наукових досліджень, хоча її актуальність загострюється з кожним роком. Ще наприкінці 20 століття у національній доповіді Мінекобезпеки зверталась увага на забрудненість річкових вод, зниження рибопродуктивності, поширення через річкові потоки вірусних, бактеріальних інфекцій та гельмінтних інвазій. На сьогодні співвідношення умовно очищених комунальних стічних вод та природно руслового стоку у річковій мережі складає 1:3. З водного середовища зникають популяції реофільних видів риб, а руслові водосховища в тому числі й дніпровські є місцем постійного ризику формування кризових ситуацій.

Заповідні території України на сьогодні складають більше 4%. В той же час в країнах Західної Європи їх питома вага складає біля 20% і більше. В основному у більшості це ботанічні фауністичні заповідники дерев віднесені за географічним районуванням. В той же час водне середовище, що складає водну основу природних територій, найбільш трансформоване і знаходиться в кризовому стані як за якістю води так і складом аборигенної іхтіофауни і рибопродуктивності [9,10]. Окремою темою є результативність заповідання та заповідність окремих мірко територій як резервуарів природного середовища, місць відтворення флори і фауни.

В науковому плані є значні можливості розширення площ заповідних територій на державному та місцевому рівнях за рахунок водних басейнів, озер, коридорів середовища та проміжних екотонів як локальних зон відтворення і мешкання рідкісних зникаючих видів риб. За рахунок мікрозаповідників, локальних зон формування біорізноманіття і відтворення аборигенної іхтіофауни можливе підвищення та підняття біорізноманіття до 12%.

Мета. Визначення природних локалітетів формування популяцій цінних промислових видів риб, таких як: річковий сом, підуст, лящ, судак, марена, голавль через заповідання місць зимівлі, нересту, шляхів кормових міграцій. Це дало б змогу збагатити рибні ресурси та збільшити площу заповідної мережі від 4% до 12-15% (включаючи заплавні луки, болота і коридори середовища).

Аналіз останніх досліджень. Природно-заповідна мережа України, значною мірою успадкована від Української РСР, отримала значний розвиток протягом 1992-1998 років. Значний вплив на її формування мало прийняття Закону про України “Про природно-заповідний фонд України”

(1992) [13] та затвердження Верховною Радою у 1994 році Програми перспективного розвитку заповідної справи в Україні. Без науково обгрунтованої мережі природно-заповідних територій та об'єктів збереження біологічного та ландшафтного різноманіття є неможливим, особливо в зв'язку із все зростаючим антропогенним пресом.

Значення природно-заповідних територій нині зростає у всьому світі. В п'ятнадцяти країнах Європейського Союзу прийнята програма "NATURA-2000". Рада Міністрів Євросоюзу в рамках цієї програми надає великого значення створенню мережі територій, що охороняються, на території країн , які входять до Європейського Союзу. Ця мережа має відігравати ключову роль в охороні природних комплексів країн Союзу в майбутньому столітті, а при з'єднанні з екологічною мережею (Emerald) буде знаряддям для охорони біорізноманіття всієї Європи. Кожна держава може вибрати методи, способи та механізми, які застосовує для охорони природи на своїй території із вирішенням наукових, економічних, суспільних, культурних проблем формування мережі природно-заповідних територій є інтегральною частиною раціонального використання землі, вон повинна функціонувати в рівновазу з багатьма напрямками господарства і соціального життя. Основними напрямками формування природоохоронної мережі "NATURA 2000" є охорона місцезнаходжень (біотопів) рідкісних рослин і тварин, рідкісних рослинних угруповань, насамперед, характерних для регіонів Європи альпійських, атлантичних тощо – всього близько 200 типів біотопів. Особливої охорони в Європі вимагають місця поселення птахів, із яких 181 вид в Європі знаходиться під загрозою і вимагає спеціальної охорони.

Важливим елементом в Країнах Європи є проведення на базі мережі "NATURA 2000" моніторингових досліджень та екологічного виховання.

Важливу роль відіграє природно-заповідна мережа держави як показник її сталого розвитку. Ідея сталого розвитку була проголошена відомою конференцією ООН в Ріо-де-Жанейро. Принципи, проголошені там, є важливими та актуальними для України. Їх головна методологічна передумова – це пріоритет проблем соціально-економічного прогресу та якості навколишнього середовища, що взаємно підсилюють та доповнюють одна одну. Процес сталого розвитку потребує створення здорового природного життєвого середовища для людини, збереження і примноження біорізноманіття в Україні.

В аспекті формування та розвитку природно-заповідної мережі показниками сталого розвитку [3] є:

1. Загальна площа природно-заповідних територій в абсолютній та відносній ("процент заповідності") кількості, що складає екологічних каркас держави.

2. Якісний (категорійний) склад природно-заповідних територій. Він має бути охарактеризований насамперед по відношенню до категорій, запропонованих МСОП.

3. Наявність планів перспективного розвитку заповідної мережі держави, що враховували б перший та другий показники.

4. Наявність мережі міждержавних природно-заповідних територій, що в Європі з'єднують між собою заповідні мережі різних країн.

На 2020 рік заповідна мережа України складала понад 3,6% територій. На сьогодні це понад 4,0%, оптимальне значення понад 12,0%.

В екологічному та соціальному плані досягнуті обсяги заповідності територій республіки далеко не оптимальні. Як показано в роботі колективу вчених інституту ботаніки НАН України, екологічний аспект заповідності витісняється з необхідності збереження історично складених зв'язків між абіотичним середовищем та біотичними компонентами екосистеми. Суттєво не має права перетворювати з метою отримання громадського продукту природне середовище. Воно зобов'язане залишити мінімум природних територій для майбутніх поколінь, для вивчення природних екосистемних зв'язків, збереження генофонду флори і фауни.

Отже на сьогодні виникають ряд глобальних і об'єктивно існуючих проблем не врахованих офіційною концепцією заповідності, а саме:

а) глобальне забруднення через повітряний басейн поверхні землі (поверхні водозбору) радіонуклідами, важкими металами, кислими атмосферними опадами;

б) взаємною пов’язаністю грунтовими та поверхневими водами всіх елементів річково-долинного ландшафту (вплив зони осушення поліських боліт викликає зміну гідрологічного режиму та біоценозів на прилягаючих територіях, що збільшує площ осушувальних боліт у 1,5-2,0 рази);

в) залежність окремих елементів системи від здоров'я річкового басейну приклад – деградація урочищ від каналізування основного русла річки та пониження рівня грунтових вод, що призводить до деградації кореневої системи

г) необхідність підтримання гомеостазу заповідних територій в нових антропогенного забруднення;

д) необхідно використовувати заповідні території, або так сформувати заповідну мережу, щоб вона разом із збереженням флори і фауни приймала участь у формуванні екологічної якості води. [5]

Існуюча заповідна мережа формувалася, в основному, виходячи з принципів консервації цінних в природному плані об’єктів дикої природи. Без врахування основної пов’язуючої ланки – гідрографічної мережі. В окремих випадках межі заповідників включені мальовничі озера, як прикраса ландшафту. Так, в Шацький національний парк (поверхня – 32515 га)

включена група озер, однак не врахована їх роль у відтворенні іхтіофауни Західно-Бузько-Прип'ятського басейну; в Білозерський заказник (площа – 2780 га) включене озеро Біле при цьому не враховане сполучення озер через протоку з р. Стир.

Перебродівський заказник республіканського значення (площа – 16530 га), що знаходиться в межиріччі р. Льва та Ствига, цікавіший в екологічному плані не включено навіть відрізку русла річки, а значна частина басейну та ділянок р. Льва знищена невиправданим регулюванням.

В Подільський біосферний заповідник включили тільки середню та нижню течію р. Болотниці, що не дає можливості вивчати його як заповідний басейн, а як комбінований природно-антропогенний комплекс. Все більше проблематичним встає термін "дика природа". Якщо рахувати "непорушеними" території лісів, луків, пасовищ, неосушених боліт, то їх наводнення сьогодні складає 26,7% територій республіки і тільки тут формується природний поверхневий стік. Однак такий поділумовний, так як система суходольних біоценозів відкриита, змінюється в часі і просторі.

Оптимізація заповідної мережі на території України, систематизація д.б. Гриба Й. В (табл. 1).

Підтвердженням нашої гіпотези про малопродуктивність консервації окремих природних феноменів являється глобальний характер антропогенного впливу, а також посилення деструктивних процесів у водних екосистемах із-за росту ентропії. Так, в гідрологічному заказнику "Сомине"

Таблиця 1. **Регіональні рекомендовані площі заповідних територій на Україні**

Фізико-географічний район	Площа тис. га	Рекомендована площа заповідних територій, млн. га					
		Охоронні території		Коридори середовищ		Всього	
		Площа	%	Площа	%	Площа	%
Українське полісся (Західне, центральне, Київсько-Чернігівське)	11,3	0,85	7,95	0,75	7,95	1,6-1,8	15,9
Лісостеп	20,2	0,70-0,80	3,96	0,80	3,96	1,5-1,6	7,92
Степ	23,0	0,34	1,48	1,26	5,48	1,60	6,96
В тому числі Північна (Байрачна)	20,0	0,10	0,50	0,90	4,50	1,0	5,00
Степ Південний	3,0	0,24	8,0	0,26-0,36	12,0	0,5-0,6	20,0
Гірський Крим	0,9	0,15	16,6	0,26-0,36	27,7	0,35-0,40	44,0
Українські Карпати	2,97	0,3-0,4	13,0	1,10-1,20	40,0	1,5	53,0
Всього враховано територій по Україні	58,37	2,59	4,30	4,41	7,30	7,00	11,6

(бас. р. Случ) із-за порушення його продуктивності при меліоративному будівництві та явищ стагнації інтенсивність формування донних відкладів складає 3 см в рік (в глибоководній частині). В гідрологічному заказнику в бас. р. Удай розрахована інтенсивність формування донних відкладів із за розкладу макрофітів склала біля 2 см в рік, що призвело до явищ заболочування і підтоплення заплави. В той же час, систематичне видалення фітомаси макрофітів та їх утилізація дозволила б продовжити стан рухомої рівноваги у водному середовищі.

Крім відомих засобів управління надзвичайної ваги набуває тут питання заповідності природних об'єктів. Враховуючи, що екологічну стабілізацію довкілля забезпечує синтез органічної речовини та біомаса раніше депонованої (органо-мінеральний комплекс грунтів торф'яників, деревини), формулу заповідання непорушених господарською діяльністю територій можна записати:

$$E = Eo + \frac{n}{n=1}\int \frac{dB}{dt} = Aопт + \triangle B, \quad (1)$$

де Ео – природна екологічна ємність за біомасою синтезованої на непорушних територіях органічної речовини;

$\frac{n}{n=1}\int \frac{dB}{dt}$ – необхідний для нейтралізації антропогенних домішок приріст органічної речовини за певний відрізок часу;

Аопт – маса сухого залишку синтезованої органічної речовини на непорушених територіях;

$\triangle B$ – приріст сухого залишку органо-мінерального комплексу, необхідний для зв'язування антропогенних домішок.

Тобто залишкова глобальна (регіональна) антропогенна доля шкідливих домішок може бути нейтралізована за рахунок біомаси первинної синтезованої речовини непорушених територій плюс приріст біомаси за рахунок регульованої господарської діяльності (сінокосіння, видалення фітомаси вищих водних рослин, рибництва), що підтримує біоценоз на даному гомостатичному плато. Тут може бути використана також аквакультура, розведення швидкоростучих порід дерев. Останнє значно відрізняє регульовані земноводні території від заповідників резерватів, де спостерігається посилення природних процесів старіння та збіднення видів флори та фауни.

В дуже поганому стані знаходяться заповідання гідрографічної мережі – окремих збережених річкових та озерних басейнів – природно-аквальних комплексів (ПАК) – з погляду формування високої якості води та збереження аборигенної іхтіофауни і умов її відтворення.

В даному випадку ми розглядаємо наступні позиції: а) заповідання і утримання природних басейнів річок та озер; б) експлуатація та екологічне оздоровлення антропогенно змінених русел та поверхні водозбору.

У першому випадку за елементарну одиницю заповідання нами ще у 1988 році запропоновано використовувати річковий басейн (на прикладі не зарегульованої у середній і нижній течії р. Десна) – для забезпечення умов формування питної води для населення м. Києва, збереження і відтворення цінних видів флори і фауни (стерляді, лебедя-шипуна, бобра, степової рослинності) при збереженні регламентованої господарської діяльності. Враховуючи відсутність такої категорії заповідання запропоновано було дати басейну р. Десна статус комплексного заказника республіканського значення [5].

Базуючись на вищезгаданому, нами запропоновано класифікацію рангів (класів) заповідання природних об'єктів, базовану на елементарній географічній одиниці – природно-аквальному комплексі (ПАК) – річковому чи озерному (схема 1).

Технологічна схема визначення заповідних територій у басейнах річок та озер: табл. 2, 3.

У зв'язку із значною трансформованістю поверхні водозбору зростає цінність збереження генералізованих річкових макросистем (ГРЕМів) – як природних лабораторій та еталону порівняння для відновлення раніше освоєних та деградованих територій.

Проблема заповідання природних комплексів знаходиться у тісному зв'язку з експлуатацією та утриманням раніше освоєних територій – осушених боліт, спрямлених русе річок з одностороннім регулюванням річкового стоку, розораних земель, вирубаних лісів.

Таблиця 2. **Гідроекологічна класифікація заповідних об'єктів**

Релікт	Природно-аквальний комплекс	Біоксом
Біогеоценоз	Біосферні заповідники – суходільні, морські, комплексні	Гідробіоценоз
Степовий	Національні (ландшафтні) парки – природні, штучні, неосвоєні території	Еталонний річковий басейн
Лісовий	Відновлені території, зелені зони міст, коридори, середовища, штучні нерестилища, штучні зимувальні ями	Витоки річок, джерела
Луговий	Деградовані та особливо забруднені території	Басейни озер
Болотний		Природні нерестилища та зимувальні ями
Гірський		Унікальні ділянки шельфу у комплексі з естуарними системами
Арідний Водно-комплексний		Локальні руслово-запальні рибовідтворювальні ділянки (ЛРД)

Таблиця 3. **Екологічне забезпечення заповідних територій в басейнах річок та озер**

Об'єкт	Відсоток заповідання, режим
Витік річки Еталонно річковий басейн басейн річки до 10 км довжиною Болотні масиви та перезволожені території Незарегульовані середні та великі ріки – джерела питного водопостачання Природні джерела Шляхи природної міграції прохідних риб Водойми та ділянки водосховищ з рідкісною водною рослинністю	Верхів'я від витоку на протязі 0,5-1,0 км, у випадку болота – весь болотний масив. Весь басейн – за межами водорозділу Всі болотні масиви, що залишились після меліорації, з прилягаючими територіями. Заболочені території – у залежності від походження та наукової цінності. Весь басейн – за межами водорозділу – з заплавними луками, болотами та озерами – на правах комплексного заказника з включенням територій регламентованої господарської діяльності та інших категорій більш суворої заповідності 30% басейну, включаючи витік та зону розвантаження. На всьому протязі русла річки з включенням заплавних екотонів, місць нересту риби. За межами водорозділу із збереженням до 15% макрофітів на поверхні водного дзеркала, допустимість добування сапропелю.
*Естуарні системи морського шельфу Локальні рибовідтворювальні ділянки та зимувальні ями Озера з нетрансформованими басейнами	Всі естуарні системи річок разом із заплавними озерами та луками на протязі нижньої частини не зарегульованого профілю річки. Притоки першого та другого порядку, що впадають у річку вище по течії, джерела, заплавні луки, болотні масиви, заплавні насадження. Прилягаючі болотні та лісові масиви, луки, джерела та притоки з регламентованим господарювання (без скидання забруднень та пониження рівня грунтових вод, із збереження вільного сполучення з водотоками)

*Примітка: до прикладу візьмемо гирлові ділянки річки Дніпро з Каркінітською затокою та Кілійська дельта річки Дунай, як зони відтворення і існування осетрових риб Чорноморського басейну.

У такому випадку, коли на порушених (основних) територіях не виконана вимога перевищення фотосинтезу біомаси первинної органічної речовини над біопродуктивністю природних ценозів, то антропогенна змінна деградує і гине, а природна рівновага регіону порушується. Тобто повинна дотримуватися закономірність:

$$E' = A_{\text{факт}} + \Delta B \geq Eo = A_{\text{опт}} + \Delta B, \quad (1)$$

Де E' – екологічна ємність порушених територій;

Ео – екологічна ємність непорушених територій регульована (останні значення дивитись у формулі 1);

Невикористання принципу сталого розвитку – обов'язкового накопичення органічної речовини у ґрунтах та видалення надлишку синтезованої органічної речовини з водного об'єкту (для поповнення органічної маси на суходолах) веде до деградації порушених природно-аквальних комплексів.

Вилив поживних речовин у магістральні канали веде до інтенсивного розвитку нитчастих водоростей та рясок, і загибелі такого витривалого виду, як карась.

У випадку евтрофних водойм для попередження екологічних криз необхідне видалення синтезованої маси.

$$E' = A' \pm \Delta B \,, \qquad (2)$$

A' – фактично синтезована первинна органічна речовина,

ΔB – об'єм фітомаси (необхідний для видалення із водного об'єкту домішок, порівняно з еталоном).

Тобто, сьогодні елементарною ефективною одиницею заповідності бажано мати річковий басейн (природно-аквальний комплекс), який дає змогу активно впливати на екологічний стан об'єкту та попереджувати його передчасне старіння.

Приймаючи за екологічний оптимум бажані регіональні характеристики земноводної мережі та фактичні, розраховується коефіцієнт заповідності K11.

K11 = % заповідності фактичний /% заповідності території оптимальний.

Вплив компенсаційних заходів по підвищенню зовнішньої буферної ємності річкової мережі розглядається як величина обернена значенню екологічному індексу якості води, тобто:

$$K12 = 1{,}0/Ie \qquad (3)$$

Таким чином, проведений аналіз фактичного стану структурних складових поверхонь водозбору річок та озер, рівня антропогенної трансформації, компенсаційних заходів та бажаних характеристик дозволив закласти методологічну основу їх комплексної екологічної оцінки стану генералізованих річкових екосистем та знизити емерджентні наслідки екологічної грунтової господарської діяльності.

Перспективи формування мікрозаповідників у системі збереження природних територій. Макрозаповідні території України існують як природні резервати, значно віддалені одні від одних та мають відсутні шляхи сполучення і не впливають на формування системи охорони природних територій України. Пропонується створення у кожному регіоні системи мікрозаповідників у річкових басейнах, які мали створити альтернативу господарському освоєнню територій – розорености, осушеності, урбанізованості, регулюванню та спрямленості Табл. 4.

Через множинність мікрозаповідних територій спостерігатимуться розсіювання антропогенного впливу, адаптація дикої флори і фауни до змін умов середовища. Однак у всіх таких випадках необхідна мінімізація впливу. людини на довкілля, зокрема зниження маси використовуваних отрутохімікатів, підсів квітуючих трав на неугіддях для виживання бджіл, зниження вмісту домішок у скидних водах, відтворення екосистеми “русло-заплава” у спрямлених малих річках, заболочення переосушенних малих територій.

Приклад: 1) У басейні річки Горинь спрямлено і включено меліоративні системи біля 20 приток, що зменшує площу нерестовищ до 60%.

Таблиця 4. **Функції мікрозаповідних територій**

№	Назви мікрозаповідників	Функції	Значення
1	Заплавні пасовища, узгір'я, яри та видолинки	Пропуск поверхневого стоку, місця збереження і відтворення квітучої рослинності та локалізація популяції джмелів та бджіл.	Захист руслового стоку, запилення рослин.
2	Комплекс старіючих дерев у прибережній смузі	Закріплення берегової смуги, місця локалізації і відтворення комах опилювачів	Збереження умов формування річкового стоку від замулення
3	Стариці, заплавні озера, заболочені заплавні території	Місця збереження і відтворення аборигенної іхтіофауни та диких птиць	Збереження флори і фауни
4	Природні джерела, витоки грунтових і підземних вод	Формування свіжої води, виведення реофільних видів риб	Формування свіжої води, виведення реофільних видів риб
5	Зелені коридори середовища	Захист берегів, заплавних екотонів, місць гніздування птахів	Формування свіжої води, виведення реофільних видів риб
6	Заплавні екотони, природні нерестовища, зимувальні ями	Стабілізація складу і продуктивності аборигенної іхтіофауни	Збереження генофонду
7	Фантомні водойми (озера), дублюючі природні старіючі озера	Відтворення аборигенної іхтіофауни	Збереження видового різноманіття зникаючих реофільних і лімнофільних риб
8	Прибережні захисні смуги озер та річок	Захист річкових русел від замулення	Збереження місць відтворення реофільних видів риб
9	Малі річки, гідроекологічні коридори середовища	Формування природних ландшафтів	Об'єднаня розрізнених збережених природних об'єктів у єдину заповідну и мережу

2) Використання отрутохімікатів у сільськогосподарському виробництві знизило до 80% чисельність сімей диких бджіл, до 90% – популяції джмілей, що призвело до вимирання чисельності сімей бджіл у пасічників; існує гіпотеза що вимирання бджіл–опилювачів призведе до вимирання людства.

Не ефективне очищення комунальних стічних вод та зливових вод з урбанізованих територій призвело до їх скидання і формування кризових ситуації у природокористуванні.

Не дивлячись на прийняті заходи, заповідні територій України складають трохи більше 4% з наміром доведень їх складу до 10%. Великою проблемою є вплив кліматичних змін на стан флори і фауни. Значне випаровування вологи і заплавних екотонів, озер, каналів призвело до зникнення дрібних водно болотних екотонів, що вплинуло на відтворення рибних запасів, тому увагу необхідно привертати до так званих "неугідь" як об'єктів заповідності і збереження дикої природи.

Перспективним є очищення старіючих озер, стариць, заболочування переосушених територій, створення сполучень між руслом та боковими екотонами і дублюючими фантомними озерами (Табл. 5).

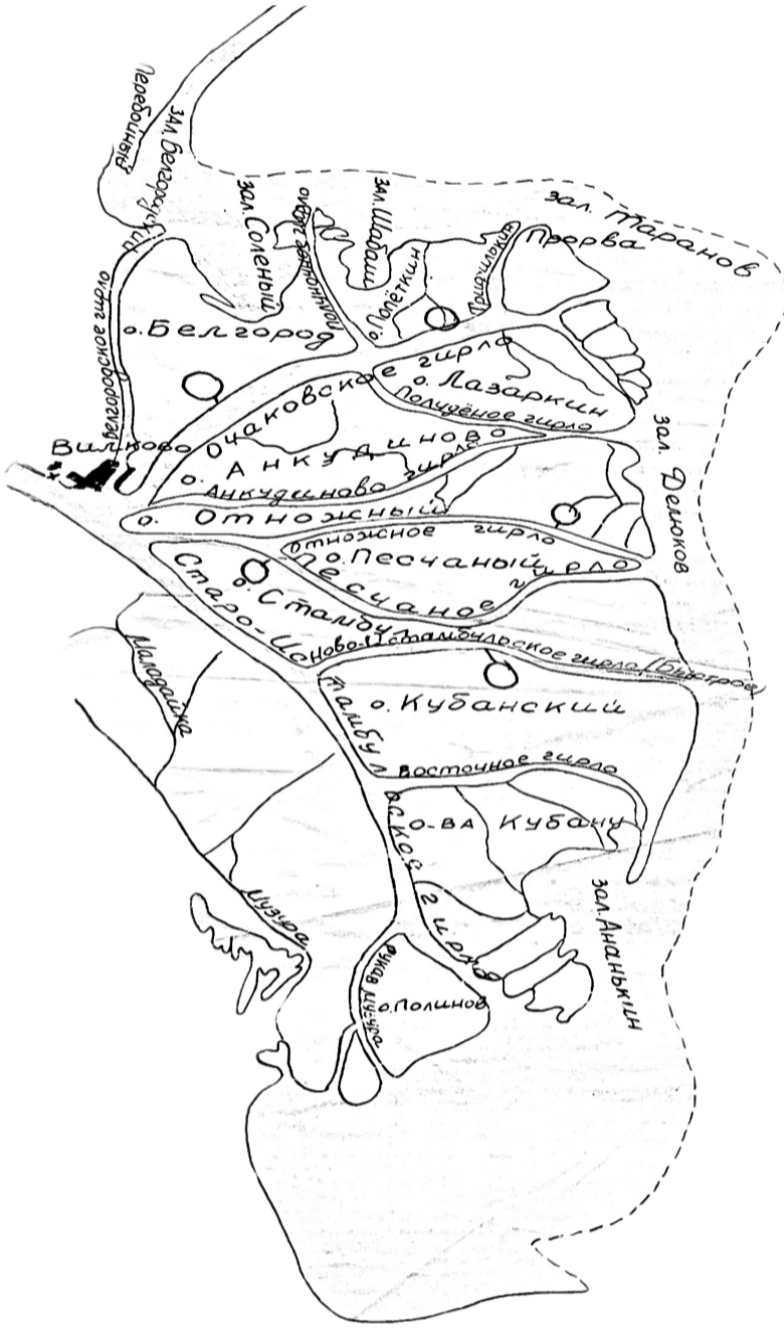


Рис. 1: Біом Кілійської дельти Дунаю (як заповідна територія)

О – Прим.: заплавні екотони для зимівлі осетрових риб.

Табл. 5. **Емерджентні наслідки антропогенної трансформації басейнів і русел річок**

Вид діяльності	Наслідки
а) Гідротехнічне будівництво: – зарегулювання стоку – спрямлення русел – будівництво руслових водосховищ	Перекриття шляхів міграції риб, знищення зимувальних ям, порушення умов формування природної кормової бази, концентрація сторонніх домішок, формування кризових ситуацій
б) Меліоративне будівництво: – осушення боліт і перезволожених територій – зниження чисельності проміжних екотонів – знищення природних нерестовищ – знищення зимувальних ям – знищення екосистеми русло-заплава (екотон) – знищення шляхів міграції риб – забруднення водного середовища продуктами розкладу торфу	Порушення фаз гідрологічного режиму русел і умов формування якості води. Деградація екосистеми Порушення умов відтворення аборигенної іхтіофауни Знищення маточного поголів'я Порушення кисневого режиму, евтрофікація Ізоляція місцевих локалітетів, формування популяцій риб
в) Сільськогосподарське виробництво: – забруднення мінеральними добривами та отруєння хімікатами (розсіювання біля 30% від загальної маси) – забруднення твердим стоком русел річок	Евтрофікація, розвитку вищої водної рослинності. Замулення зимувальних ям Порушення природних нерестовищ риб реофілів.
г) Комунальне господарство урбанізованих територій: – умовно очищені стічні води – бактеріальне, вірусне та гельмінтне забруднення	Погіршення якості води річкових русел, співвідношення забруднених і природних вод коливається від 1:1 до 1:3 Загроза захворювань населення інфекційними хворобами та онко процесами.

Обговорення отриманих результатів. Прийнята за радянських часів концепція “Взяти від природи можливе – наше завдання ” потерпіла поразки, тому що відсутність екологічно обґрунтованого збалансованого природокористування приносить планетарні збитки. Це можна підтвердити наступними емерджентними наслідками:

а) обмеженість питного водопостачання з річково-озерної мережі та зниження якості поверхневих вод;

б) різке зниження рибопродуктивності поверхневих вод видового різноманіття аборигенної іхтіофауни, знищення осетрових риб як прохідних;

в) різке зниження гумусу у грунтах до 3,1% замість звичайних 8%;

г) зменшення популяції диких бджіл як опилювачів рослин;

д) зниження площ дикоростучих ягідників та лікарських рослин;

є) зниження рівня ґрунтових та підземних вод через масштабність осушення боліт і перезволожених територій, а також водозабір підземних вод;

ж) закислення атмосферних опадів через викиди вуглекислого газу в атмосферне повітря, особливо автотранспорту та зниження асиміляційної здатності боліт;

з) висихання лісів через зниження рівня грунтових вод і пошкодження кореневої системи дерев.

У природі все пов'язане з усім, тому виключення однієї з підсистем наносить збитки всій системі. Отож організація мікрозаповідників порушених територій та сполучних коридорів між ними дозволить зберегти червону лінію системи "людина-довкілля" і вимагає співпраці господарського комплексу, суспільства і держави. Єдиним виключенням з існуючої кризової ситуації у заповідності є збагачення флори та фауни у Чорнобильській заповідній території, однак з пізнішим урахуванням генетичних наслідків радіації.

Висновок. 1. Чим більша чисельність проміжних екотонів (заплав, заток, озер, джерел, заплавних луків та боліт), тим більша стійкість водного середовища, рибопродуктивність, якість води та необхідність їх заповідання.

2. Існуюча заповідна мережа території України складає ледь більше 4% при існуючій у Західні Європі заповідності біля 25-40%. Остання територія знаходиться під значним антропогенним впливом. У більшості заповідні території відносяться до ботанічних досліджень та тваринного світу.

3. Значна недопрацьованість у збереженні природного середовища відносяться до річкових басейнів як елементарної одиниці природних досліджень. Це призвело до значної трансформації річкових русел (зарегулювання, спрямлення), що призвело до деградації середовища мешкання аборигенної іхтіофауни та локалітетів природного відтворення.

4. Значна розораність території річкових басейнів і України в цілому, що складає 56,5% при екологічному оптимумі 30% призвела до погіршення якості поверхневого стоку, замулення русел річок і порушення умов відтворення реофільних видів риб. Це також погіршило ситуацію із захисними прибережними смугами.

5. У елементарній одиниці просторових досліджень – у річковому басейні бажане заповідання хоча б однієї притоки, зимувальної ями, проміжного екотону забезпечить збереження маточного поголів'я та рибопродуктивність аборигенної іхтіофауни.

Значно погіршилась якість води у річках внаслідок скидання погано очищених стічних вод і неочищених зливових вод з урбанізованих територій. Оцінюючи ситуацію зі збереженістю нетрансформованих природних територій є необхідність заповідання мікроелементів водних басейнів таких як: зимувальні ями, заплавні озера, стариці, малі притоки першого і другого порядку, заплавні болота. Згідно міжнародної системи класифікації і охорони природних територій, ці мікроелементи заповідності повинні класифікуватися за 5 категорією як природоохоронні об'єкти державного та місцевого значення.

Збереження природи України повинно вестися у наступних напрямках:

а) термінова ліквідація емерджентних наслідків екологічно необґрунтованої сільськогосподарської діяльності (значне заліснення, заболочування деградованих територій, зниження розораності, ефективне очищення комунальних стічних і зливових вод, відновлення лучних заплав);

б) збереження природних нетрансформованих територій (заповідання) як першочергові базові заходи вирішення проблеми сталого розвитку.

6. Система заповідання збережених природних територій як частки дикої природи, яка формує і зберігає якість середовища та біопродуктивність і різноманіття генофонду флори і фауни.

7. Включення мікрозаповідників у систему охорони територій державного або місцевого значення, включаючи до них водні басейни і їх елементи як поєднуючі геоекологічні коридори середовища та як такі, що формують якість води.

8. Визначення категорій природно-заповідного фонду базувалась на ботанічних дослідженнях, в той же час водне середовище вимагає більш детальної уваги, так як поєднує всі підсистеми басейну і формує якість середовища та вимагає наукового забезпечення.

MICRO-RESERVES IN THE SYSTEM OF NATURE PROTECTION OF AQUATIC BASINS: CONCEPT, ACTIVITIES AND TASKS

Hryb Y.V. *– Doctor of Biological Sciences, Professor,*
orcid.org/0000-0002-8158-2342,
Semenchuk Yu.M. *– Assistant*
orcid.org/0009-0005-3803-2942,
Pylypchuk A.S. *– Student*
orcid.org/0009-0009-4879-0818,
Kokhanevych A.O. *– Student*
orcid.org/0009-0007-2804-4725
National University of Water Management and Environmental Management
y.v.hryb@nuwm.edu.ua, y.m.semechuk@nuwm.edu.ua, pylypchuk.a_az23@nuwm.edu.ua, kokhanevych_az23@nuwm.edu.ua

In the natural environment, according to Komoder's theory, everything is interconnected, and there is a correspondence between the species composition of biota and the state of the natural environment. In the environment, there is a red line of stability that separates disturbed and undisturbed territories. For the conservation and restoration of biodiversity of flora and fauna, the conditions for stability and reproduction

of the natural environment must be preserved. According to the European and global community, such a ratio for environmental stability should be 50 to 50. In Ukraine, arable land alone accounts for 56.5% of the territory, not including urbanised areas and infrastructure. To ensure environmental stability, transformed territories should make up about 20% (protected areas).

The existing concept of protected areas is based mainly on floristic values (vegetation, tree stands). However, the conservation of faunal diversity (mammals, fish, birds, insects) requires additional efforts. In Ukraine, protected areas account for slightly more than 4%. There is a need to expand protected zones and to provide scientific assessment of the effectiveness of these measures.

In particular, despite the efforts of society, the water quality of rivers and lakes has not improved (deterioration is observed), the abundance of fish species and fish productivity has not increased (previously widespread species are disappearing, including rare species listed in the Red Book of Ukraine, in particular sturgeon species). The number of wild bees and bumblebees (pollinators), storks, black grouse, and other species has decreased catastrophically.

Total environmental transformation, particularly drainage of wetlands and overmoistened areas, has led to the disappearance of medicinal plants and berry plants. Lowering of groundwater levels has resulted in natural drying of tree root systems in Polissia and a decrease in forest cover.

Today, it is necessary to preserve every patch of undisturbed territory as micro-reserves. For example, conservation of natural aquatic and terrestrial localities within a river basin enriches and protects aquatic ecosystems. The formation of micro-reserve territories is currently very important for preserving the natural environment.

Key words: micro-reserves, aquatic basins, nature reserve network, ichthyofauna, biodiversity, river ecosystems, anthropogenic impact, ecotones, flora and fauna

ЛІТЕРАТУРА

1. Андрієнко Т. Л. Роль заповідності в оптимізації природоохоронної мережі України. *Український ботанічний журнал*. 1999. Т. 51, № 5. С. 106–110.
2. Андрієнко Т. Л. Мережа міждержавних природно-заповідних територій як показник сталого розвитку держави. *Проблеми сталого розвитку України*. Київ : Лібра, 1996. С. 246–253.
3. Гриб Й. В. Екологічна оцінка стану річкової мережі рівнинної частини території України : рукопис. Київ, 2001. 430 с.
4. Заповідники і національні парки України. Київ : Вища школа, 1999. 232 с.
5. Мережко А. І., Гриб Й. В., Ющенко А. К., Францевич Л. І. Про необхідність введення нової категорії заповідності на території України. *Гідробіологічний журнал*. 1988. Т. 23, № 6. С. 3–8.
6. Система категорій природно-заповідного фонду України та питання її оптимізації / Т. Л. Андрієнко, В. А. Онищенко, М. Л. Клістов та ін. Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 60 с.
7. Шацький природно-національний парк / С. М. Стойко, П. Я. Ященко, М. П. Жижин. Львів : Каменяр, 1986. 44 с.

8. Про природно-заповідний фонд України : Закон України від 1992 р. // Відомості Верховної Ради України. 1992. С. 502–504. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2456-12

REFERENCES

1. Andriienko T. L. (1999) Rol zapovidnosti v optymizatsii pryrodookhoronnoi merezhi Ukrainy [The role of protected areas in optimizing the nature conservation network of Ukraine]. Ukrainskyi botanichnyi zhurnal Vol. 51, No. 5, pp. 106–110. [in Ukrainian]
2. Andriienko T. L. (1996) Merezhia mizhderzhavnykh pryrodno-zapovidnykh terytorii yak pokaznyk staloho rozvytku derzhavy [The network of interstate nature reserves as an indicator of sustainable development of the state]. Problemy staloho rozvytku Ukrainy Kyiv : Libra, pp. 246–253. [in Ukrainian]
3. Hryb Y. V. (2001) Ekolohichna otsinka stanu richkovoi merezhi rivnynnoi chastyny terytorii Ukrainy [Ecological assessment of the river network condition in the plain part of Ukraine]. Manuscript. Kyiv. 430 p. [in Ukrainian]
4. Zapovidnyky i natsionalni parky Ukrainy (1999) [Nature reserves and national parks of Ukraine]. Kyiv : Vyshcha shkola. 232 p. [in Ukrainian]
5. Merezhko A. I., Hryb Y. V., Yushchenko A. K., Frantsevych L. I. (1988) Pro neobkhidnist vvedennia novoi katehorii zapovidnosti na terytorii Ukrainy [On the necessity of introducing a new category of protected areas in Ukraine]. Hidrobiolohichnyi zhurnal Vol. 23, No. 6, pp. 3–8. [in Ukrainian]
6. Andriienko T. L., Onyshchenko V. A., Klistov M. L. et al. (2001) Systema katehorii pryrodno-zapovidnoho fondu Ukrainy ta pytannia yii optymizatsii [The system of categories of the nature reserve fund of Ukraine and its optimization issues]. Kyiv : Fitosotsiotsentr. 60 p. [in Ukrainian]
7. Stoiko S. M., Yashchenko P. Ya., Zhyzhyn M. P. (1986) Shatskyi pryrodno-natsionalnyi park [Shatsk Nature National Park]. Lviv : Kamenyar. 44 p. [in Ukrainian]
8. Pro pryrodno-zapovidnyi fond Ukrainy [On the nature reserve fund of Ukraine] : Zakon Ukrainy vid 1992 r. (1992). Vidomosti Verkhovnoi Rady Ukrainy pp. 502–504. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2456-12 [in Ukrainian]

Дата першого надходження статті до видання: 30.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

UDC 502.51(282.247.322)
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.6

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ECOLOGICAL STRATEGIES OF AQUATIC MACROPHYTES IN THE PRIPYAT RIVER BASIN. II. A FUNCTIONAL TRAIT-BASED APPROACH WITHIN AN R–K–S FRAMEWORK: FAMILY HYDROCHARITACEAE

Grokhovska Yu.R. *– Doctor of Agricultural Sciences*
orcid.org/0000-0002-8644-9532
Volodymyrets V.O. *– Candidate of Biological Sciences (Ph.D.)*
orcid.org/0000-0003-2782-300X
Konontsev S.V. *– Doctor of Technical Sciences, Associate Professor*
orcid.org/0000-0001-6116-5675
National University of Water and Environmental Engineering
y.r.grokhovska@nuwm.edu.ua

This study assesses the ecological strategies of aquatic macrophytes of the family Hydrocharitaceae in the Pripyat River basin using a functional trait-based approach and positions the studied species along the r–K–S continuum. The dataset was compiled from published sources and European trait databases and included key functional traits, ecological indicator values, and CSR classifications.

The results demonstrate that Hydrocharitaceae species share a relatively consistent set of traits related to adaptation to fully aquatic environments, including the predominance of submerged and free-floating growth forms, high clonality, and vegetative reproduction. At the same time, clear functional differences were observed between annual generative species of the genus *Najas* and perennial clonal species. CSR analysis revealed the predominance of intermediate and mixed strategy types (CR, CS), while assessment within the r–K–S framework showed that most species occupy intermediate positions along the r–K–S continuum.

Species such as *Elodea canadensis* and *Najas minor* are characterized by strong r-related components linked to rapid colonization ability, whereas *Hydrocharis morsus-ranae* exhibits a balanced K–r strategy and *Stratiotes aloides* demonstrates a combined K–S strategy. High specific leaf area values across the studied species indicate acquisitive resource-use patterns typical of aquatic environments.

The study confirms that ecological strategies of Hydrocharitaceae species are best interpreted as continuous combinations of functional traits which are determined by life span, reproductive mode, and environmental conditions. The integration of functional traits with CSR and r–K–S frameworks provides a useful tool for ecological assessment and interpretation of adaptive strategies in freshwater ecosystems.

The study is part of a series devoted to ecological strategies of aquatic macrophytes in the Pripyat River basin.

Key words: aquatic macrophytes, Hydrocharitaceae, functional traits, ecological strategies, CSR, r–K–S continuum, Pripyat River basin.

Problem statement. Aquatic vascular plants are key structural and functional components of freshwater ecosystems, contributing to habitat formation, nutrient cycling, trophic regulation, and biodiversity maintenance [1, 2, 3]. They play a central role in shaping the spatial organization of aquatic communities by influencing light availability, oxygen dynamics, and sediment processes [4].

Under increasing anthropogenic pressure, freshwater ecosystems undergo significant transformations, including eutrophication, hydrological alteration, and habitat fragmentation [5]. These changes particularly affect submerged and floating macrophytes, whose distribution and functional organization are highly sensitive to environmental gradients, including nutrient availability, light conditions, and disturbance regimes [6].

Understanding the ecological strategies of aquatic plants is therefore essential for interpreting their responses to environmental change [7]. Classical concepts of plant ecological strategies, including the r/K framework and CSR theory, have provided a conceptual basis for describing plant adaptation to stress, competition, and disturbance [8, 9]. However, integrative analyses combining functional traits with ecological strategy frameworks remain limited, particularly for submerged macrophytes [10, 11, 12].

Analysis of recent research. In recent decades, functional trait-based approaches have become increasingly important, allowing plant strategies to be analyzed along continuous ecological gradients rather than discrete categories [13, 14, 15]. The increasing availability of global trait databases provides new opportunities to integrate quantitative data on plant morphology, reproduction, and ecological preferences, facilitating comparative analyses across species and taxonomic groups [16].

Despite these advances, a coherent synthesis of ecological strategies in aquatic macrophytes that integrates classical concepts with trait-based approaches remains insufficiently developed. In particular, submerged macrophytes, including representatives of the family Hydrocharitaceae, exhibit specific ecological adaptations related to fully aquatic environments, clonal growth, and reduced mechanical constraints, which may influence their position along the ecological strategy continuum [17, 18, 19, 20].

Recent studies increasingly emphasize the role of functional traits in understanding plant responses to environmental gradients, community assembly, and ecosystem functioning. Nevertheless, studies integrating functional traits with ecological strategy concepts in submerged macrophytes remain relatively scarce. Functional trait-based approaches provide opportunities for integrating multiple ecological strategy components within a unified analytical framework. The present study applies this approach to Hydrocharitaceae, representing a contrasting ecological group of predominantly submerged aquatic plants.

Aim. The aim of this study is to assess the ecological strategies of Hydrocharitaceae species in the Pripyat River basin using a functional trait-based approach and to determine their positions along the r–K–S continuum.

Materials and Methods. The dataset used in this study was compiled from published sources and open-access databases. The species list of the Hydrocharitaceae family was based on previous floristic studies conducted by the authors [21, 22] within the study region (the Styr–Horyn sub-basin of the Pripyat River basin, Eastern Europe). All data were standardized and integrated into a unified analytical framework. The analysis focused on assessing ecological strategies using a functional trait-based approach.

Special attention was given to the integration of heterogeneous data sources and their consistent interpretation within the r–K–S framework. Ecological strategy types (CSR), functional trait data and ecological indicator values were compiled from published sources and European trait databases (e.g., [16]).

The assessment of ecological strategies was based on species functional traits grouped into three components corresponding to r-, K-, and S-strategies. Qualitative trait characteristics were converted into numerical scores reflecting their contribution to each component. Total scores for r, K, and S were calculated for each species, and their relative proportions were used to determine species positions along the r–K–S continuum. This approach enabled a generalized interpretation of ecological strategies through functional trait syndromes.

For visualization and comparative analysis, qualitative categories were converted into numerical values: Low (1), Low–Moderate (1.5), Moderate (2), Moderate–High (2.5), High (3), and Very High (3.5).

AI-based tools (ChatGPT, OpenAI) were used for language editing, manuscript structuring, and assistance with data visualization. All scientific analyses, interpretations, and conclusions were performed exclusively by the authors.

Results and Discussion. All analyzed species of the family Hydrocharitaceae are hydrophytes, predominantly represented by submerged or free-floating growth forms. Most species are perennial and exhibit pronounced clonal growth, with vegetative reproduction playing a dominant role in their life strategies [3, 6, 10, 11]. This structural uniformity highlights the importance of clonality and persistence as key adaptive mechanisms in aquatic habitats.

Elodea canadensis is characterized by rapid growth, exclusively vegetative reproduction (fragmentation) within the studied region; has the ability to form wintering shoots. The species intensively absorbs nutrients from the water column. According to the set of characteristics, it is a classic invasive species (r-K) with the ability to fill the water column and moderate tolerance to pollution (reduction in viability during hypertrophy) [18, 19, 20, 23-26].

Hydrocharis morsus-ranae has moderate growth rates, predominantly vegetative reproduction – the ability to create stolons and form dense thickets; the species has sensitivity to changes in the hydrological regime and ability to quickly capture the free surface of the water; exhibits a strategy of "avoidance" of unfavorable conditions by submerging turions [27, 28, 29].

Najas marina is a specialized species with a narrow ecological niche and high dependence on the substrate and water transparency. It is characterized by moderate growth and predominantly seed reproduction. Regarding ecological characteristics, it has a narrow ecological amplitude, tolerance to elevated mineralization but sensitivity to excessive siltation and reduced water transparency [30-32]. *N. minor* has predominantly seed reproduction, rapid growth and the ability to quickly colonize habitats, and tolerance to eutrophication [33-35].

Stratiotes aloides has predominantly vegetative clonal reproduction via rosettes, offsets and turions; formation of dense floating mats; moderate growth and ability to form dense thickets; sensitivity to environmental changes (especially light, CO_2, nutrients) [36-41].

Vallisneria spiralis is characterized by a moderate growth rate, plastic biomass allocation, intensive clonal propagation via stolons (runners), formation of dense submerged meadows, high competitive ability under suitable conditions, and strong light dependence [42– 45].

Despite this overall similarity, clear differences in life span and reproductive strategies are observed. Species of the genus *Najas* are characterized by annual life cycles and predominantly generative reproduction, whereas *E. canadensis*, *H. morsus-ranae*, *S. aloides*, and *V. spiralis* reproduce mainly vegetatively and often form extensive clonal populations. These differences represent a major axis of functional differentiation within the family and are closely linked to variation in ecological strategies.

The analyzed species exhibit a relatively consistent set of functional traits reflecting adaptation to fully aquatic environments (Table 1).

The distribution of ecological strategies within the CSR [9, 46] framework indicates the predominance of intermediate and mixed types. Competitive–ruderal (CR) and competitive–stress-tolerant (CS) strategies are typical of perennial clonal species, reflecting their ability to combine efficient resource use with persistence under relatively stable conditions. In contrast, ruderal (R) strategies are associated with annual species characterized by rapid life cycles and generative reproduction.

Functional traits further support the observed patterns of ecological differentiation. Specific leaf area values are relatively high across all species, indicating an acquisitive strategy associated with efficient resource uptake in aquatic environments. At the same time, variation in leaf morphology reflects adaptation to hydrodynamic conditions and light availability, with dissected leaves characteristic of *Najas* species and broader leaves typical of other taxa. These trait combinations contribute to species positioning along the r–K–S continuum and reinforce the role of functional traits as integrative descriptors of ecological strategies.

The ecological context of the studied species is characterized by relatively stable hydrological conditions, as most species are associated with stand-

Table 1. **Functional traits and ecological indicator values of Hydrocharitaceae species in relation to ecological strategies**

Species	Growth form	Life span	Clonality	Reproductive strategy	SLA	CSR	Nutrient (N)	Light (L)
Elodea canadensis	submerged	per.	yes	vegeta-tive-dominant	37.26	CR	7	6.7
Hydrocharis morsus-ranae	free-floating	per.	yes	vegeta-tive-dominant	40.37	S	6.7	7.3
Najas minor	submerged	ann.	no	genera-tive-dominant	43.34	R	4.2	5.9
Najas marina	submerged	ann.	no	genera-tive-dominant	36.52	R	5.9	5.2
Stratiotes aloides	rooted floating-leaved	per.	yes	vegeta-tive-dominant	23.51	CS	6.2	7.1
Vallisneria spiralis	submerged	per.	yes	vegeta-tive-dominant	44.1	CS	5.8	6.5

Note. Growth forms: submerged – rooted or free within the water column; free-floating – surface-floating; free-floating (rooted) – rooted with floating leaves. Life span: per. – perennial; ann. – annual. Reproductive strategy: vegetative-dominant – clonal; generative-dominant – seed-based. SLA: specific leaf area ($mm^2\ mg^{-1}$). CSR: competitive (C), stress-tolerant (S), ruderal (R). Nutrient (N) and light (L) values follow Ellenberg-type ecological indicator scales. Data sources: CSR classification functional traits and ecological indicator values compiled from hydrobotanical sources and contemporary European trait databases [16].

ing or slow-flowing water bodies. Nutrient preferences range from mesotrophic to eutrophic conditions, indicating adaptation to moderately and highly productive habitats. Light conditions vary from intermediate to high, reflecting the importance of light availability in structuring submerged plant communities. These environmental gradients interact with species-specific trait combinations to shape the observed distribution of ecological strategies.

The predominance of vegetative reproduction among most Hydrocharitaceae species highlights the importance of clonal growth as a key adaptive mechanism in aquatic environments. Clonality promotes persistence, resource acquisition, and spatial expansion, enabling efficient occupation of available niches. The coexistence of vegetative and generative reproduction further reflects adaptive responses to environmental variability.

The integration of functional traits into the r–K–S framework reveals distinct patterns in the positioning of species along the continuum (Table 2). The proposed r–K–S assignments should not be interpreted as fixed species categories, but rather as generalized positions within a functional ecological continuum. Due to ecological plasticity and environmental variability, species may shift along the continuum depending on habitat conditions, disturbance

intensity, nutrient availability, and competitive interactions. The proposed visualization potentially provides a basis for future interpretation of ecological niche structure through functional strategy space.

Table 2. **Generalized assessment of ecological strategies of Hydrocharitaceae species along the r–K–S continuum based on functional trait analysis**

Species	r	K	S	Strategy interpretation	Group
Elodea canadensis	Very High r=3.5	High K=3	Moderate S=2	invasive species with strong colonization ability and strong competitive performance	r-K
Hydrocharis morsus-ranae	Moderate–High r=2.5	Moderate–High K=2.5	Moderate S=2	species with balanced colonization and competitive traits, characterized by pronounced seasonal dynamics	K-r
Najas minor	High r=3	Moderate K=2	Moderate S=2	opportunistic species characterized by high colonization ability and moderate competitive performance	r
Najas marina	Low–Moderate r=1.5	Low–Moderate K=1,5	High S=3	predominantly stress-tolerant specialist species adapted to elevated mineralization with weak ruderal features and limited competitive ability	S-r
Stratiotes aloides	Moderate r=2	High K=3	High S=3	species combining strong competitive ability with high stress tolerance and marked seasonal dynamics	K-S
Vallisneria spiralis	Moderate–High r=2.5	High K=3	Moderate S=2	competitive species forming stable communities with moderate colonization capacity	K-r

Note. Strategy components (r, K, S) are based on aggregated scores derived from functional traits (see Methods). Qualitative categories (Low–Very High) correspond to numerical values used in the analysis. Group indicates dominant combinations of ecological strategy components.

Species such as *E. canadensis* and *N. minor* are characterized by a strong contribution of r-related traits associated with high colonization ability and rapid population expansion. A stress-tolerant ruderal (S–r) strategy is observed in *N. marina*, reflecting adaptation to elevated mineralization and environmentally constrained habitats. In contrast, *H. morsus-ranae* exhibits a balanced K–r strategy associated with stable population maintenance and efficient surface colonization. *V. spiralis* exhibits a combined K–r strategy, while *S. aloides* demonstrates a balanced K–S strategy, combining competitive ability with tolerance to environmental stress.

Visualization of the three-dimensional space of ecological strategies and the location of the studied species is in Figure 1. The relative size of the

semi-transparent regions reflects the generalized ecological plasticity and potential variability of species positions within the r–K–S space. The proposed space may also be interpreted as a generalized representation of ecological niche structure mediated through functional trait syndromes and ecological strategy combinations.

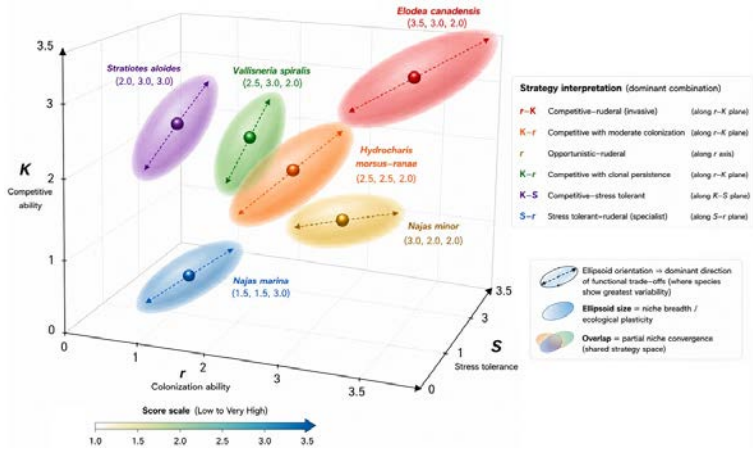


Fig. 1. **Distribution of Hydrocharitaceae species within the r–K–S ecological strategy space**

An important aspect of the results is the presence of invasive species within the studied group. In particular, *E. canadensis* is a well-known invasive macrophyte widely distributed in European freshwater ecosystems. Its classification as a competitive–ruderal strategist is consistent with its high colonization ability, rapid vegetative propagation, and broad ecological amplitude. The dominance of clonal growth, together with relatively high specific leaf area, enables this species to form dense stands and outcompete native vegetation [20, 25, 27]. This example illustrates how the integration of functional traits and ecological strategy frameworks can provide insight into the mechanisms underlying plant invasiveness in aquatic ecosystems.

Comparison with representatives of Alismataceae reveals notable differences in the expression of ecological strategies. While Alismataceae include a broader range of life forms and ecological niches, Hydrocharitaceae species are more strongly associated with submerged aquatic habitats, resulting in a narrower but more coherent distribution of strategies. This contrast highlights the role of habitat specialization in shaping functional diversity and supports the applicability of trait-based approaches across different taxonomic groups of aquatic macrophytes.

Overall, the studied species occupy intermediate positions along the r–K–S continuum, reflecting continuous combinations of competitive, ruderal, and stress-tolerant traits rather than discrete strategy types. The observed var-

iation is primarily driven by differences in life span, reproductive mode, and environmental conditions. The results confirm that the integration of functional traits with ecological strategy frameworks provides a robust tool for understanding plant adaptation in freshwater ecosystems.

The proposed framework provides a flexible basis for ecological assessment, monitoring, and management of aquatic vegetation. Future development of the approach may include quantitative modeling and expanded visualization of species distribution within the r–K–S space.

Conclusions. The present study demonstrates that Hydrocharitaceae species share a relatively consistent set of functional traits associated with adaptation to fully aquatic environments, while simultaneously exhibiting meaningful variation in ecological strategies. This variation is primarily related to differences in life span and reproductive mode, particularly the contrast between annual generative species of the genus *Najas* and perennial clonal species.

The integration of functional trait analysis with CSR classification and the r–K–S continuum provides a comprehensive framework for interpreting ecological strategies of aquatic macrophytes. The studied species predominantly occupy intermediate positions along the continuum, combining competitive, ruderal, and stress-tolerant components rather than forming discrete strategy types.

Clonal growth appears to be a key adaptive mechanism in Hydrocharitaceae, contributing to persistence, spatial expansion, and competitive ability in relatively stable aquatic environments. In contrast, species with dominant generative reproduction are associated with greater ecological flexibility under variable conditions.

The example of *E. canadensis* demonstrates the applicability of the proposed approach for understanding mechanisms of plant invasiveness in freshwater ecosystems. Comparison with previously studied representatives of Alismataceae further indicates that habitat specialization plays a central role in shaping functional diversity and ecological strategy patterns among aquatic macrophytes.

Overall, the study supports the interpretation of ecological strategies as continuous combinations of functional traits structured by environmental conditions. The proposed framework may serve as a useful tool for ecological assessment, monitoring, and management of freshwater ecosystems and provides a basis for future quantitative modeling of species distribution within the r–K–S space.

ЕКОЛОГІЧНІ СТРАТЕГІЇ ВОДНИХ МАКРОФІТІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ. II. ПІДХІД НА ОСНОВІ ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ОЗНАК У МЕЖАХ R–K–S КОНЦЕПЦІЇ: РОДИНА HYDROCHARITACEAE

Гроховська Ю.Р. *– д.с.-г.н.,*
orcid.org/0000-0002-8644-9532
Володимирець В. О. *– к.б.н.,*
orcid.org/0000-0003-2782-300X
Кононцев С. В. *– д.т.н., доцент*
orcid.org/0000-0001-6116-5675
Національний університет водного господарства та природокористування
y.r.grokhovska@nuwm.edu.ua

У дослідженні оцінено екологічні стратегії водних макрофітів родини Hydrocharitaceae у басейні річки Прип'ять із використанням підходу на основі функціональних ознак та визначено положення досліджених видів уздовж континууму r–K–S. Набір даних сформовано на основі опублікованих джерел і європейських баз даних функціональних ознак та включено ключові функціональні ознаки, екологічні індикаторні значення і CSR-класифікації.

Результати показали, що види Hydrocharitaceae характеризуються відносно узгодженим комплексом ознак, пов'язаних з адаптацією до повністю водного середовища, зокрема переважанням занурених і вільноплаваючих життєвих форм, високою клональністю та вегетативним розмноженням. Водночас виявлено чіткі функціональні відмінності між однорічними видами роду *Najas* з переважно генеративним розмноженням і багаторічними клональними видами. Аналіз CSR виявив домінування проміжних і змішаних типів стратегій (CR, CS), тоді як оцінка в межах r–K–S-підходу показала, що більшість видів займає проміжні положення вздовж континууму.

Такі види, як Elodea canadensis та Najas minor, характеризуються вираженими r-компонентами, пов'язаними зі здатністю до швидкої колонізації, тоді як Hydrocharis morsus-ranae демонструє збалансовану K–r-стратегію, а Stratiotes aloides – комбіновану K–S-стратегію. Високі значення питомої площі листка у досліджених видів свідчать про стратегію інтенсивного використання ресурсів, характерну для водного середовища.

Дослідження підтверджує, що екологічні стратегії видів Hydrocharitaceae доцільно розглядати як безперервні комбінації функціональних ознак, які визначаються тривалістю життєвого циклу, способом розмноження та умовами середовища. Інтеграція функціональних ознак із CSR– та r–K–S-підходами є перспективним інструментом для екологічної оцінки та інтерпретації адаптивних стратегій у прісноводних екосистемах.

Дослідження є частиною серії робіт, присвячених екологічним стратегіям водних макрофітів басейну річки Прип'ять.

Ключові слова: водні макрофіти, Hydrocharitaceae, функціональні ознаки, екологічні стратегії, CSR, r–K–S континуум, басейн річки Прип'ять

BIBLIOGRAPHY

1. Carpenter S. R., Lodge D. M. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*. 1986. Vol. 26. P. 341–370. DOI: https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90031-8.
2. Chambers P. A., Lacoul P., Murphy K. J., Thomaz S. M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 595. P. 9–26. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6.
3. Sculthorpe C. D. The biology of aquatic vascular plants. London : Edward Arnold, 1967. 610 p.
4. Bornette G., Puijalon S. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*. 2011. Vol. 73, No. 1. P. 1–14. DOI: https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7.
5. Романенко В. Д. Основи гідроекології. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
6. Lacoul P., Freedman B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*. 2006. Vol. 14, No. 2. P. 89–136. DOI: https://doi.org/10.1139/a06-001.
7. Yang Q., Liu Y., Zhang H., Gong Q., Geng K., Su Y., Li K., Yue C., Guan B. Eutrophication promoted the change of macrophyte community from R strategy to C strategy in Lake Taihu. *Ecological Indicators*. 2025. Vol. 174. Art. 113484. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113484.
8. Pianka E. R. On r– and K-selection. *The American Naturalist*. 1970. Vol. 104, No. 940. P. 592–597. URL: http://www.jstor.org/stable/2459020 (дата звернення: 07.05.2026).
9. Grime J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*. 1977. Vol. 111, No. 982. P. 1169–1194. DOI: https://doi.org/10.1086/283244.
10. Ecke F., Hellsten S., Köhler J. et al. The response of hydrophyte growth forms and plant strategies to river restoration. *Hydrobiologia*. 2016. Vol. 769. P. 41–54. DOI: https://doi.org/10.1007/s10750-015-2605-6.
11. Babur H., Surmen B., Kutbay H. G. Grime's CSR strategies of aquatic macrophytes in different lagoon lakes in Northern Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2021. Vol. 21. P. 211–224. DOI: https://doi.org/10.4194/1303-2712-v21_05_01.
12. Pierce S., Negreiros D., Cerabolini B. E. L. et al. A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. *Functional Ecology*. 2017. Vol. 31. P. 444–457. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2435.12722.
13. Westoby M., Falster D. S., Moles A. T., Vesk P. A., Wright I. J. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 2002. Vol. 33. P. 125–159. DOI: https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452.

14. Moor H., Rydin H., Hylander K., Nilsson M. B., Lindborg R., Norberg J. Towards a trait-based ecology of wetland vegetation. *Journal of Ecology*. 2017. Vol. 105, No. 6. P. 1623–1635. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2745.12734.
15. Díaz S., Kattge J., Cornelissen J. H. C. et al. The global spectrum of plant form and function: enhanced species-level trait dataset. *Scientific Data*. 2022. Vol. 9. Art. 755. DOI: https://doi.org/10.1038/s41597-022-01774-9.
16. Database of European Vegetation, Habitats and Flora : вебсайт. URL: https://floraveg.eu (дата звернення: 07.05.2026).
17. Agami M., Beer S., Waisel Y. Growth and photosynthesis of *Najas marina* L. as affected by light intensity. *Aquatic Botany*. 1980. Vol. 9. P. 285–289. DOI: https://doi.org/10.1016/0304-3770(80)90028-5.
18. Nichols S. A., Shaw B. H. Ecological life histories of the three nuisance plants, *Myriophyllum spicatum, Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia*. 1986. Vol. 131. P. 3–21. DOI: https://doi.org/10.1007/BF00008319
19. Szabó S., Peeters E. T. H. M., Borics G., Veres S., Nagy P. T., Lukács B. A. The ecophysiological response of two invasive submerged plants to light and nitrogen. *Frontiers in Plant Science*. 2020. Vol. 10. Art. 1747. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01747.
20. Redekop P., Hofstra D., Hussner A. *Elodea canadensis* shows a higher dispersal capacity via fragmentation than *Egeria densa* and *Lagarosiphon major*. *Aquatic Botany*. 2016. Vol. 130. P. 45–49. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.01.004.
21. Гроховська Ю. Р., Володимирець В. О. Видовий склад судинних рослин малих річок лісостепової частини басейну Горині. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2015. № 12. С. 110–116.
22. Grokhovska Y. R., Volodymyrets V. O., Konontsev S. V. Diversity and dynamics of hydrophilic flora of Polesia Lowland (the Sluch River basin example). *Biosystems Diversity*. 2021. Vol. 29, No. 3. P. 303–310. DOI: https://doi.org/10.15421/012138.
23. Olesen B., Madsen T. V. Growth and physiological acclimation to temperature and inorganic carbon availability by two submerged aquatic macrophyte species, *Callitriche cophocarpa* and *Elodea canadensis*. *Functional Ecology*. 2000. Vol. 14. P. 252–260. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2000.00412.x.
24. Zehnsdorf A., Hussner A., Eismann F., Rönicke H., Melzer A. Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. *Limnologica*. 2015. Vol. 51. P. 110–117. DOI: https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.12.010.
25. Bučar M., Rimac A., Šegota V., Vuković N., Alegro A. Ecology of *Elodea canadensis* Michx. and *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John – insights from national water monitoring in Croatia. Plants. 2024. Vol. 13, No. 12.

Art. 1624. DOI: https://doi.org/10.3390/plants13121624.
26. Prokopuk M., Zub L. Peculiarities of species of *Elodea* (Hydrocharitaceae) in the aquatic ecosystems of Ukraine (East Europe). *Phytologia Balcanica*. 2019. Vol. 25, No. 3. P. 381–386.
27. Catling P. M., Porebski Z. S. The spread and current distribution of European frogbit *Hydrocharis morsus-ranae* L. in North America. *Canadian Field-Naturalist*. 1995. Vol. 109. P. 236–241.
28. Catling P., Mitrow G., Haber E., Posluszny U., Charlton W. The biology of Canadian weeds. 124. *Hydrocharis morsus-ranae* L. *Canadian Journal of Plant Science*. 2003. Vol. 83, No. 4. P. 1001–1016.
29. Adamec L. Ecophysiological characteristics of turions of aquatic plants: a review. *Aquatic Botany*. 2018. Vol. 148. P. 64–77. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.04.011.
30. Agami M., Waisel Y. Germination of *Najas marina* L. *Aquatic Botany*. 1984. Vol. 19, No. 1–2. P. 37–44. DOI: https://doi.org/10.1016/0304-3770(84)90005-6.
31. Handley R. J., Davy A. J. Seedling root establishment may limit *Najas marina* L. to sediments of low cohesive strength. *Aquatic Botany*. 2002. Vol. 73, No. 2. P. 129–136. DOI: https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00015-3.
32. Amarathunga A. A. D., Sureshkumar N., Weerasekara K. A. W. S., Wickramaarachchi W. D. N., Azmy S. A. M. Study the effect of salinity and nutrients for the growth of *Najas marina* and its impact to aquatic biodiversity in Madu Ganga Ramsar wetland in Sri Lanka. Proceedings of the 15th International Forestry and Environment Symposium. 2010. Vol. 15. DOI: https://doi.org/10.31357/fesympo.v15i0.175.
33. Global Invasive Species Database. *Najas minor*. Invasive Species Specialist Group (ISSG), International Union for Conservation of Nature : вебсайт. URL: https://www.iucngisd.org/gisd/ (дата звернення: 07.05.2026).
34. Pfingsten I. A., Cao L., Berent L. *Najas minor* All. U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, Ann Arbor, MI : вебсайт. 2026. URL: https://nas.er.usgs.gov/ (дата звернення: 07.05.2026).
35. Zhang T., Liu L., Yang X., Zhang S., Xia W., Li C. Allelopathic control of freshwater phytoplankton by the submerged macrophyte *Najas minor* All. *Acta Ecologica Sinica*. 2014. Vol. 34, No. 6. P. 351–355. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2014.09.003.
36. Nielsen L. T., Borum J. Why the free floating macrophyte *Stratiotes aloides* mainly grows in highly CO_2-supersaturated waters. *Aquatic Botany*. 2008. Vol. 89, No. 4. P. 379–384. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.04.008.
37. Kufel L., Strzałek M., Konieczna A., Izdebska K. The effect of *Stratiotes aloides* L. and nutrients on the growth rate of *Lemna minor* L. *Aquatic*

Botany. 2010. Vol. 92, No. 3. P. 168–172. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.11.005.

38. Abeli T., Rossi G., Smolders A.J.P., Orsenigo S. Nitrogen pollution negatively affects *Stratiotes aloides* in Central-Eastern Europe. Implications for translocation actions. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 2014. Vol. 24. P. 724–729. DOI: https://doi.org/10.1002/aqc.2497.
39. Davidson A., Alame K., Gappy M., Baker E., Nunez G., Larson J., Conard W., Alsip P., Van Zeghbroeck J. *Stratiotes aloides* L. U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, Ann Arbor, MI : вебсайт. 2026. URL: https://nas.er.usgs.gov/ (дата звернення: 07.05.2026).
40. Harpenslager S. F., Lamers L. P. M., van der Heide T., Roelofs J. G. M., Smolders A. J. P. Harnessing facilitation: Why successful re-introduction of *Stratiotes aloides* requires high densities under high nitrogen loading. *Biological Conservation*. 2016. Vol. 195. P. 17–23. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.031.
41. Harpenslager S. F., Smolders A. J. P., Kieskamp A. A. M., Roelofs J. G. M., Lamers L. P. M. To float or not to float: How interactions between light and dissolved inorganic carbon species determine the buoyancy of *Stratiotes aloides*. *PLOS ONE*. 2015. Vol. 10, No. 4. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124026.
42. Wang T., Fang L., Wang C., Liu C., Yu D., Li H. Water depth rather than substrate heterogeneity affects the clonal performance of the stoloniferous submerged plant, *Vallisneria spiralis* L. *Flora*. 2022. Vol. 287. DOI: https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151995.
43. Li F., Xie Y. Spacer elongation and plagiotropic growth are the primary clonal strategies used by *Vallisneria spiralis* to acclimate to sedimentation. *Aquatic Botany*. 2009. Vol. 91, No. 3. P. 219–223. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.06.005.
44. Xiao K., Yu D., Xu X., Xiong W. Benefits of clonal integration between interconnected ramets of *Vallisneria spiralis* in heterogeneous light environments. *Aquatic Botany*. 2007. Vol. 86, No. 1. P. 76–82. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.001.
45. Morini L., Ferrari C., Bartoli M. et al. *Vallisneria spiralis* L. adaptive capacity improves pore water chemistry and increases potential nitrification in organic polluted sediments. *Ecological Processes*. 2024. Vol. 13. Art. 26. DOI: https://doi.org/10.1186/s13717-024-00506-8.
46. Hodgson J. G., Wilson P. J., Hunt R., Grime J. P., Thompson K. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos*. 1999. Vol. 85, No. 2. P. 282–294. DOI: https://doi.org/10.2307/3546494.

REFERENCES

1. Carpenter, S. R., & Lodge, D. M. (1986) Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26, 341–370. https://doi.org/10.1016/0304-3770(86)90031-8.
2. Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9–26. https://doi.org/10.1007/s10750-007-9154-6.
3. Sculthorpe, C. D. (1967) The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold. 610 p.
4. Bornette, G., & Puijalon, S. (2011) Response of aquatic plants to abiotic factors: A review. *Aquatic Sciences*, 73(1), 1–14. https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7.
5. Romanenko V. D. (2001) Osnovy hidroekolohiyi [Fundamentals of Hydroecology]. Kyiv: Oberehy, 728 p. [in Ukrainian].
6. Lacoul, P., & Freedman, B. (2006) Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14(2), 89–136. https://doi.org/10.1139/a06-001.
7. Yang, Q., Liu, Y., Zhang, H., Gong, Q., Geng, K., Su, Y., Li, K., Yue, C., & Guan, B. (2025) Eutrophication promoted the change of macrophyte community from R strategy to C strategy in Lake Taihu. *Ecological Indicators*, 174, 113484. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113484.
8. Pianka, E. R. (1970) On r– and K-selection. *The American Naturalist*, 104(940), 592–597. http://www.jstor.org/stable/2459020.
9. Grime, J. P. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111(982), 1169–1194. https://doi.org/10.1086/283244.
10. Ecke, F., Hellsten, S., Köhler, J., et al. (2016) The response of hydrophyte growth forms and plant strategies to river restoration. *Hydrobiologia*, 769, 41–54. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2605-6.
11. Babur, H., Surmen, B., & Kutbay, H. G. (2021) Grime's CSR strategies of aquatic macrophytes in different lagoon lakes in Northern Turkey. Turkish *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 21, 211–224. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v21_05_01.
12. Pierce, S., Negreiros, D., Cerabolini, B. E. L., Kattge, J., Díaz, S., Kleyer, M., et al. (2017) A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. *Functional Ecology*, 31, 444–457. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12722.
13. Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A., & Wright, I. J. (2002) Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 125–159. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452.

14. Moor, H., Rydin, H., Hylander, K., Nilsson, M. B., Lindborg, R., & Norberg, J. (2017) Towards a trait-based ecology of wetland vegetation. *Journal of Ecology*, 105(6), 1623–1635. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2745.12734.
15. Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H. C., et al. (2022) The global spectrum of plant form and function: Enhanced species-level trait dataset. *Scientific Data*, 9, 755. https://doi.org/10.1038/s41597-022-01774-9.
16. Database of European Vegetation, Habitats and Flora. (n.d.). Retrieved May 7, 2026, from https://floraveg.eu
17. Agami, M., Beer, S., & Waisel, Y. (1980) Growth and photosynthesis of Najas marina L. as affected by light intensity. *Aquatic Botany*, 9, 285–289. https://doi.org/10.1016/0304-3770(80)90028-5.
18. Nichols, S. A., & Shaw, B. H. (1986) Ecological life histories of the three nuisance plants, *Myriophyllum spicatum, Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia*, 131, 3–21. https://doi.org/10.1007/BF00008319
19. Szabó, S., Peeters, E. T. H. M., Borics, G., Veres, S., Nagy, P. T., & Lukács, B. A. (2020) The ecophysiological response of two invasive submerged plants to light and nitrogen. *Frontiers in Plant Science*, 10, 1747. https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01747.
20. Redekop, P., Hofstra, D., & Hussner, A. (2016) *Elodea canadensis* shows a higher dispersal capacity via fragmentation than Egeria densa and Lagarosiphon major. Aquatic Botany, 130, 45–49. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.01.004.
21. Grokhovska Y. R., Volodymyrets V. O. (2015) Vydovyi sklad sudynnykh roslyn malykh richok lisostepovoi chastyny baseinu Horyni [Species composition of vascular plants of small rivers of the forest-steppe part of the Horyn basin]. Pryroda Zakhidnoho Polissia ta prylehlykh terytorii [Nature of Western Polissia and adjacent territories]. vol. 12, pp. 110–116. [in Ukrainian]
22. Grokhovska, Y. R., Volodymyrets, V. O., & Konontsev, S. V. (2021) Diversity and dynamics of hydrophilic flora of Polesia Lowland (the Sluch River basin example). *Biosystems Diversity*, 29(3), 303–310. https://doi.org/10.15421/012138.
23. Olesen, B., & Madsen, T. V. (2000) Growth and physiological acclimation to temperature and inorganic carbon availability by two submerged aquatic macrophyte species, *Callitriche cophocarpa* and *Elodea canadensis*. *Functional Ecology*, 14, 252–260. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2000.00412.x
24. Zehnsdorf, A., Hussner, A., Eismann, F., Rönicke, H., & Melzer, A. (2015) Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. *Limnologica*, 51, 110–117. https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.12.010.
25. Bučar, M., Rimac, A., Šegota, V., Vuković, N., & Alegro, A. (2024) Ecology of Elodea canadensis Michx. and Elodea nuttallii (Planch.) H. St. John–

Insights from national water monitoring in Croatia. *Plants*, 13(12), 1624. https://doi.org/10.3390/plants13121624.
26. Prokopuk, M., & Zub, L. (2019) Peculiarities of species of Elodea (Hydrocharitaceae) in the aquatic ecosystems of Ukraine (East Europe). *Phytologia Balcanica*, 25(3), 381–386.
27. Catling, P. M., & Porebski, Z. S. (1995) The spread and current distribution of European frogbit Hydrocharis morsus-ranae L. in North America. Canadian Field-Naturalist, 109, 236–241.
28. Catling, P., Mitrow, G., Haber, E., Posluszny, U., & Charlton, W. (2003) The biology of Canadian weeds. 124. *Hydrocharis morsus-ranae* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 83(4), 1001–1016.
29. Adamec, L. (2018) Ecophysiological characteristics of turions of aquatic plants: A review. *Aquatic Botany*, 148, 64–77. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.04.011.
30. Agami, M., & Waisel, Y. (1984) Germination of *Najas marina* L. *Aquatic Botany*, 19(1–2), 37–44. https://doi.org/10.1016/0304-3770(84)90005-6.
31. Handley, R. J., & Davy, A. J. (2002) Seedling root establishment may limit Najas marina L. to sediments of low cohesive strength. *Aquatic Botany*, 73(2), 129–136. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00015-3.
32. Amarathunga, A. A. D., Sureshkumar, N., Weerasekara, K. A. W. S., Wickramaarachchi, W. D. N., & Azmy, S. A. M. (2010) Study the effect of salinity and nutrients for the growth of *Najas marina* and its impact to aquatic biodiversity in Madu Ganga Ramsar wetland in Sri Lanka. In *Proceedings of the 15th International Forestry and Environment Symposium* (Vol. 15). https://doi.org/10.31357/fesympo.v15i0.175.
33. Invasive Species Specialist Group (ISSG). (n.d.). *Najas minor*. Global Invasive Species Database. Retrieved May 7, 2026, from https://www.iucngisd.org/gisd/.
34. Pfingsten, I. A., Cao, L., & Berent, L. (2026) Najas minor All. U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, Ann Arbor, MI. Retrieved May 7, 2026, from https://nas.er.usgs.gov/.
35. Zhang, T., Liu, L., Yang, X., Zhang, S., Xia, W., & Li, C. (2014) Allelopathic control of freshwater phytoplankton by the submerged macrophyte *Najas minor* All. *Acta Ecologica Sinica*, 34(6), 351–355. https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2014.09.003.
36. Nielsen, L. T., & Borum, J. (2008) Why the free floating macrophyte *Stratiotes aloides* mainly grows in highly CO_2-supersaturated waters. *Aquatic Botany*, 89(4), 379–384. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.04.008.
37. Kufel, L., Strzałek, M., Konieczna, A., & Izdebska, K. (2010) The effect of *Stratiotes aloides* L. and nutrients on the growth rate of Lemna minor L. *Aquatic Botany*, 92(3), 168–172. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.11.005.

38. Abeli T., Rossi G., Smolders A. J. P. and Orsenigo S. (2014) Nitrogen pollution negatively affects *Stratiotes aloides* in Central-Eastern Europe. Implications for translocation actions, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24, 724–729. https://doi.org/10.1002/aqc.2497.
39. Davidson, A., Alame, K., Gappy, M., Baker, E., Nunez, G., Larson, J., Conard, W., Alsip, P., & Van Zeghbroeck, J. (2026) *Stratiotes aloides* L. U.S. Geological Survey, *Nonindigenous Aquatic Species Database*, Gainesville, FL, and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, Ann Arbor, MI. Retrieved May 7, 2026, from https://nas.er.usgs.gov/.
40. Harpenslager, S. F., Lamers, L. P. M., van der Heide, T., Roelofs, J. G. M., & Smolders, A. J. P. (2016) Harnessing facilitation: Why successful re-introduction of *Stratiotes aloides* requires high densities under high nitrogen loading. *Biological Conservation*, 195, 17–23. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.031.
41. Harpenslager, S. F., Smolders, A. J. P., Kieskamp, A. A. M., Roelofs, J. G. M., & Lamers, L. P. M. (2015) To float or not to float: How interactions between light and dissolved inorganic carbon species determine the buoyancy of *Stratiotes aloides*. *PLOS ONE*, 10(4). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124026.
42. Wang, T., Fang, L., Wang, C., Liu, C., Yu, D., & Li, H. (2022) Water depth rather than substrate heterogeneity affects the clonal performance of the stoloniferous submerged plant, *Vallisneria spiralis* L. *Flora,* 287. https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151995.
43. Li, F., & Xie, Y. (2009) Spacer elongation and plagiotropic growth are the primary clonal strategies used by *Vallisneria spiralis* to acclimate to sedimentation. *Aquatic Botany*, 91(3), 219–223. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.06.005.
44. Xiao, K., Yu, D., Xu, X., & Xiong, W. (2007) Benefits of clonal integration between interconnected ramets of *Vallisneria spiralis* in heterogeneous light environments. *Aquatic Botany,* 86(1), 76–82. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.001.
45. Morini, L., Ferrari, C., Bartoli, M., et al. (2024) *Vallisneria spiralis* L. adaptive capacity improves pore water chemistry and increases potential nitrification in organic polluted sediments. *Ecological Processes*, 13, 26.: https://doi.org/10.1186/s13717-024-00506-8.
46. Hodgson, J. G., Wilson, P. J., Hunt, R., Grime, J. P., & Thompson, K. (1999) Allocating C-S-R plant functional types: A soft approach to a hard problem. *Oikos*, 85(2), 282–294. https://doi.org/10.2307/3546494.

Дата першого надходження статті до видання: 29.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 639.3:504.06:005.52
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.7

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

МЕТОДИКА ОЦІНЮВАННЯ БІОЕТИЧНОЇ СТАЛОСТІ ПІДПРИЄМСТВ АКВАКУЛЬТУРИ НА ОСНОВІ ІНТЕГРАЛЬНОГО ІНДЕКСУ

[1]***Мельник В.І.*** *– к.с.-г.н., доцент*
orcid.org/0000-0002-8782-1236
[2]***Мельник В.І.*** *– к.е.н., доцент*
orcid.org/0009-0008-0269-2326
[2]***Лісецький В.О.*** *– к.т.н., доцент*
orcid.org/0009-0002-2664-3664
[1]*Херсонський державний аграрно-економічний університет*
[2]*Національний університет біоресурсів і природокористування України*
vik4865@gmail.com, vim2607@gmail.com

Аквакультура є одним із найдинамічніших секторів глобального продовольчого виробництва, однак її інтенсивний розвиток супроводжується екологічними, ресурсними та біоетичними викликами. Існуючі підходи до оцінювання сталості мають фрагментарний характер і недостатньо враховують такі критичні аспекти, як добробут гідробіонтів та антимікробна практика. Це зумовлює необхідність розробки інтегрального інструменту оцінювання, здатного поєднати екологічні, біоетичні та управлінські компоненти в єдиному показнику.

У дослідженні застосовано системний підхід до формування інтегрального індексу біоетичної сталості (ІБС), що базується на принципах методологічної інваріантності, ESG-оцінювання та концепції «One Health». Індекс включає шість доменів: клімат та енергія, водні ресурси та забруднення, біорізноманіття, добробут риб, антимікробна практика, циркулярність та управління. Оцінювання здійснюється за уніфікованою шкалою із використанням системи зважених індикаторів із фіксованим кроком дискретизації. Передбачено нормалізацію результатів для забезпечення порівнянності.

Розроблено концептуальну та математичну модель ІБС, яка забезпечує інтеграцію 19 релевантних індикаторів у єдиний кількісний показник. Встановлено, що включення біоетичних компонентів як рівнозначних чинників дозволяє підвищити чутливість оцінювання та виявляти критичні «вузькі місця» у виробничих системах. Методика демонструє високу адаптивність до різних типів підприємств аквакультури та забезпечує можливість міжрегіонального і міжсистемного порівняння.

Запропонований інтегральний індекс біоетичної сталості є ефективним інструментом комплексного оцінювання аквакультури, що поєднує наукову обґрунтованість і практичну застосовність. Його впровадження сприятиме підвищенню прозорості галузі, підтримці управлінських рішень, розвитку ESG-звітності та інтеграції принципів «Блакитної економіки». Подальші дослідження мають бути спрямовані на емпіричну валідацію індексу, розширення бази даних та інтеграцію з цифровими системами моніторингу.

Ключові слова: аквакультура, сталий розвиток, біоетична сталість, інтегральний індекс, екологічне управління, здоров'я екосистем, добробут риб, антимікробна резистентність, циркулярна економіка.

Вступ. Аквакультура є одним із найдинамічніших секторів світового продовольчого виробництва та відіграє важливу роль у забезпеченні глобальної продовольчої безпеки. За даними ФАО, у 2022 році виробництво аквакультури вперше перевищило вилов з диких популяцій, досягнувши 130,9 млн тонн і становлячи 51% загального обсягу водних біоресурсів [10]. Очікується, що до 2032 року цей сектор продовжить розширення, задовольняючи зростаючий попит на високоякісний білок. Водночас інтенсивний розвиток аквакультури супроводжується значними екологічними, біоетичними та ресурсними ризиками, зокрема високим споживанням енергії, евтрофікацією водних об'єктів, втратою біорізноманіття, поширенням антимікробної резистентності та проблемами добробуту культивованих гідробіонтів.

Традиційні підходи до оцінки сталості аквакультури здебільшого мають фрагментарний характер. Більшість національних систем моніторингу та міжнародних індикаторів (включаючи регулярні звіти FAO) зосереджуються переважно на контролі запасів, обсягах виробництва та базових екологічних параметрах, часто залишаючи поза увагою біоетичні аспекти, такі як добробут риб, гуманний забій чи рівень використання антибіотиків [10]. Існуючі композитні інструменти, наприклад Aquaculture Performance Indicators (APIs), дозволяють оцінювати екологічну, економічну та соціальну складові сталості на основі 88 індикаторів і демонструють комплементарність трьох стовпів сталості в 57 виробничих системах [14]. Інші підходи, такі як Composite Sustainability Score (CSS), що поєднує показники суспільних вигод (SBS), екологічного забруднення (EPS) та використання ресурсів (RUS), дають змогу проводити аналіз на рівні країн [24]. Моделі на кшталт DEXiAqua успішно застосовуються для оцінки окремих ферм з використанням методів LCA, LCC, S-LCA та емерджі-обліку [16]. Однак навіть ці прогресивні інструменти рідко інтегрують антимікробну практику та добробут гідробіонтів як рівноцінні фактори в єдиному агрегованому індексі.

В Європейському Союзі технічні критерії таксономії (Technical Screening Criteria) включають численні індикатори екологічної ефективності та принцип «Do No Significant Harm» (DNSH), але не пропонують єдиного зваженого індексу для прямого порівняння підприємств аквакультури. Сертифікаційні схеми ASC та BAP залишаються добровільними і не завжди охоплюють повний спектр біоетичних питань [2, 14].

В Україні ситуація ускладнюється відсутністю єдиної комплексної національної системи оцінки сталості підприємств аквакультури. Існуючі механізми в межах Стратегії розвитку галузі рибного господарства до 2030 року та Доктрини сталого розвитку рибного господарства до 2050 року спрямовані головним чином на промислове рибальство, елек-

тронний моніторинг та загальний екологічний контроль [9, 25]. У контексті європейської інтеграції та «Блакитної економіки» виникає нагальна потреба в сучасному інструменті, який би відповідав вимогам ESG-звітності та принципам DNSH.

Усвідомлення цих методологічних прогалин зумовило необхідність створення нового інтегрального інструменту оцінки, здатного поєднати екологічні, ресурсні, біоетичні та управлінські аспекти в єдиному кількісному показнику, придатному для підприємств будь-якого масштабу.

Огляд літератури. Останні роки демонструють активний розвиток інтегральних (композитних) інструментів оцінки сталості аквакультури, що відображає зростаючу потребу в стандартизованих, порівнянних і практично застосовних методах. Такі індекси дозволяють агрегувати велику кількість індикаторів у єдиний показник або набір показників, полегшуючи порівняння технологічних систем, виявлення «вузьких місць» та підтримку прийняття рішень на рівні підприємств, галузей і держав. Нижче наведені приклади подібних підходів, які вже апробовані на глобальному та регіональному рівнях.

Одним із найбільш масштабних інструментів є Aquaculture Performance Indicators (APIs), розроблений у 2020 році групою дослідників Університету Флориди та Університету Гетеборга на базі досвіду Fishery Performance Indicators (FPIs). APIs включають 88 індикаторів, згрупованих у 19 вимірів і три основні стовпи сталості: екологічний, економічний та соціальний. Інструмент призначений для швидкої оцінки і вже застосований у 69 випадках, які охоплюють понад 40% світового обсягу виробництва аквакультури та 36% її вартості. Аналіз 57 виробничих систем, опублікований у Nature Communications (2024), показав, що в середньому три стовпи сталості є комплементарними, а не конфліктними [13]. APIs успішно використовується для міжсистемного порівняння в країнах з обмеженими даними, зокрема в Азії та Латинській Америці.

Іншим прикладом композитного підходу є Composite Sustainability Score (CSS), запропонований для оцінки аквакультури на рівні країн. CSS розраховується як середнє арифметичне трьох нормалізованих суб-індексів: показника суспільних вигод (SBS), показника екологічного забруднення (EPS) та показника використання ресурсів (RUS). У дослідженні 161 країни (2024) середнє глобальне значення CSS становило 51,58±15,32, що дозволило виявити регіони з високим потенціалом сталого розвитку та оптимізувати вибір моделей виробництва [24].

Аналогічно, Food-Energy-Water-Carbon (FEWC) Composite Sustainability Index став першим глобальним інструментом, що інтегрує перехресні секторальні впливи. Розроблений у 2022 році, він оцінює ефективність використання ресурсів і екологічний слід аквакультури по

країнах, враховуючи споживання корму, енергії, води та вуглецевий слід. FEWC виявив значні відмінності між системами (наприклад, між інтенсивною аквакультурою лосося та прісноводним вирощуванням тилапії) і став основою для рекомендацій щодо зниження ресурсного тиску [15].

На рівні окремого підприємства ефективно застосовується DEXiAqua – багатокритеріальна модель на основі методу DEX (Decision EXpert). Модель побудована у вигляді дерева атрибутів і поєднує дані з оцінки життєвого циклу (LCA), оцінки вартості життєвого циклу (LCC), соціальної оцінки життєвого циклу (S-LCA) та емерджі-обліку (метод, який кількісно оцінює всю сукупну енергію, витрачену природою та суспільством безпосередньо й опосередковано для створення продукту чи послуги.). У 2021 році DEXiAqua було апробовано на французькій фермі атлантичного лосося в системі замкненого циклу (RAS) потужністю 56 т/рік. Результати дозволили чітко ідентифікувати «гарячі точки» в екологічній, соціальній та економічній сферах і запропонувати конкретні заходи покращення [16].

Важливе місце серед практичних інструментів займають сертифікаційні схеми, які фактично функціонують як операційні індекси сталості [11]. Aquaculture Stewardship Council (ASC) застосовує десятки метричних індикаторів (вода, корми, антибіотики, вплив на біорізноманіття, соціальна відповідальність) і вимагає 100 % відповідності для сертифікації [2].

Best Aquaculture Practices (BAP) пропонує чотиризіркову систему, що охоплює весь ланцюг (ферма, кормовий завод, переробка) і включає чотири стовпи: екологічну відповідальність, соціальну відповідальність, безпеку харчових продуктів та добробут тварин [14]. Обидві схеми широко використовуються транснаціональними компаніями та ритейлерами для забезпечення ринку та отримання преміальних цін [18].

Окремо варто згадати спеціалізовані індекси добробуту риб, наприклад Fish Welfare Evaluation Index (fWEI) для райдужної форелі. FWEI базується на оцінці зовнішніх морфологічних пошкоджень (плавці, шкіра, очі) з урахуванням поширеності та тяжкості, переводячи результати в якісні категорії від «дуже добре» до «погано». Такий підхід доповнює ширші індекси, наголошуючи на біоетичному аспекті [21].

Запропонований у цій роботі інтегральний індекс біоетичної сталості (ІБС) займає особливе місце серед наведених інструментів. На відміну від APIs та CSS, які виділяють три стовпи сталості (екологія – економіка – соціум), ІБС орієнтований саме на біоетичну та еколого-ресурсну складову аквакультури. Він об'єднує шість доменів (клімат та енергія, водні ресурси та забруднення, біорізноманіття, добробут риб, антимікробна практика, циркулярність та управління) у єдиний показник у діапазоні 0–5 з можливістю нормалізації до 0–100.

На відміну від існуючих фрагментарних і переважно еколого-технологічних підходів, запропонована методика базується на принципах «Блакитної економіки» [5, 23], системній конвергенції екологічних, біоетичних і технологічних детермінант, а також відповідає сучасним вимогам Європейського зеленого курсу, зокрема принципу «Do No Significant Harm» (DNSH) [3, 19].

Метою дослідження є розробка та теоретичне обґрунтування інтегрального індексу біоетичної сталості (ІБС) підприємств аквакультури як комплексного інструменту кількісної оцінки їхнього сталого розвитку.

Матеріали і методи дослідження. Методологічною основою дослідження є поєднання системного, структурно-функціонального та компаративного підходів до оцінювання сталого розвитку аквакультури, що дозволяє розглядати виробничі системи як складні еколого-економічні та біоетичні системи. Теоретичний базис сформовано на основі концепцій сталого розвитку, циркулярної економіки та інтегрованого підходу до взаємозв'язку стану навколишнього середовища, здоров'я гідробіонтів і безпечності продукції [1, 22].

Інформаційну базу дослідження становлять міжнародні аналітичні звіти та статистичні дані у сфері аквакультури [10], нормативно-правові документи Європейського Союзу у сфері сталого розвитку та «зеленої» економіки [5, 6], а також результати сучасних наукових досліджень, присвячених розробці композитних індексів оцінювання сталості, зокрема Aquaculture Performance Indicators [13], Composite Sustainability Score [24], FEWC-індексу [15] та багатокритеріальної моделі DEXiAqua [16].

У процесі дослідження застосовано комплекс загальнонаукових і спеціальних методів. Метод аналізу і синтезу використано для узагальнення існуючих підходів до оцінювання сталості аквакультури та виявлення їхніх обмежень. Системний аналіз дозволив обґрунтувати структуру інтегрального індексу як сукупності взаємопов'язаних доменів, що відображають ключові аспекти екологічної та біоетичної сталості. Метод декомпозиції застосовано для формування системи індикаторів у межах кожного домену. Для визначення вагових коефіцієнтів використано елементи експертного оцінювання з урахуванням пріоритетності впливу окремих чинників на екосистемну стійкість та відповідності міжнародним стандартам. Інтеграція різнорідних показників здійснювалася із застосуванням методів багатокритеріального аналізу, що забезпечують можливість агрегування екологічних, біоетичних і ресурсних параметрів у єдиний показник.

Розробка інтегрального індексу біоетичної сталості (ІБС) базується на принципі методологічної інваріантності, що забезпечує універсальність застосування інструменту незалежно від масштабу, спеціалізації та технологічних особливостей підприємств аквакультури. Структура індексу

включає шість взаємопов'язаних доменів: клімат та енергія, водні ресурси та забруднення, біорізноманіття, добробут гідробіонтів, антимікробна практика та циркулярність і управління. Кожен домен деталізовано через систему релевантних індикаторів (загалом 19 показників), які відображають як кількісні, так і якісні характеристики виробничих процесів.

Оцінювання індикаторів здійснюється за уніфікованою дискретною шкалою від 0 до 5 балів відповідно до рівня відповідності найкращим доступним практикам (BAT) та нормативним вимогам [6]. Такий підхід забезпечує можливість стандартизації оцінювання та підвищує його відтворюваність. Інтегрування показників здійснюється за принципом зваженої адитивної моделі, де вагові коефіцієнти доменів визначені з урахуванням їхнього впливу на екосистемну та біоетичну сталість. Для зменшення суб'єктивності оцінювання використано фіксований крок дискретизації вагових значень, що забезпечує рівномірний розподіл впливу окремих індикаторів.

З метою забезпечення порівнянності результатів між підприємствами різного масштабу та географічного розташування застосовано процедуру нормалізації інтегрального індексу. Це дозволяє використовувати ІБС як інструмент бенчмаркінгу, формування галузевих рейтингів та підтримки управлінських рішень.

Реалізація методики здійснювалася поетапно і включала аналіз існуючих підходів до оцінювання сталості аквакультури, формування структури індексу, розробку системи індикаторів і шкал оцінювання, обґрунтування вагових коефіцієнтів, розрахунок інтегрального показника та інтерпретацію отриманих результатів. Така послідовність забезпечує логічну цілісність дослідження та можливість відтворення запропонованої методики в інших умовах.

Для досягнення мети поставлено такі завдання: проаналізувати існуючі міжнародні та національні підходи до оцінки сталості аквакультури; обґрунтувати структуру ІБС на основі шести взаємопов'язаних доменів; розробити систему зважених індикаторів та математичний апарат розрахунку; апробувати методику на реальних даних українського підприємства; визначити практичні переваги та перспективи впровадження ІБС.

Наукова новизна дослідження полягає в розробці концептуально нової методики інтегрального оцінювання біоетичної сталості аквакультури, яка базується на принципах «Блакитної економіки» та системній конвергенції екологічних, етичних і технологічних детермінант. Вперше запропоновано архітектуру оцінки на основі методологічної інваріантності, забезпечуючи порівнянність різнорідних підприємств; інтегровано в єдиний індекс показники антимікробної резистентності та добробуту гідробіонтів відповідно до концепції «Єдиного здоров'я» (One Health); удо-

сконалено математичний апарат через фіксований крок дискретизації ваг (w = 0,05); а також обґрунтовано інтеграцію принципів циркулярності та біоетики як стратегічних критеріїв сталого інвестування.

Запропонована методика заповнює існуючі прогалини та створює практичний інструмент для об'єктивної оцінки, виявлення «вузьких місць» і формування цільових заходів підвищення сталості підприємств аквакультури в Україні та інших країнах.

Результати дослідження та їх обговорення. Вперше запропоновано архітектуру оцінювання, побудовану на принципі методологічної інваріантності. Такий підхід дозволяє уніфікувати процес моніторингу та оцінки сталості для різнорідних суб'єктів господарювання незалежно від їхньої видової специфіки (культивування різних таксономічних груп гідробіонтів – від прісноводних коропових до морських лососевих чи креветок), технологічного рівня та масштабів виробничих потужностей. Завдяки цьому забезпечується висока крос-секторальна та міжрегіональна порівнянність даних, що робить ІБС придатним як для національного моніторингу, так і для міжнародних порівняльних досліджень.

Отримало подальший розвиток моделювання екосистемного впливу аквакультури через глибоку декомпозицію концепції сталого розвитку на шість взаємопов'язаних доменів: клімат та енергія, водні ресурси та забруднення, біорізноманіття, добробут риб, антимікробна практика та циркулярність і управління. Особливо важливою новизною є те, що вперше в межах єдиного інтегрального індексу показники антимікробної резистентності та добробуту гідробіонтів (включаючи щільність посадки, рівень смертності та гуманний метод забою) розглядаються як рівноцінні та повноцінні чинники екологічної та біоетичної безпеки. Такий підхід безпосередньо відповідає сучасній глобальній концепції «Єдиного здоров'я», яка підкреслює нерозривний зв'язок здоров'я тварин, людини та навколишнього середовища [1, 11, 11, 20, 22].

Удосконалено математичний апарат багатокритеріального оцінювання шляхом впровадження системи зважених індикаторів із фіксованим кроком дискретизації. Така структура забезпечує рівномірний розподіл впливу всіх показників, суттєво мінімізує суб'єктивізм експертних оцінок і підвищує роздільну здатність методики. Це дає можливість не лише отримувати загальний індекс, але й чітко ідентифікувати «вузькі місця» у технологічних циклах підприємств, що робить ІБС ефективним інструментом для цільового управлінського втручання та планування заходів із поліпшення.

Вперше аргументовано для практичного впровадження принципи циркулярності та біоетики як стратегічні критерії оцінки сталості аквакультури. Якщо традиційні системи моніторингу обмежуються переважно екологічними параметрами (викиди, споживання ресурсів, якість води), то запропонована методика розширює межі оцінки, перетворюючи її на

комплексний інструмент біоетичної відповідальності. Це дає змогу оцінювати підприємства не лише з точки зору мінімального екологічного впливу, але й щодо їхньої відповідності сучасним вимогам сталого інвестування, ESG-критеріям та принципам соціально-відповідального бізнесу.

Розроблений інтегральний індекс біоетичної сталості (ІБС) представляє собою якісно новий крок у методології оцінки сталого розвитку аквакультури, поєднуючи наукову строгість, практичну застосовність і відповідність актуальним глобальним і європейським стратегіям сталого розвитку.

Методика розрахунку інтегрального індексу біоетичної сталості (ІБС). Для об'єктивної кількісної оцінки рівня сталого розвитку підприємств аквакультури (зокрема, рибних господарств) нами розроблено інтегральний індекс біоетичної сталості (ІБС). Індекс поєднує екологічні, біоетичні та ресурсозберігаючі аспекти діяльності, враховуючи принципи «Do No Significant Harm» (DNSH) Європейського зеленого курсу, а також сучасні підходи ESG-рейтингу [5, 6, 12, 17, 20]. Запропонована методика базується на принципах методологічної інваріантності, що дає змогу застосовувати уніфікований аналітичний інструментарій для оцінювання діяльності підприємств аквакультури незалежно від їхнього масштабу, географічного розташування чи видової специфіки об'єктів культивування (гідробіонтів). Завдяки інтеграції універсальних екологічних доменів та адаптивних вагових коефіцієнтів, які враховують особливості різних технологічних циклів, методика забезпечує стандартизоване порівняння суб'єктів господарювання, дає змогу ідентифікувати критичні «вузькі місця» та формулювати науково обґрунтовані рекомендації щодо їхнього переходу до моделі циркулярної та біоетично відповідальної аквакультури.

Індекс біоетичної сталості складається з шести доменів (основних блоків), вага яких відображає їхній внесок у загальну сталість (рис. 1).

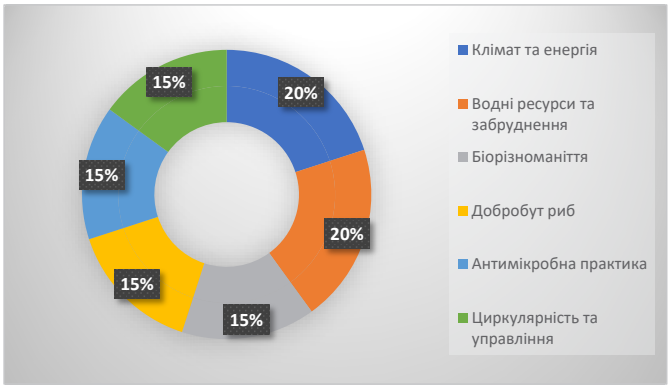


Рис. 1. **Структура індекса біоетичної сталості**

Валідація встановлених вагових коефіцієнтів методики ІБС базується на принципах аксіологічного підходу в екологічному менеджменті, де пріоритетність кожного домену визначається масштабом його впливу на екосистемну стійкість та відповідністю міжнародним стандартам сталого розвитку аквакультури. Встановлення максимальних вагових часток для доменів «Клімат та енергія» й «Водні ресурси та забруднення» є методологічно виправданим. Водне середовище є фундаментальним життєвим простором для гідробіонтів, тому ефективність управління водними ресурсами детермінує результативність усіх інших структурних блоків методики. Крім того, висока питома вага енергоефективності корелює з вимогами глобальних сертифікаційних систем (ASC, MSC), що робить ці показники визначальними дескрипторами зовнішньої екологічної стійкості підприємства.

Блок «відповідального виробництва», що включає «Добробут риб», «Антимікробну практику» та «Біорізноманіття», формує 45% підсумкового індексу. Такий розподіл забезпечує баланс між екологічними нормативами та специфічними операційними ризиками. Питома вага для кожного з цих доменів дозволяє врахувати індивідуальні особливості підприємств (наприклад, різну інтенсивність використання ветеринарних препаратів у вирощуванні різних таксономічних груп), водночас не нівелюючи значення базових ресурсних показників. Сумарний вплив етико-біологічних чинників відповідає сучасним трендам ESG-оцінювання в аграрному секторі.

Домен «Циркулярність та управління» виконує роль каталізатора системних змін. Хоча управлінські рішення є інструментальними, їхня фіксація як окремого домену стимулює впровадження інноваційних безвідходних технологій. Такий підхід запобігає імітації екологічності, оскільки високий загальний бал неможливо отримати лише за рахунок адміністративних заходів без реального прогресу у фізичних екологічних показниках.

Сформована структура ваг забезпечує високу роздільну здатність методики ІБС, оскільки вона акцентує на первинності екосистемних послуг, де 55% ваги припадає на інтегрований екологічний вплив (Клімат + Вода + Біорізноманіття), гарантує біобезпеку та якість продукції, відводячи 30% операційній етиці, забезпечує порівнянність результатів для підприємств різного типу, фокусуючи увагу на універсальних метриках «Блакитної економіки».

Деталізація оцінювання здійснюється через систему декомпозиції кожного домену на 3–4 верифіковані індикатори, що в сукупності формують аналітичну панель із 19 релевантних показників. Математична модель ІБС базується на принципі внутрішньодоменної еквівалентності: кожному індикатору присвоюється фіксована вага, що забезпечує адитивність формування підсумкового бала. Такий підхід гарантує рівномірну дискрети-

зацію впливу окремих чинників у межах встановлених граничних значень доменів.

Градація оцінювання індикаторів деталізує рівні екологічної зрілості виробничих процесів у контексті відповідності принципам BAT (BAT) та чинним нормативно-правовим вимогам. Нульовий рівень характеризує повну відсутність відповідності та наявність критичних екологічних ризиків, що свідчить про відсутність належного контролю або впроваджених природоохоронних практик. Перший рівень відображає початкову стадію усвідомлення необхідності екологічного управління, за якої окремі заходи мають фрагментарний і несистемний характер. Другий рівень відповідає базовій відповідності, коли підприємство забезпечує мінімальне дотримання встановлених нормативів, проте без глибокої інтеграції екологічних принципів у виробничі процеси. Третій рівень свідчить про досягнення середнього ступеня відповідності, що передбачає часткову імплементацію підходів BAT та наявність системних заходів з контролю впливу на довкілля. Четвертий рівень характеризується високим ступенем відповідності, при якому екологічні аспекти інтегровані у більшість виробничих операцій, а підприємство демонструє стабільне дотримання нормативних вимог із елементами превентивного управління. П'ятий, найвищий рівень, відповідає передовим практикам і відображає повну імплементацію принципів найкращих доступних технологій, що забезпечує не лише відповідність нормативам, а й випереджувальне досягнення екологічних цілей через інноваційні та ресурсоефективні рішення.Для кількісних індикаторів (наприклад, споживання енергії на 1 т продукції, концентрація азоту у стічних водах, використання антибіотиків тощо) розроблено чіткі порогові значення. Для якісних індикаторів (наявність систем очищення, гуманний метод забою, екологічна політика тощо) використовуються детальні описові шкали).

Інтегральний індекс ІБС розраховується як зважена сума балів:

$$\text{ІБС} = \sum_{i=1}^{19} (\text{Бал}_i \times \text{Вага}_i),$$

де Бал_i – кількісна оцінка *і-го індикатора*, визначена за уніфікованою шестирівневою дискретною шкалою (0–5 балів), що відображає рівень відповідності принципам BAT (BAT) та нормативно-правовим вимогам;

Ваг_i – *коефіцієнт вагомості і-го індикатора*, який відображає його відносну значущість у загальній структурі оцінювання;

і – *індекс індикатора* у межах загальної системи оцінювання.

Кількісна оцінка *і-го індикатора* (*$Бал_i$*) є локальним показником якості або екологічної відповідності за конкретним параметром, а значення ваг (*$Вага_i$*) є нормованим (як правило, їхня сума дорівнює 1 або 100%) і визначені таким чином, щоб забезпечити пріоритетність ключових доменів (зокрема, екосистемного впливу, біобезпеки та операційної етики).

Індекс індикатора у межах загальної системи оцінювання змінюється від 1 до 19 та відображає порядковий номер відповідного показника в аналітичній панелі.

Інтегральний індекс ІБС є адитивною згорткою часткових оцінок, де кожен індикатор робить пропорційний внесок у підсумковий результат відповідно до своєї ваги, що забезпечує як аналітичну прозорість, так і можливість порівняння різних об'єктів оцінювання.

Для зручності міжрегіонального порівняння та графічної візуалізації застосовується «нормалізований індекс»:

$$\text{ІБС}_{\text{норм}} = \text{ІБС} \times 20.$$

Коефіцієнт 20 у формулі застосовується як процедура лінійної нормалізації для масштабування інтегрального індексу з базового діапазону до стандартизованої 100-бальної шкали, що забезпечує збереження відносних відмінностей між підприємствами, підвищує аналітичну чутливість методики та дозволяє легко інтерпретувати результати у контексті сучасних підходів до екологічного та ESG-оцінювання, одночасно зберігаючи адитивність внеску окремих індикаторів.

Рівень сталості підприємства визначається відповідно до значень індексу біоетичної сталості. Узагальнено це можна описати так: нижчі значення ІБС (близько 0–1,5) свідчать про критичний рівень ризику та серйозні невідповідності екологічним стандартам; показники у діапазоні 1,6–2,5 відображають низький рівень сталості, коли базові вимоги виконуються частково; значення 2,6–3,5 відповідають середньому рівню, що демонструє часткову інтеграцію принципів BAT та нормативів; ІБС у межах 3,6–4,5 вказує на високий рівень сталості з системним дотриманням екологічних та біоетичних практик; найвищі значення 4,6–5,0 відображають поглиблену біоетичну сталість і повну відповідність принципу DNSH та міжнародним стандартам сталого розвитку.

Запропонована методика інтегрального оцінювання сталого розвитку (ІБС) вирізняється системністю архітектури та високою адаптивністю, що зумовлює її концептуальні переваги в контексті моніторингу трансформації галузі аквакультури. Вона забезпечує всебічну детермінацію параметрів сталого розвитку, інтегруючи в єдину аналітичну модель критичні екологічні (кліматична нейтральність, стан водних ресурсів, збереження біорізноманіття), біоетичні (добробут гідробіонтів, мінімізація антимікробної резистентності) та управлінські (впровадження циркулярних стратегій) домени. Такий підхід дає можливість уникнути фрагментарності оцінювання та врахувати синергетичний ефект взаємодії різних чинників виробничого процесу.

Використання уніфікованої системи порогових значень у поєднанні з деталізованими дескриптивними референсними шкалами дозволяє сут-

тєво мінімізувати вплив суб'єктивного чинника під час верифікації індикаторів. Це гарантує високу відтворюваність результатів оцінювання та забезпечує прозорість процесу прийняття управлінських рішень на основі об'єктивних даних.

Застосування процедури нормалізації інтегрального індексу нівелює вплив ефекту масштабу виробництва. Це забезпечує можливість проведення об'єктивного порівняльного аналізу (бенчмаркінгу) підприємств незалежно від їхньої потужності, географічного розташування чи видової структури об'єктів культивування, що є важливим для формування галузевих рейтингів та стратегічного планування на національному рівні.

Отримані результати оцінювання мають безпосереднє прикладне значення для суб'єктів господарювання. Вони можуть слугувати основою для розробки індивідуальних стратегій технологічної модернізації, підготовки нефінансової звітності (згідно зі стандартами ESG) та підвищення інвестиційної привабливості підприємств у межах сучасних механізмів «зеленого» фінансування та «Блакитної економіки».

Зазначені характеристики роблять методику ІБС не лише діагностичним інструментом, а й дієвим механізмом стимулювання еколого-орієнтованих інновацій в аквакультурі, що відповідає стратегічним пріоритетам сталого природокористування.

Наша методика може бути легко адаптована до інших видів аквакультури або інтегрована в національні системи моніторингу сталого розвитку рибного господарства.

Однією з переваг запропонованої методики розрахунку інтегрального індексу біоетичної сталості є її унікальність і заповнення суттєвого методологічного пробілу в існуючих національних та міжнародних системах моніторингу сталого розвитку аквакультури.

На відміну від більшості діючих систем, які переважно фокусуються на контролі запасів диких рибних ресурсів (наприклад, «Fish Stock Sustainability Index» у США чи індикатори FAO для рибних запасів), статистичному обліку виробництва, базовому екологічному моніторингу води чи викидів; або на технологічному моніторингу (IoT-системи якості води, датчики), наша методика пропонує комплексну інтегральну оцінку саме підприємств аквакультури за шістьма взаємопов'язаними біоетичними та екологічними доменами.

Однією з переваг розробленого інтегрального індексу біоетичної сталості (ІБС) є його здатність заповнювати суттєві методологічні прогалини, притаманні більшості діючих національних та міжнародних систем оцінки сталості аквакультури.

Насамперед ІБС вирізняється високим рівнем комплексності та збалансованості аспектів сталості. На відміну від існуючих національних

систем, які переважно зосереджені на контролі запасів, вилову чи базовому екологічному моніторингу, запропонований індекс одночасно охоплює шість взаємопов'язаних доменів: клімат та енергія, водні ресурси та забруднення, біорізноманіття, добробут риб (включаючи щільність посадки, рівень смертності та гуманний метод забою), антимікробну практику (використання антибіотиків, програми вакцинації та контроль залишків препаратів) та циркулярність (частка альтернативних кормів, переробка відходів, наявність екологічної політики та ESG-звітності). Особливо важливо, що ІБС інтегрує на рівні єдиного індексу такі критичні, але часто недооцінені аспекти, як добробут риб і антимікробна резистентність. Більшість національних систем моніторингу, зокрема ті, що розвиваються в Україні в рамках Стратегії розвитку рибного господарства до 2030 року, не охоплюють ці біоетичні компоненти на рівні агрегованого показника [11, 18, 25].

По-друге, на національному рівні існують лише окремі елементи (статистика, екологічний контроль, Стратегія-2030), але без агрегованого індексу, який би поєднував клімат, воду, біорізноманіття, добробут риб і антимікробну практику в одному показнику. У Європейському Союзі існують розгалужені індикатори екологічної ефективності та технічні критерії таксономії ЄС (Technical Screening Criteria), що включають близько 35 індикаторів, проте вони не агреговані в єдиний зважений індекс або нормалізований показник, придатний для прямого порівняння окремих підприємств [6, 8]. У багатьох країнах (Норвегія, США, Кенія та ін.) моніторинг сталості аквакультури залишається фрагментарним або базується виключно на добровільних сертифікаційних схемах (ASC, BAP, GlobalG.A.P.) (Food and Agriculture Organization, 2022; Aquaculture Stewardship Council, 2019). На противагу цьому, ІБС пропонує стандартизований, прозорий і кількісно зважений інструмент, який може використовуватися як для добровільної самооцінки, так і для обов'язкового або стимулюючого застосування в рамках державного регулювання.

По-третє, методика має особливу актуальність для України та інших країн, що розвивають аквакультуру. В Україні наразі відсутня єдина комплексна національна система оцінки сталості саме підприємств аквакультури. Існуючі механізми зосереджені переважно на промисловому рибальстві, електронному моніторингу суден та загальному екологічному контролі. У цьому контексті ІБС може стати практичним доповненням до реалізації Стратегії розвитку галузі рибного господарства до 2030 року та Доктрини сталого розвитку рибного господарства до 2050 року [9, 25]. Крім того, індекс сприяє гармонізації національної практики з європейськими вимогами, зокрема принципом «Do No Significant Harm» (DNSH) та стандартами ESG-звітності.

Нарешті, важливими перевагами ІБС є висока порівнянність і практична застосовність. Для підвищення зручності інтерпретації, міжпідприємницького та міжрегіонального порівняння, а також візуалізації результатів передбачено нормалізований варіант індексу.

Такий подвійний формат дає змогу легко порівнювати підприємства різного масштабу, регіонів і навіть країн, чого складно досягти за допомогою розрізнених індикаторів чи суто технологічних систем моніторингу. Завдяки цьому ІБС стає зручним інструментом для державного регулювання та стимулювання «зелених» практик, залучення інвестицій, підготовки науково обґрунтованих звітів, а також розробки індивідуальних планів поліпшення на рівні окремих підприємств. Розроблена методика не дублює, а суттєво доповнює існуючі системи, переводячи розрізнені індикатори в єдиний інтегральний показник, орієнтований на біоетичну сталість. Це дає їй значну конкурентну перевагу як інструменту, придатного для впровадження на національному рівні в Україні та адаптації в інших країнах, особливо в контексті Європейського зеленого курсу, Blue Transformation FAO та зростаючого попиту на прозору оцінку сталості аквакультури.

Висновки та перспективи подальших досліджень. У результаті проведеного дослідження розроблено та теоретично обґрунтовано інтегральний індекс біоетичної сталості (ІБС) підприємств аквакультури як універсальний інструмент кількісного оцінювання їхнього сталого розвитку. Запропонована методика дозволяє подолати фрагментарність існуючих підходів до оцінювання, забезпечуючи інтеграцію екологічних, ресурсних, біоетичних і управлінських аспектів у межах єдиної аналітичної моделі. Встановлено, що використання принципу методологічної інваріантності забезпечує можливість застосування індексу до підприємств різного масштабу, спеціалізації та технологічного рівня, що суттєво підвищує його універсальність і практичну цінність.

Основним науковим результатом є формування архітектури ІБС на основі шести взаємопов'язаних доменів (клімат та енергія, водні ресурси та забруднення, біорізноманіття, добробут риб, антимікробна практика, циркулярність та управління), що відображають сучасну парадигму сталого розвитку та концепцію «Єдиного здоров'я». Уперше в межах інтегрального показника добробут гідробіонтів і антимікробна практика розглядаються як рівнозначні складові екологічної та біоетичної безпеки.

Удосконалення математичного апарату шляхом застосування системи зважених індикаторів із фіксованим кроком дискретизації забезпечило підвищення об'єктивності оцінювання, мінімізацію суб'єктивного впливу та можливість ідентифікації критичних «вузьких місць» у виробничих процесах. Запровадження уніфікованої шкали оцінювання та проце-

дури нормалізації індексу створює передумови для проведення міжрегіонального та міжнародного бенчмаркінгу підприємств аквакультури.

Практичне значення отриманих результатів полягає в можливості використання ІБС як інструменту підтримки управлінських рішень, розробки стратегій модернізації виробництва, підготовки ESG-звітності та підвищення інвестиційної привабливості підприємств у контексті розвитку «Блакитної економіки». Методика може бути інтегрована в національні системи моніторингу сталого розвитку аквакультури та використана як елемент державної політики у сфері екологічного регулювання.

Водночас, дослідження має низку обмежень, зокрема залежність точності оцінювання від доступності та якості первинних даних, а також необхідність подальшої емпіричної валідації індексу на ширшій вибірці підприємств різних типів і регіонів.

Перспективи подальших досліджень полягають у:

– розширенні емпіричної апробації ІБС на національному рівні з метою підвищення його репрезентативності та калібрування вагових коефіцієнтів;

– інтеграції індексу з цифровими системами моніторингу (IoT, Big Data) для автоматизації збору та обробки даних;

– адаптації методики до окремих видів аквакультури (RAS, марикультура, поліаквакультура) з урахуванням їхньої технологічної специфіки;

– розробки галузевих нормативних значень і бенчмарків для підвищення прикладної релевантності індексу;

– поєднання ІБС із інструментами оцінки життєвого циклу (LCA) та фінансовими ESG-метриками для формування комплексної системи сталого інвестування;

– дослідження взаємозв'язку між рівнем ІБС та економічною ефективністю підприємств, що дасть змогу обґрунтувати синергію між екологічною відповідальністю та конкурентоспроможністю.

Розроблений інтегральний індекс біоетичної сталості є перспективним науково-прикладним інструментом, здатним забезпечити перехід аквакультури до більш відповідальної, прозорої та екологічно збалансованої моделі розвитку.

Подяки: немає.

Фінансування. Немає.

Конфлікт інтересів. Немає.

METHODOLOGY FOR ASSESSING THE BIOETHICAL SUSTAINABILITY OF AQUACULTURE ENTERPRISES BASED ON AN INTEGRAL INDEX

[1]***Melnyk V.I.*** *– PhD of Agricultural Sciences, Associate Professor*
orcid.org/0000-0002-8782-1236
[2]***Melnyk V.I.*** *– PhD of Economic Sciences, Associate Professor*
orcid.org/0009-0008-0269-2326
[2]***Lisetskyi V.O.*** *– PhD of Technical Sciences, Associate Professor*
orcid.org/0009-0002-2664-3664
[1]*Kherson State Agrarian and Economic University*
[2]*National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine*
vik4865@gmail.com, vim2607@gmail.com

Aquaculture is one of the most dynamic sectors of global food production; however, its intensive development is accompanied by environmental, resource-related, and bioethical challenges. Existing approaches to sustainability assessment are fragmented and insufficiently account for critical aspects such as the welfare of aquatic organisms and antimicrobial practices. This necessitates the development of an integral assessment tool capable of integrating environmental, bioethical, and managerial components into a single indicator.

The study applies a systems-based approach to the construction of an Integral Bioethical Sustainability Index (IBSI), grounded in the principles of methodological invariance, ESG assessment, and the One Health concept. The index comprises six domains: climate and energy, water resources and pollution, biodiversity, fish welfare, antimicrobial practices, and circularity and governance. Assessment is conducted using a unified scale based on a system of weighted indicators with a fixed discretisation step. Normalization procedures are incorporated to ensure comparability of results.

A conceptual and mathematical model of the IBSI has been developed, enabling the integration of 19 relevant indicators into a single quantitative measure. It has been established that incorporating bioethical components as equally weighted factors enhances the sensitivity of the assessment and facilitates the identification of critical bottlenecks within production systems. The methodology demonstrates high adaptability across different types of aquaculture enterprises and enables both interregional and cross-system comparisons.

The proposed Integral Bioethical Sustainability Index represents an effective tool for comprehensive aquaculture assessment, combining scientific robustness with practical applicability. Its implementation will contribute to increased sectoral transparency, support evidence-based decision-making, advance ESG reporting, and promote the integration of Blue Economy principles. Future research should focus on empirical validation of the index, expansion of the data framework, and integration with digital monitoring systems.

Key words: aquaculture, sustainable development, bioethical sustainability, integral index, environmental governance, ecosystem health, fish welfare, antimicrobial resistance, circular economy.

ЛІТЕРАТУРА

1. Amuasi J.H., Lucas T., Horton R., Winkler A.S. Reconnecting for our future: The Lancet One Health Commission. The Lancet. 2020. Vol. 395, No. 10235. P. 1469–1471. DOI: https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)31027-8
2. Aquaculture Stewardship Council. ASC Farm Standard. 2019. URL: https://www.asc-aqua.org
3. European Commission. The European Green Deal (COM/2019/640 final). 2019. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2019:640:FIN
4. European Commission. Communication from the Commission: The European Green Deal. 2020. DOI: https://doi.org/10.2775/630999
5. European Commission. Sustainable Blue Economy. 2020.
6. European Commission. Commission Delegated Regulation (EU) 2021/2139 supplementing Regulation (EU) 2020/852 establishing the technical screening criteria. 2021. DOI: https://doi.org/10.2775/70968
7. European Commission. Commission Delegated Regulation (EU) 2023/2486. 2023.
8. European Environment Agency. Environmental indicator report 2020: Supporting EU environmental policy and sustainability. Publications Office of the European Union, 2020. DOI: https://doi.org/10.2800/38111
9. Fish Industry. Доктрина сталого розвитку рибного господарства України на період до 2050 року. 2025. URL: https://fishindustry.com.ua/doktrina-stalogo-rozvitku-ribnogo-gospodarstva-ukraïni-na-period-do-2050-roku-chastina-1/
10. Food and Agriculture Organization of the United Nations. The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue transformation in action. 2024. DOI: https://doi.org/10.4060/cd0683en
11. Food and Agriculture Organization. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022: Towards Blue Transformation. FAO, 2022. DOI: https://doi.org/10.4060/cc0461en
12. Friede G., Busch T., Bassen A. ESG and financial performance: Aggregated evidence from more than 2000 empirical studies. Journal of Sustainable Finance & Investment. 2015. Vol. 5, No. 4. P. 210–233. DOI: https://doi.org/10.1080/20430795.2015.1118917
13. Garlock T.M., Asche F., Anderson J.L., Eggert H., Anderson T. et al. Environmental, economic, and social sustainability in aquaculture: The aquaculture performance indicators. Nature Communications. 2024. Vol. 15, Article 49556. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-024-49556-8
14. Global Seafood Alliance. Best Aquaculture Practices (BAP) Standards Overview. 2021. URL: https://www.bapcertification.org

15. Jiang Q., et al. Environmental sustainability and footprints of global aquaculture. Resources, Conservation and Recycling. 2022. Vol. 180, Article 106183. DOI: https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106183
16. Le Féon S., Dubois T., Jaeger C., Wilfart A., Akkal-Corfini N., Bacenetti J., Costantini M., Aubin J. DEXiAqua, a model to assess the sustainability of aquaculture systems: Methodological development and application to a French salmon farm. Sustainability. 2021. Vol. 13, No. 14, Article 7779. DOI: https://doi.org/10.3390/su13147779
17. MSCI. MSCI ESG Ratings Methodology. 2023. URL: https://www.msci.com
18. Organisation for Economic Co-operation and Development. Rebuilding fisheries: The way forward. OECD Publishing, 2020. DOI: https://doi.org/10.1787/a32f135f-en
19. Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council of 18 June 2020 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment, and amending Regulation (EU) 2019/2088 (Text with EEA relevance). 2020. URL: https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/852/oj
20. Sustainalytics. ESG Risk Ratings Methodology. 2022. URL: https://www.sustainalytics.com
21. Weirup L., et al. Fish welfare evaluation index (fWEI) based on external morphological damage for rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) in flow through systems. Aquaculture. 2022. Vol. 556, Article 738258. DOI: https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738258
22. Whitmee S., Haines A., Beyrer C., Boltz F., Capon A.G., Dias B.F.S. et al. Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: Report of The Rockefeller Foundation–Lancet Commission on planetary health. The Lancet. 2015. Vol. 386, No. 10007. P. 1973–2028. DOI: https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)60901-1
23. World Bank. Blue Economy. 2017.
24. Xu C., et al. Social benefits and environmental performance of aquaculture need to improve worldwide. Communications Earth & Environment. 2024. Vol. 5, Article 1790. DOI: https://doi.org/10.1038/s43247-024-01790-0
25. Про схвалення Стратегії розвитку галузі рибного господарства України на період до 2030 року : Розпорядження Кабінету Міністрів України від 02.05.2023 № 402-р. Офіційний вісник України. 2023. № 45. С. 12. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/402-2023-%D1%80 (дата звернення: 11.02.2026).

REFERENCES

1. Amuasi, J. H., Lucas, T., Horton, R., & Winkler, A. S. (2020). Reconnecting for our future: The Lancet One Health Commission. The Lancet, 395(10235), 1469–1471. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)31027-8

2. Aquaculture Stewardship Council. (2019). ASC Farm Standard. Retrieved from https://www.asc-aqua.org
3. European Commission. (2019). The European Green Deal (COM/2019/640 final). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2019:640:FIN
4. European Commission. (2020). Communication from the Commission: The European Green Deal. https://doi.org/10.2775/630999
5. European Commission. (2020). Sustainable Blue Economy.
6. European Commission. (2021). Commission Delegated Regulation (EU) 2021/2139 supplementing Regulation (EU) 2020/852 establishing the technical screening criteria. https://doi.org/10.2775/70968
7. European Commission. (2023). Commission Delegated Regulation (EU) 2023/2486
8. European Environment Agency. (2020). Environmental indicator report 2020: Supporting EU environmental policy and sustainability. Publications Office of the European Union. https://doi.org/10.2800/38111
9. Fish Industry (2025) Doktryna staloho rozvytku rybnoho hospodarstva Ukrainy na period do 2050 roku [Doctrine of sustainable development of fisheries of Ukraine for the period up to 2050]. Fish Industry URL: https://fishindustry.com.ua/doktrina-stalogo-rozvitku-ribnogo-gospodarstva-ukraïni-na-period-do-2050-roku-chastina-1/ [in Ukrainian]
10. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2024) The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue transformation in action. https://doi.org/10.4060/cd0683en
11. Food and Agriculture Organization. (2022) The State of World Fisheries and Aquaculture 2022: Towards Blue Transformation. FAO. https://doi.org/10.4060/cc0461en
12. Friede, G., Busch, T., & Bassen, A. (2015) ESG and financial performance: Aggregated evidence from more than 2000 empirical studies. Journal of Sustainable Finance & Investment, 5(4), 210–233. https://doi.org/10.1080/20430795.2015.1118917
13. Garlock, T. M., Asche, F., Anderson, J. L., Eggert, H., & Anderson, T. et al. (2024) Environmental, economic, and social sustainability in aquaculture: The aquaculture performance indicators. Nature Communications, 15, Article 49556. https://doi.org/10.1038/s41467-024-49556-8
14. Global Seafood Alliance. (2021) Best Aquaculture Practices (BAP) Standards Overview. Retrieved from https://www.bapcertification.org
15. Jiang, Q., et al. (2022) Environmental sustainability and footprints of global aquaculture. Resources, Conservation and Recycling, 180, Article 106183. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106183

16. Le Féon, S., Dubois, T., Jaeger, C., Wilfart, A., Akkal-Corfini, N., Bacenetti, J., Costantini, M., & Aubin, J. (2021) DEXiAqua, a model to assess the sustainability of aquaculture systems: Methodological development and application to a French salmon farm. Sustainability, 13(14), 7779. https://doi.org/10.3390/su13147779
17. MSCI. (2023) MSCI ESG Ratings Methodology. Retrieved from https://www.msci.com
18. Organisation for Economic Co-operation and Development. (2020) Rebuilding fisheries: The way forward. OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/a32f135f-en
19. Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council of 18 June 2020 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment, and amending Regulation (EU) 2019/2088 (Text with EEA relevance) (2020) https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/852/oj
20. Sustainalytics. (2022). ESG Risk Ratings Methodology. Retrieved from https://www.sustainalytics.com
21. Weirup, L., et al. (2022) Fish welfare evaluation index (fWEI) based on external morphological damage for rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) in flow through systems. Aquaculture, 556, Article 738258. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738258
22. Whitmee, S., Haines, A., Beyrer, C., Boltz, F., Capon, A. G., Dias, B. F. S., … Yach, D. (2015) Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: Report of The Rockefeller Foundation–Lancet Commission on planetary health. The Lancet, 386(10007), 1973–2028. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)60901-1
23. World Bank. (2017) Blue Economy.
24. Xu, C., et al. (2024) Social benefits and environmental performance of aquaculture need to improve worldwide. Communications Earth & Environment, 5, Article 1790. https://doi.org/10.1038/s43247-024-01790-0
25. Rozporiadzhennia Kabinetu Ministriv Ukrainy vid 02.05.2023 № 402-r. 2023 Pro skhvalennia Stratehii rozvytku haluzi rybnoho hospodarstva Ukrainy na period do 2030 roku [On approval of the Strategy for the development of the fisheries sector of Ukraine for the period up to 2030] : Ofitsiinyi visnyk Ukrainy no. 45, pp. 12. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/402-2023-%D1%80 (date of access: 11.02.2026). [in Ukrainian]

Дата першого надходження статті до видання: 28.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

UDC 574.583:551.583 (282.243.3)
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.8

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ASSESSMENT OF THE IMPACT OF CLIMATE CHANGES ON ZOOPLAKTON GROUPINGS USING THE EXAMPLE OF LAKE GENEVA

Melnychenko S.H. *– PhD*
orcid.org/0000-0002-5940-7943
Honcharova O.V. *–Candidate of Agricultural Sciences*
orcid.org/0000-0002-9702-7458
But Yan *–Student*
orcid.org/0009-0004-1015-8271
Kherson State Agrarian and Economic University
melnychenko_s@ksaeu.kherson.ua, anelsatori@gmail.com, Bootyan94@gmail.com

Modern climate change significantly affects natural ecosystems, especially aquatic ones, changing the temperature, hydrological regime and the level of dissolved oxygen, which leads to transformations in the structure and functioning of hydrobiocenoses. There is a completely justified need for comprehensive research on the current topic: food resources of aquatic areas, in particular, zooplankton as a key element of trophic chains. Considering that negative changes in its groups can destabilize the entire ecosystem, reduce fish productivity and affect ecosystem services, the topic is becoming relevant.

The aim of the study is to assess the impact of modern climate change on zooplankton communities of aquatic ecosystems based on the analysis of changes in biological indicators of Lake Geneva, as well as to identify the main patterns of zooplankton transformation under the influence of climatic factors.

The object of the study is zooplankton of aquatic ecosystems under conditions of modern climate change using the example of Lake Geneva.

The subject of the study is the peculiarities of the impact of climate change on the structure, dynamics and functional characteristics of zooplankton communities, as well as the relationships between abiotic environmental factors and the state of plankton communities.

Analysis and synthesis of scientific literature, comparative and systematic analysis, statistical methods of data processing, as well as generalization of the results obtained.

Based on the analysis of literary sources and statistics, it was established that climate change causes a structural restructuring of zooplankton communities, which is manifested in a change in species composition, a decrease in the size characteristics of organisms, a shift in phenological phases of development and a disruption in the synchronization of trophic chains. A tendency towards the dominance of small forms of zooplankton was revealed, which is accompanied by a decrease in the efficiency of trophicity in aquatic ecosystems. It was substantiated that the cumulative impact of climate change is cumulative and causes a decrease in the efficiency of energy transfer in trophic chains, which may have long-term negative consequences for fish productivity and the overall ecological stability of aquatic ecosystems.

Modern climate change is a determining factor in the transformation of zooplankton communities and aquatic ecosystems in general. The revealed patterns can be used to predict further changes, improve monitoring systems, and develop adaptation measures and sustainable management of aquatic bioresources under global warming.

Key words: reservoir, transformations of climatic parameters, zooplankton, species composition water temperature.

Statement of the problem. The relevance of the topic is due to the fact that modern climate change is one of the most important global factors in the transformation of natural ecosystems, in particular aquatic ones. An increase in air and water temperature, a change in the hydrological regime, increased stratification of water masses, a decrease in the content of dissolved oxygen and changes in the cycle of biogenic elements significantly affect the structure and functioning of hydrobiocenoses. Zooplankton groups are especially sensitive to such changes, which occupy a key place in trophic chains, ensuring the transfer of energy from primary producers to higher trophic levels. Violation of their structure and functioning can lead to destabilization of the entire ecosystem, a decrease in fish productivity and changes in ecosystem services. In this regard, the study of the impact of climate change on zooplankton is extremely relevant.

Analysis of research and publications. In modern science, zooplankton is considered one of the most sensitive to climate change links in aquatic ecosystems. This is explained by the fact that zooplankton has a high reproduction rate, a short life cycle, and correlations between physiological processes and the temperature factor [1]. In the scientific works of most scientists, it is noted that zooplankton in water bodies is an important element of the trophic chain, because it connects primary producers, namely phytoplankton, with higher-order consumers, in particular marine mammals and commercially valuable fish species. At the same time, zooplankton is an important component of the "biological carbon pump", because it provides vertical transport of organic matter to the abyssal layers of aquatic ecosystems through the mechanisms of gravitational sedimentation of fecal masses and active vertical migration. Modern scientific data indicate that climate transformation leads to changes in the biogeography, structure and functional characteristics of zooplankton [2].

A very pronounced consequence of the global temperature increase is the meridional shift of zooplankton distribution areas towards the poles. In particular, scientific studies conducted in the North Atlantic have recorded an expansion of the habitats of thermophilic species to the north by a distance of about 1000 km. At the same time, a rather striking example is the replacement of the copepod species *Calanus finmarchicus* with the warmer species *Calanus helgolandicus.* Such substitution is a rather unfavorable consequence for aquatic ecosystems, as *Calanus finmarchicus* has a higher lipid content and higher energy value compared to *Calanus helgolandicus. Calanus finmarchicus* is accordingly

an important nutritional element for the survival of cod larvae and other commercially valuable fish species [3].

At the same time, a number of scientific studies confirm that temperature fluctuations affect not only the distribution areas, but also have an impact on the dominant groups of zooplankton. Studies conducted in the Mediterranean Sea and the Atlantic Ocean have shown that climate change has a significant and diverse impact on the following groups of zooplankton: *Calanus finmarchicus; Calanus helgolandicus; Temora stylifera; Euphausia superba; Salpa thompsoni* [4].

It should be noted that according to the analysis of scientific research, it was found that in addition to horizontal shifts of zooplankton, vertical shifts of zooplankton groups are also characteristic. In particular, an increase in the temperature stratification of water masses limits their vertical mixing, which causes a decrease in nutrients in the euphotic zone and leads to a decrease in the biomass of large zooplankton. In response to warming of the temperature of the upper layers of water, many species migrate to deeper water horizons, which have a more stable temperature, however, this leads to disruptions in interactions with phytoplankton [5].

Scientific and practical works show that an important consequence of climate change for aquatic ecosystems and bioresources is the phenological shift. The increase in temperature and the acceleration of early warming of water lead to the early onset of seasonal peak values of zooplankton communities. As a result, the mass development of copepods occurs somewhat earlier than the spring flowering of diatoms, and the greatest development of zooplankton biomass does not coincide with the moment of hatching of fish larvae – this creates the phenomenon of the so-called "trophic imbalance". This is confirmed by monitoring scientific observations in the territory of the Arctic Ocean, where it is noted that over the past 30 years the peak of the number of many zooplankton species has shifted approximately 10-22 days earlier and caused the degradation of populations of certain species of fish and seabirds [6].

Numerous scientific studies confirm the fact that temperature influences the reduction of zooplankton body size. According to the metabolic theory of ecology, an increase in temperature stimulates faster development of individuals, but they reach sexual maturity at a smaller body size. In warmer waters, the energy expenditure for maintaining metabolism increases faster than the body's ability to absorb food, which makes large body sizes energetically disadvantageous [7]. Accordingly, this leads to the predominance of small species of copepods, protozoa, and rotifers.

In scientific research, special attention is paid to the process of ocean acidification, which also has a significant negative impact on zooplankton communities. Thus, the absorption of anthropogenic CO_2 leads to a decrease in pH and a decrease in the saturation of water with calcium carbonate, in particular

calcite and aragonite. This process has a very critical impact on pteropods, coccolithophores and foraminifera [8].

It should be noted that an important aspect of global climate change is the «gelatinization» of plankton. The phenomenon is directly related to the rapid development and predominance of cnidarians and jellyfish in the species composition of zooplankton. This is facilitated by the appearance of all the conditions necessary for their development, in particular, a warmer winter period and a longer growing season [9]. Scientific studies show that there is a general trend in the world to reduce the total biomass of zooplankton. According to forecasts, it is expected that by 2100 the total biomass of zooplankton in the World Ocean will decrease by approximately 10-20%, which will lead to a decrease in fish productivity in the future. And the expansion of oxygen minimum zones will complicate the vertical migration of many fish species.

Formulation of the objectives of the article (task statement). The aim of the study is to assess the impact of modern climate change on zooplankton communities based on the analysis of changes in zooplankton indicators of Lake Geneva, as well as to identify the main patterns of zooplankton transformation under the influence of climatic factors. In accordance with the aim, the following tasks were set: to analyze modern trends in the temperature regime of the lake; to determine the features of the structure, dynamics and functioning of zooplankton communities under the influence of climatic factors; to generalize the patterns of zooplankton transformation and assess their ecological consequences.

Materials and methods of the research. The information basis of the research was the works of leading world scientists. The study of the dynamics of climatic indicators was carried out by statistical methods regionally and in the context of the reservoir, in particular using the climatic indicators GISS Surface Temperature Analysis [10] and World meteorological organization [11]. The species composition and dynamics of zooplankton were estimated using the available field work Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman [12–22].

In the research process, a complex of general scientific and special methods was used, in particular, analysis and synthesis of scientific literature, comparative and systematic analysis, statistical methods of data processing, and generalization of the obtained results.

Research results. Over the past decade, Western Europe has been characterized by a gradual increase in air temperature, which directly affects the increase in water temperature and is a reflection of general global climate transformations. It should be noted that such an increase in temperature affects the extension of the summer stratification period and a decrease in the intensity of mixing of water masses in winter, which negatively affects the saturation of

deep water layers with dissolved oxygen. These factors cause stable thermal stratification, which to some extent limits the vertical exchange of energy and substances in the lake.

Lake Geneva, like the entire planet, has been affected by climate change, in particular, the temperature of deep waters (depths over 300 m) has undergone significant changes in the long-term historical trend. Thus, in 1963 it was only 4.4 °C, and in 2016 a temperature of 5.5 °C was already recorded. At the same time, the temperature of surface waters has also undergone changes. In particular, in 1970 it was 10.9 °C, and in 2016 it was 12.9 °C [23].

In Figure 1, we show the dynamics of the average annual water temperature of Lake Geneva for the period 2013 – 2023. Accordingly, during this period, the temperature regime of Lake Geneva water is characterized by general trends towards an increase in average annual temperatures against the background of certain interannual variations.

Thus, in 2013, the average annual water temperature was 10.3 °C. At the same time, in subsequent years, its increase with periodic fluctuations is observed, in particular, up to 12.3 °C in 2018 and 2020 and to a maximum of 12.9 °C in 2022. Despite individual decreases, as in 2016 and especially in 2021, the overall dynamics indicate a steady warming of the lake's water mass. It should be noted that changes in the temperature factor contribute to the development of thermophilic plankton species and may subsequently lead to the complete displacement or reduction of the number of cold-water plankton.

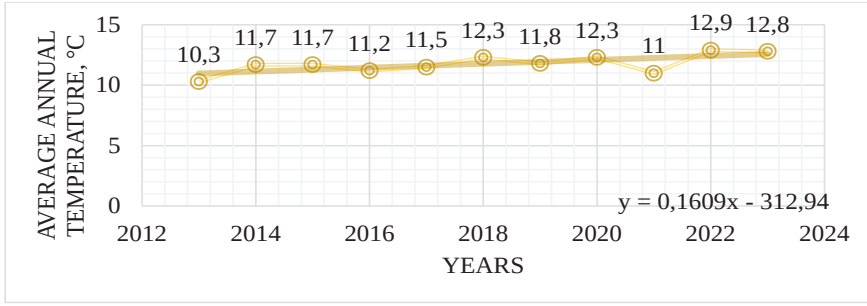


Fig. 1. **Dynamics of changes in the average annual water temperature of Lake Geneva**
Source: developed by the authors based on [24].

An analysis of annual reports revealed that the following groups of zooplankton are widespread in Lake Geneva: copepods (*Copepoda*) and cladocerans (*Cladocera*).

The group of copepod crustaceans that are common within the lake include *Eudiaptomus gracilis* and *Cyclops prealpinus*. The group of branchial crustaceans is represented by plant filter feeders and predators. Plant filter feed-

ers include *Daphnia longispina* (Daphnia) and *Eubosmina sp.* (Bosmina). Predators include *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus.*

At the same time, our study on the dynamics of zooplankton in Lake Geneva indicates that its number has significantly decreased over the period 2013-2023.

Thus, a pronounced tendency to decrease zooplankton communities is characteristic of the ten-year period of research, but there are also insignificant short-term growth phases. In 2013 and 2014, high abundance indicators within the range of 413,000–450,000 individuals/m² are characteristic. A large decline in numbers begins in 2015 and a pronounced downward trend is observed until 2023. In 2023, a slight increase is observed compared to previous years to 109,750 individuals/m², but overall the general trend remains negative. Such trends indicate a long-term decrease in the bioproductivity of zooplankton communities (Fig. 2).

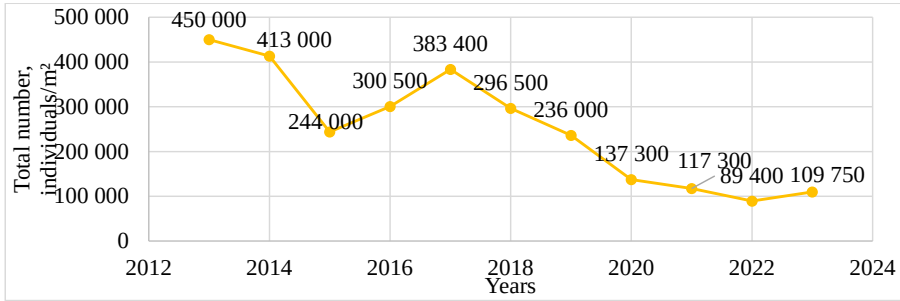
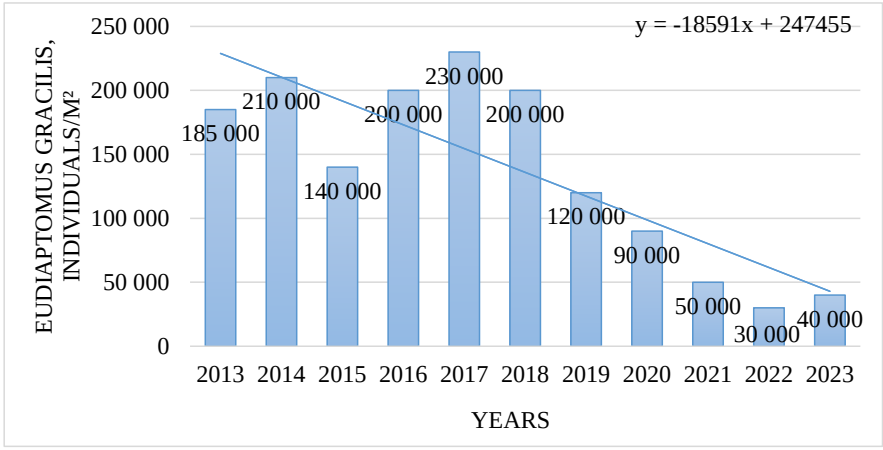


Fig. 2. **Dynamics of zooplankton abundance in Lake Geneva for the period 2013–2023**
Compiled by the authors based on [12–22].

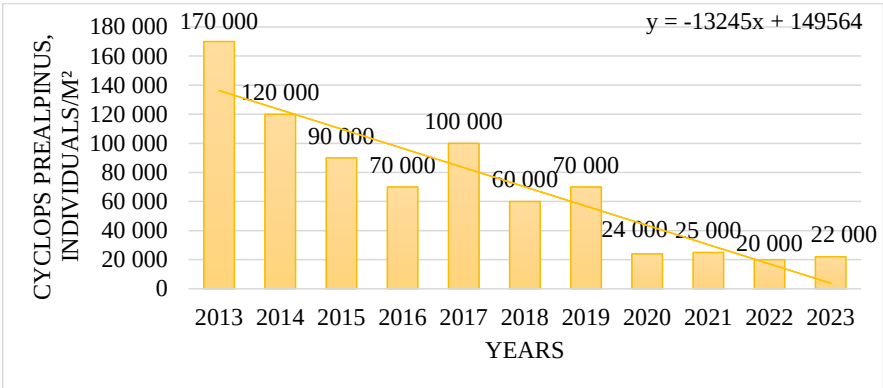
Structural changes in zooplankton communities are characteristic over the ten-year period. During the studied period, copepod crustaceans, in particular *Cyclops prealpinus* and *Eudiaptomus gracilis,* dominate the zooplankton structure. At the same time, the second half of the studied period is characterized by an increase in the role of branchial crustaceans, in particular – *Daphnia longispina.* At the same time, the analyzed data for a ten-year period indicate that throughout the entire research period, the smallest share in the total zooplankton structure was made up of branching predators, in particular *Bythotrephes longimanus* and *Leptodora kindtii.* Overall, the presented dynamics indicate a simplification of the structure of zooplankton communities and a significant decrease in the role of large planktonic forms.

During the study, we examined the species composition of zooplankton in Lake Geneva. Among the copepod crustaceans in the reservoir are *Eudiaptomus gracilis* and *Cyclops prealpinus.* According to the analyzed abundance indicators, these zooplankton forms are the most common in the reservoir, how-

ever, their dynamics towards a decrease over the last 10 years is characteristic. Accordingly, *Cyclops prealpinus* and *Eudiaptomus gracilis* in Lake Geneva are directly related to the complex impact of current climate change, in particular, increased stratification and an increase in the temperature factor. The global increase in temperature leads to a reduction in the period of spring mixing, which in turn causes a decrease in the intensity of nutrient input into the upper layers of the water body. The decrease in the amount of nutrients in the upper layers of the lake negatively affects the number and biomass of phytoplankton, which is the main food resource for copepods, in particular for *Cyclops prealpinus* and *Eudiaptomus gracilis* (Fig. 3).



a) population dynamics of *Eudiaptomus gracilis* (2013–2023)

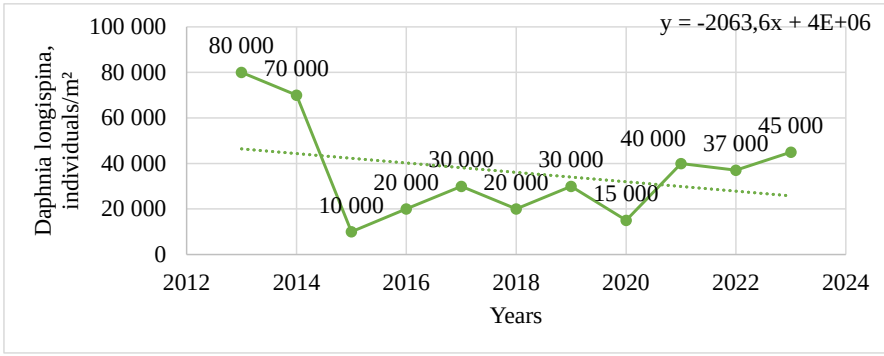


b) dynamics of the number of *Cyclops prealpinus* (2013–2023)

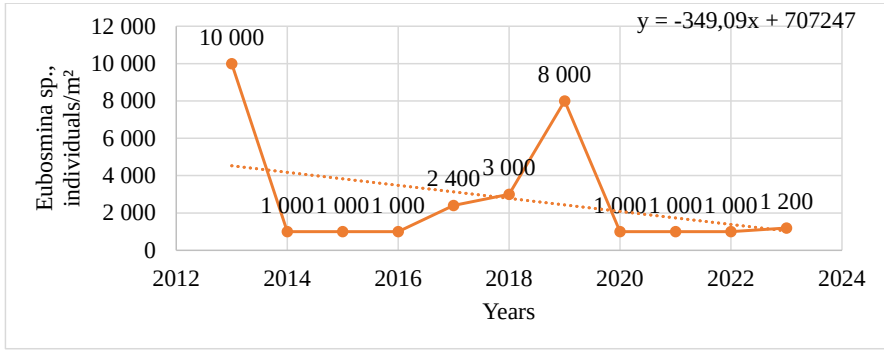
Fig. 3. **Dynamics of the number of copepods (Copepoda) for the period 2012–2023**
Compiled by the authors based on [12–22].

At the same time, higher temperatures lead to a change in the seasonal synchronization between the development of phytoplankton and zooplankton, which leads to the fact that the optimal highest phases of phytoplankton development do not coincide with the periods of maximum consumption of it as a food resource by zooplankton groups. Comparative analysis indicates a significant reduction in the number of both species in 2023 compared to 2013. Thus, the number of *Eudiaptomus gracilis* decreased by about 78,4%, and *Cyclops prealpinus* – by about 87,1%.

Figure 4 presents the dynamics of the abundance of branchial crustaceans, in particular Daphnia longispina and Eubosmina sp., which are herbivorous.



a) dynamics of the number of *Daphnia longispina* (2013–2023)



b) dynamics of *Eubosmina sp.* (2013–2023)

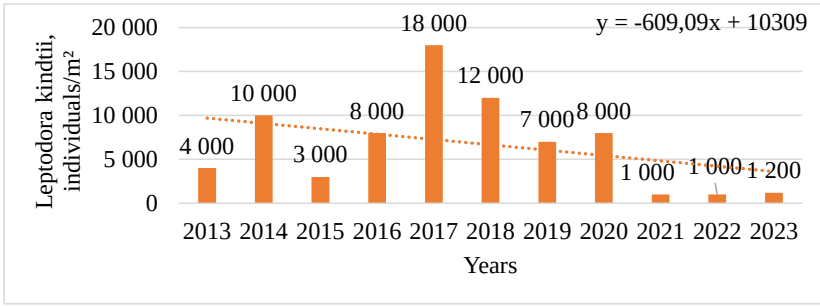
Fig. 4. **Dynamics of the number of branchial-breasted crustacean plant filter feeders (Cladocera) for the period 2012–2023**

Compiled by the authors based on [12–22].

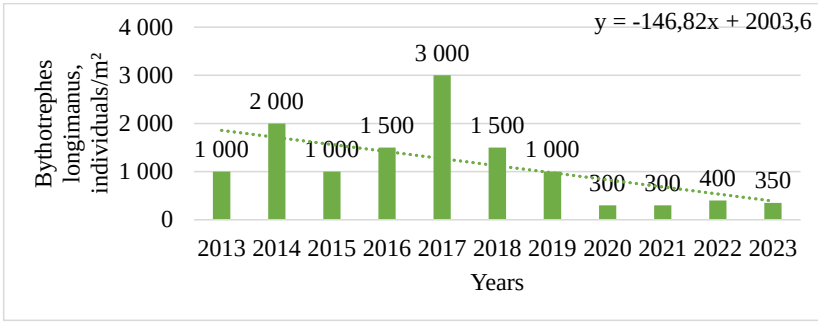
The increase in temperature has a negative impact on herbivorous cnidarians. This is primarily due to the fact that the structure of phytoplankton communities changes with increasing temperature, in particular, less nutritious and small-celled forms, including cyanobacteria, begin to actively develop. This

phytoplankton structure is unfavorable for effective nutrition, in particular, of *Daphnia longispina*, which leads to a decrease in their numbers. At the same time, an increase in temperature causes the activity of predators to increase, which also affects the number of *Daphnia longispina* and *Eubosmina sp.*

Figure 5 presents the dynamics of the abundance of branchial crayfish, in particular Leptodora kindtii and Bythotrephes longimanus, which are predatory.



a) *Leptodora kindtii* population dynamics (2013–2023)



b) Population dynamics of *Bythotrephes longimanus* (2013–2023)

Fig. 5. **Dynamics of the number of branchial barbeled crustaceans (***Cladocera***) for the period 2012–2023**

Compiled by the authors based on [12–22].

These species are the smallest in number in Lake Geneva. It should be noted that throughout the entire period of research, predatory crayfish in Lake Geneva accounted for the smallest share compared to other species. At the same time, it should be noted that during 2013–2023, there is a characteristic trend towards a decrease in their number in the reservoir. It should be noted that the abundance of *Leptodora kindtii* in 2023 decreased by approximately 70% compared to 2013, and the abundance of *Bythotrephes longimanus* in 2023 decreased by approximately 65% compared to 2013. Such trends reflect a sig-

nificant decline in the role of predatory zooplankton in Lake Geneva and may be directly related to ongoing global climate change.

For *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus*, the availability of cold, deep, and well-oxygenated water layers is important, and an increase in temperature negatively affects the presence of dissolved oxygen in the reservoir. At the same time, the increase in temperature is the cause of the reduction in the number of small zooplankton in the reservoir, which is a food resource for predatory cnidarians. The combined effect of these factors leads to a gradual reduction in the number of this zooplankton group in the reservoir.

Conclusions. During the study of Lake Geneva, a clear trend towards an increase in the average annual water temperature during 2013–2023 was identified, which is accompanied by an increase in thermal stratification of the water column and a limitation of vertical mixing. It was found that zooplankton communities undergo significant structural changes under the influence of climatic factors. In particular, there is a tendency towards a decrease in the size of organisms, the dominance of small forms, a shift in the species composition towards thermophilic species, as well as a disruption of the seasonal dynamics of development. The revealed patterns can be used to predict further changes, improve monitoring systems and develop measures for adaptation and sustainable management of aquatic biological resources under conditions of global warming.

Acknowledgements – none.

Funding – none.

Conflict of interest – none.

ОЦІНКА ВПЛИВУ КЛІМАТИЧНИХ ТРАНСФОРМАЦІЙ НА ЗООПЛАНКТОННІ УГРУПУВАННЯ НА ПРИКЛАДІ ЖЕНЕВСЬКОГО ОЗЕРА

Мельниченко С.Г.– *доктор філософії*
orcid.org/0000-0002-5940-7943
Гончарова О.В. – *кандидат сільськогосподарських наук*
orcid.org/0000-0002-9702-7458
Бут Ян – *студент*
Херсонський державний аграрно-економічний університет
melnychenko_s@ksaeu.kherson.ua, anelsatori@gmail.com, Bootyan94@gmail.com

Сучасні кліматичні зміни суттєво впливають на природні екосистеми, особливо на водні, змінюючи температурний, гідрологічний режим та рівень розчиненого кисню, що призводить до трансформацій у структурі та функціонуванні гідробіоценозів. Цілком обґрунтовано виникає потреба в комплексних дослідженнях актуальної тематики: кормових ресурсів акваторій, зокрема, зоопланктону як ключового елементу трофічних ланцюгів. Враховуючи,

що негативні зміни в його угрупуваннях можуть дестабілізувати всю екосистему, знизити рибопродуктивність та вплинути на екосистемні послуги тематика набуває актуальності.

Мета дослідження полягає в оцінці впливу сучасних кліматичних змін на зоопланктонні угрупування водних екосистем на основі аналізу змін біологічних показників Женевського озера, а також у виявленні основних закономірностей трансформації зоопланктону під дією кліматичних факторів.

Об'єктом дослідження є зоопланктон водних екосистем в умовах сучасних кліматичних змін на прикладі Женевського озера.

Предметом дослідження є особливості впливу кліматичних змін на структуру, динаміку та функціональні характеристики зоопланктонних угрупувань, а також взаємозв'язки між абіотичними чинниками середовища та станом планктонних спільнот.

На основі аналізу літературних джерел та статистики встановлено, що кліматичні зміни спричиняють структурну перебудову зоопланктонних угрупувань, яка проявляється у зміні видового складу, зменшенні розмірних характеристик організмів, зміщенні фенологічних фаз розвитку та порушенні синхронізації трофічних ланцюгів. Виявлено тенденцію до домінування дрібних форм зоопланктону, що супроводжується зниженням ефективності трофічності у водних екосистемах. Обґрунтовано, що сукупний вплив кліматичних змін має кумулятивний характер і спричиняє зниження ефективності передачі енергії у трофічних ланцюгах, що може мати довгострокові негативні наслідки для рибопродуктивності та загальної екологічної стабільності водних екосистем.

Сучасні кліматичні зміни є визначальним фактором трансформації зоопланктонних угрупувань і водних екосистем загалом. Виявлені закономірності можуть бути використані для прогнозування подальших змін, вдосконалення систем моніторингу та розробки заходів адаптації і сталого управління водними біоресурсами в умовах глобального потепління.

Ключові слова: водойма, трансформації кліматичних параметрів; зоопланктон; видовий склад; температура води.

BIBLIOGRAPHY

1. Richardson A. J. In hot water: zooplankton and climate change. ICES *Journal of Marine Science*. 2008. Vol. 65, № 3. P. 279-295. DOI: https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn028
2. Arafat M. Y., Bakhtiyar Y., Mir Z. A., Tak H. I. Paradigm of climate change and its influence on zooplankton. *Biosciences Biotechnology Research Asia*. 2021. Vol. 18, № 2. P. 423-438. DOI: http://dx.doi.org/10.13005/bbra/2929
3. McGinty N., Power A. M., Johnson M. P. Variation among northeast Atlantic regions in the responses of zooplankton to climate change: not all areas follow the same path. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 2011. Vol. 400, № 1-2. P. 120-131. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.013
4. Rutherford S., D'Hondt S., Prell W. Environmental controls on the geographic distribution of zooplankton diversity. *Nature*. 1999. Vol. 400, № 6746. P. 749-753. DOI: https://doi.org/10.1038/23449

5. Gómez F. Changes in the Mediterranean phytoplankton community related to climate warming. *Phytoplankton responses to Mediterranean environmental changes.* 2010. № 40. P. 37-42.
6. Schlueter M. H., Merico A., Reginatto M., Boersma M., Wiltshire K. H., Greve W. Phenological shifts of three interacting zooplankton groups in relation to climate change. *Global Change Biology.* 2010. Vol. 16, № 11. P. 3144-3153. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02246.x
7. Evans L. E., Hirst A. G., Kratina, P., Beaugrand G. Temperature-mediated changes in zooplankton body size: large scale temporal and spatial analysis. *Ecography*. 2020. Vol. 43, № 4. P. 581-590. DOI: https://doi.org/10.1111/ecog.04631
8. Mackas D. L., Beaugrand G. Comparisons of zooplankton time series. *Journal of Marine Systems.* 2010. Vol. 79, № 3-4. P. 286-304. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.11.030
9. Li K., Ma J., Huang L., Tan Y., Song X. Environmental drivers of temporal and spatial fluctuations of mesozooplankton community in Daya Bay, northern *South China Sea. Journal of Ocean University of China.* 2021. Vol. 20, № 4. P. 1013-1026. DOI: https://doi.org/10.1007/s11802-021-4602-x
10. GISS Surface Temperature Analysis (v4). National Aeronautics and Space Administration Goddard Institute for Space Studies. URL: https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs_v4/ (дата звернення: 16.02.2026)
11. World meteorological organization. URL: https://wmo.int/ (дата звернення: 10.02.2026)
12. Anneville O., Laine L. Zooplancton du Léman (campagne 2018). Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2019. P. 102–109. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rs2019-05-zooplancton.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
13. Perga M.-E., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva : campagne 2013. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre poll. 2014. P. 102–112. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/zooplancton.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
14. Perga M.-E., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva : campagne 2014. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre poll. 2015. P. 127–136. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/09-zooplancton-camp2014.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
15. Perga M.-E., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva : campagne 2015. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre poll. 2016. P. 95–110. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/5-zooplancton-camp-2015.pdf (дата звернення: 27.02.2026)

16. Rasconi S., Anneville O., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva. Campagne 2019. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2020. P. 112–121. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rs2019-05-zooplancton.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
17. Rasconi S., Anneville O., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva. Campagne 2020. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2021. P. 91–101. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/07-rs-2020-zooplancton.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
18. Rasconi S., Anneville O., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva. Campagne 2021. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2021. P. 92–103. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2024/03/rapport-scientifique-2021-2022-05-zoo.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
19. Rasconi S., Anneville O., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva. Campagne 2022. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2023. P. 86 – 96. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2024/03/rapport-scientifique-2022-2023-05-zoo.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
20. Rasconi S., Anneville O., Laine L. The zooplankton of Lake Geneva. Campagne 2023. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2024. P. 69 – 79. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2025/03/rs-2024-chap5-zooplancton-du-leman.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
21. Anneville O., Laine L. Zooplancton du Léman (campagne 2016). Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2017. P. 111–118. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/06-zooplancton-rs-2017.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
22. Anneville O., Laine L. Zooplancton du Léman (campagne 2017). Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. 2018. P. 113–120. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rs-camp-2017-06zooplancton-v1.pdf (дата звернення: 27.02.2026)
23. Lac Leman (lake of Geneva). URL: https://wldb.ilec.or.jp/Display/html/3469 (дата звернення: 20.02.2026)
24. Tran Khac V., Quetin P., Anneville O. Évolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Campagne 2023. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2023. 2024. P. 13–41. URL: https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2025/03/rs-2024-chap1-evolution-physico-chimique-des-eaux-du-leman-et donneesmeteorologiques.pdf (дата звернення: 27.02.2026)

REFERENCES

1. Richardson, A. J. (2008) In hot water: Zooplankton and climate change. ICES Journal of Marine Science, 65(3), 279–295. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn028
2. Arafat, M. Y., Bakhtiyar, Y., Mir, Z. A., & Tak, H. I. (2021) Paradigm of climate change and its influence on zooplankton. Biosciences Biotechnology Research Asia, 18(2), 423–438. http://dx.doi.org/10.13005/bbra/2929
3. McGinty, N., Power, A. M., & Johnson, M. P. (2011) Variation among northeast Atlantic regions in the responses of zooplankton to climate change: Not all areas follow the same path. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 400(1-2), 120–131. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.013
4. Rutherford, S., D'Hondt, S., & Prell, W. (1999) Environmental controls on the geographic distribution of zooplankton diversity. Nature, 400(6746), 749–753. https://doi.org/10.1038/23449
5. Gómez, F. (2010) Changes in the Mediterranean phytoplankton community related to climate warming. In Phytoplankton responses to Mediterranean environmental changes. CIESM Workshop Monographs No. 40, pp. 37–42.
6. Schlueter, M. H., Merico, A., Reginatto, M., Boersma, M., Wiltshire, K. H., & Greve, W. (2010) Phenological shifts of three interacting zooplankton groups in relation to climate change. Global Change Biology, 16(11), 3144–3153. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02246.x
7. Evans, L. E., Hirst, A. G., Kratina, P., & Beaugrand, G. (2020) Temperature-mediated changes in zooplankton body size: Large scale temporal and spatial analysis. Ecography, 43(4), 581–590. https://doi.org/10.1111/ecog.04631
8. Mackas, D. L., & Beaugrand, G. (2010) Comparisons of zooplankton time series. Journal of Marine Systems, 79(3-4), 286–304. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.11.030
9. Li, K., Ma, J., Huang, L., Tan, Y., & Song, X. (2021) Environmental drivers of temporal and spatial fluctuations of mesozooplankton community in Daya Bay, northern South China Sea. Journal of Ocean University of China, 20(4), 1013–1026. https://doi.org/10.1007/s11802-021-4602-x
10. Goddard Institute for Space Studies. (n.d.). GISS Surface Temperature Analysis (v4) National Aeronautics and Space Administration. Retrieved February 16, 2026, from https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs_v4/
11. World Meteorological Organization. (n.d.). (2026) https://wmo.int/
12. Anneville, O., & Laine, L. (2019) Zooplancton du Léman (campagne 2018) (pp. 102–109). Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rs2019-05-zooplancton.pdf

13. Perga, M.-E., & Laine, L. (2014) The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2013. pp. 102–112. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/zooplancton.pdf
14. Perga, M.-E., & Laine, L. (2015) The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2014. pp. 127–136. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/09-zooplancton-camp2014.pdf
15. Perga, M.-E., & Laine, L. (2016) The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2015. pp. 95–110. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/5-zooplancton-camp-2015.pdf
16. Rasconi, S., Anneville, O., & Laine, L. (2020). The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2019. pp. 112–121. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rs2019-05-zooplancton.pdf
17. Rasconi, S., Anneville, O., & Laine, L. (2021a) The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2020. pp. 91–101. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/07-rs-2020-zooplancton.pdf
18. Rasconi, S., Anneville, O., & Laine, L. (2021b) The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2021. pp. 92–103. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2024/03/rapport-scientifique-2021-2022-05-zoo.pdf
19. Rasconi, S., Anneville, O., & Laine, L. (2023) The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2022. pp. 86–96. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2024/03/rapport-scientifique-2022-2023-05-zoo.pdf
20. Rasconi, S., Anneville, O., & Laine, L. (2024) The zooplankton of Lake Geneva: Campagne 2023. pp. 69–79. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2025/03/rs-2024-chap5-zooplancton-du-leman.pdf
21. Anneville, O., & Laine, L. (2017) Zooplancton du Léman (campagne 2016). pp. 111–118. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/06-zooplancton-rs-2017.pdf
22. Anneville, O., & Laine, L. (2018) Zooplancton du Léman (campagne 2017). pp. 113–120. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rs-camp-2017-06zooplancton-v1.pdf
23. International Lake Environment Committee. (n.d.). (2026) Lac Leman (Lake of Geneva). https://wldb.ilec.or.jp/Display/html/3469
24. Tran Khac, V., Quetin, P., & Anneville, O. (2024) Évolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques: Campagne

2023. pp. 13–41. Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution. https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2025/03/rs-2024-chap1-evolution-physico-chimique-des-eaux-du-leman-et donneesmeteorologiques.pdf

Дата першого надходження статті до видання: 28.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 556.5:631.6:502.51
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.9

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ РУЙНУВАННЯ КАХОВСЬКОЇ ГЕС І ОСУШЕННЯ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА: ВІД ВОДОРЕГУЛЮЮЧОЇ СТАБІЛЬНОСТІ ДО ПОСТІРРИГАЦІЙНОЇ АРИДИЗАЦІЇ

Пічура В.І. *– д.с.-г.н., професор*
orcid.org/0000-0002-0358-1889
Херсонський державний аграрно-економічний університет
pichuravitalii@gmail.com

У статті здійснено оцінку гідроекологічних наслідків руйнування Каховської ГЕС і осушення Каховського водосховища для зони зрошення Півдня України на прикладі Херсонської області та встановлено закономірності переходу агроландшафтів від водорегулюючої стабільності до постірригаційної аридизації. Дослідження базується на інтеграції супутникових, кліматичних та агровиробничих даних і спрямоване на аналіз змін водного режиму, гідротермічних умов і біопродуктивності у 2021–2025 рр. Показано, що до 2023 року Каховське водосховище виконувало функцію ключового гідрологічного буфера, забезпечуючи акумуляцію та перерозподіл водних ресурсів, підтримання продуктивної ґрунтової вологи, пом'якшення температурних екстремумів і стабілізацію аграрного виробництва. Осушення водосховища спричинило системний гідрологічний колапс, що проявився у припиненні водоподачі до магістральних каналів, порушенні водного балансу та переході до кліматично детермінованого функціонування території. Супутниковий аналіз індексу OTCI засвідчив поетапне зниження хлорофільної активності рослинного покриву та деградацію біопродуктивності. Просторова структура цих змін узгоджується із зонами втрати іригаційного водозабезпечення та впливу Каховського водосховища, що підтверджує їх гідроекологічну природу. У 2024–2025 рр. сформувався стійкий атмосферно-ґрунтовий водний дефіцит, зумовлений поєднанням високих температур, дефіциту опадів і зростання випаровування. Динаміка врожайності відображає інтегральний ефект трансформацій: у 2025 році її рівень знизився на 70–90% порівняно з довоєнним періодом. Це свідчить про втрату продукційної стійкості агроландшафтів і формування постірригаційного режиму їх функціонування. Обґрунтовано, що встановлені зміни відповідають постірригаційній аридизації – специфічному типу гідроекологічної трансформації, пов'язаному з втратою водорегулюючого ядра системи. Результати дослідження мають практичне значення для розроблення стратегій післявоєнного відновлення територій і трансформації систем водозабезпечення в умовах кліматичних змін.

Ключові слова: Каховське водосховище, гідроекологічна трансформація, зрошувані агроландшафти, постірригаційна аридизація, водний режим, гідротермічні умови, OTCI, біопродуктивність, супутниковий моніторинг, Херсонська область.

Постановка проблеми. Повномасштабна військова агресія російської федерації проти України стала потужним чинником трансформації природно-антропогенних систем, зокрема водозалежних агроландшафтів південного регіону країни. Найбільш критичні зміни відбулися у межах зони зрошуваного землеробства Півдня України, де функціонування природно-господарських систем тривалий час визначалося антропогенно регульованим гідрологічним режимом, сформованим завдяки Каховському водосховищу та розгалуженій іригаційній інфраструктурі. Війна істотно загострила наявні проблеми водної безпеки, порушила роботу водогосподарських систем і створила нові ризики для екологічної стійкості територій, що вже перебували під впливом кліматичних змін і зростаючого дефіциту водних ресурсів [1-5].

Південь України характеризується підвищеною кліматичною вразливістю, дефіцитом водних ресурсів і значною залежністю агровиробництва від штучного водопостачання. У степовій зоні річна кількість атмосферних опадів становить 300–500 мм, тоді як потенційна евапотранспірація більш ніж у 2 рази перевищує їх надходження. За таких умов саме іригаційні системи забезпечували стабілізацію водного балансу, підтримання продуктивної ґрунтової вологи, пом'якшення теплового навантаження та функціонування агроландшафтів у вододефіцитному середовищі [1, 6, 7]. Посилення аридизаційних тенденцій, зростання частоти екстремально високих температур і збільшення ймовірності атмосферних і ґрунтових посух формують довготривалі гідроекологічні ризики для агроекосистем степової зони України [8].

Ключовим водорегулюючим елементом регіональної гідрологічної системи впродовж другої половини XX – початку XXI століття було Каховське водосховище. Воно виконувало функції акумуляції та перерозподілу водних ресурсів, підтримання рівнів ґрунтових вод, регуляції поверхневого стоку, водопостачання та забезпечення функціонування зрошувальних систем. У межах Півдня України Каховське водосховище формувало водогосподарське ядро, від якого залежали зрошення, водозабезпечення населених пунктів, промисловості, аграрного сектору та екологічний стан водозалежних територій [5, 9, 10]. Додаткове надходження вологи в агроландшафти сприяло активізації ґрунтотворних і гідрологічних процесів, зниженню температурного навантаження, підвищенню біопродуктивності та стабілізації врожайності сільськогосподарських культур [7, 11].

Руйнування греблі Каховської ГЕС у червні 2023 року та подальше осушення Каховського водосховища спричинили масштабну гідроекологічну трансформацію регіону Нижнього Дніпра та прилеглих територій. Наслідками катастрофи стали втрата водорегулюючої функції системи, порушення балансу поверхневих і підземних вод, припинення подачі води

до магістральних каналів, зміна температурного та гідрохімічного режимів, трансформація руслових і заплавних процесів, а також формування довготривалих екологічних ризиків для водних і наземних екосистем [2, 5, 9, 10, 12]. Для зони зрошення це означало втрату головного джерела іригаційного водозабезпечення та перехід від керованого водного режиму до кліматично детермінованого функціонування території.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Сучасна трансформація, зумовлена втратою водогосподарського ядра, має комплексний, багатофакторний характер і формується під впливом поєднання воєнних, гідрологічних і кліматичних чинників. Разом із припиненням іригаційного водозабезпечення відбуваються руйнування гідротехнічної та енергетичної інфраструктури, зниження рівнів ґрунтових вод, порушення гідрологічної зв'язаності території, деградація водойм і водотоків, обмеження доступу до водних і земельних ресурсів, мінування територій та скорочення площ сільськогосподарського використання [10, 13, 14]. У цих умовах водна безпека України набуває критичного значення, оскільки руйнування водогосподарської інфраструктури підсилює залежність природно-господарських систем від кліматичних екстремумів, обмежує можливості управління водними ресурсами та істотно ускладнює процеси післявоєнного відновлення територій [3–5, 10].

Ключовим наслідком зазначених процесів є втрата гідроекологічної стабільності та біокліматичної стійкості території. Втрата водного буфера посилює залежність природно-господарських систем від кліматичних коливань, що проявляється у зростанні дефіциту ґрунтової вологи, підвищенні теплового навантаження та деградації рослинного покриву. У системному вимірі така трансформація може розглядатися як режимний зсув, тобто перехід складної екосистеми до нового стану функціонування після втрати стабілізуючого чинника [15-18]. Для зони зрошення таким стабілізуючим чинником було іригаційне водопостачання, яке забезпечувало гідрологічну буферність, підтримувало продуктивну вологу ґрунту та зменшувало прояви літнього водно-теплового стресу.

На відміну від класичних процесів аридизації, зумовлених переважно кліматичними чинниками, сучасна трансформація зони зрошення має виражений гідроекологічний характер, оскільки пов'язана з втратою ключового водорегулюючого елемента системи. Постірригаційна аридизація формується як результат поєднання кліматичного водного дефіциту, припинення штучного водопостачання, зниження доступної ґрунтової вологи та деградації рослинного покриву [19]. Подібні процеси вимагають комплексної оцінки, що поєднує аналіз водного режиму, гідротермічних умов, ґрунтового зволоження та біофізичного стану рослинності [20-22].

Важливим інструментом дослідження таких трансформацій є дистанційне зондування Землі та геоінформаційний аналіз. Супутникові

показники забезпечують можливість оцінювати просторово-часові зміни рослинного покриву, температурного режиму та ґрунтового зволоження на великих територіях, зокрема в умовах обмеженого доступу до польових даних через окупацію та воєнні ризики. Індекс OTCI, розроблений для Sentinel-3 OLCI, є чутливим до вмісту хлорофілу, фізіологічного стану рослинності та змін фотосинтетичної активності [23, 24]. У поєднанні з даними щодо ґрунтової вологи, гідротермічних умов і кліматичних аномалій він може використовуватися як біофізичний індикатор гідроекологічного стресу території.

Дослідження, присвячені наслідкам руйнування Каховської ГЕС та осушення водосховища, вже висвітлюють зміни в межах колишньої акваторії, трансформацію рослинного покриву осушеного ложа, природні сценарії розвитку території та екологічні наслідки катастрофи [9, 12, 25-30]. Водночас гідроекологічні наслідки втрати водосховища саме для зони зрошення півдня України, включно з переходом від водорегулюючої стабільності до постірригаційної аридизації, потребують окремого комплексного аналізу.

Мета дослідження – оцінити гідроекологічні наслідки руйнування Каховської ГЕС і осушення Каховського водосховища та встановити просторово-часові закономірності переходу зони зрошення Херсонської області від водорегулюючої стабільності до постірригаційної аридизації.

Матеріали і методи досліджень.

Територія дослідження. Об’єктом дослідження є зона зрошення Херсонської області як водозалежна природно-господарська система, функціонування якої більше 60 років визначалося регульованим гідрологічним режимом Каховського водосховища та пов’язаною з ним гідромеліоративною інфраструктурою. Територія розташована на півдні України в межах Причорноморської низовини та належить до степової природно-кліматичної зони. Регіон характеризується високими температурами повітря, низькою кількістю атмосферних опадів, значним дефіцитом природного вологозабезпечення та критичною залежністю агроекосистем від штучного водопостачання [7, 10].

У гідроекологічному аспекті Херсонська область є одним із ключових регіонів Півдня України, де водний режим агроландшафтів визначався поєднанням дефіциту атмосферних опадів і функціонування великих водорегулюючих та іригаційних систем. До руйнування греблі Каховської ГЕС Каховське водосховище виконувало роль базового регулятора водного балансу території, забезпечуючи акумуляцію прісної води, живлення магістральних каналів, підтримання рівнів ґрунтових вод, перерозподіл водних ресурсів на відстань понад 200 км і стабілізацію продукційних процесів у зоні зрошення.

Загальна площа Херсонської області становить 2 846,1 тис. га, з яких 1 971,0 тис. га, або 69,3%, припадає на землі сільськогосподарського призначення. Площа ріллі становить 1 777,6 тис. га. Така структура землекористування свідчить про високий рівень аграрного освоєння території та значну залежність її екологічної стійкості від стану водного режиму. В умовах степового клімату саме співвідношення між природним зволоженням, штучним водопостачанням, рівнями ґрунтових вод і випаровувальними втратами визначає здатність агроландшафтів підтримувати біопродуктивність та екологічну рівновагу.

Ґрунтовий покрив області представлений переважно малогумусними південними чорноземами та темно-каштановими ґрунтами. Частка південних чорноземів становить 43,7% загальної площі, темно-каштанових ґрунтів – 30,7%. Вміст гумусу в ґрунтах регіону варіює в межах 0,30–3,85%, що свідчить про підвищену вразливість ґрунтового покриву до деградаційних процесів за умов дефіциту вологи, високого термічного навантаження та інтенсивного землекористування. У гідроекологічному контексті ці ґрунти є чутливими до змін водного балансу, оскільки втрата регулярного зволоження може спричиняти прискорення процесів дегуміфікації, дефляції, вторинного засолення, ущільнення, зниження біологічної активності та втрату продуктивної вологи.

Проєктна площа зрошуваних земель області становила 426,4 тис. га, що складало близько 20% зрошуваних площ України (рис. 1). Фактичне використання зрошувальних систем у 2003–2021 рр. коливалося в межах 250–315 тис. га. Основні зрошувальні системи зосереджені на лівобережжі Дніпра, зокрема Каховська, Каланчацька та Краснознам'янська, джерелом водопостачання яких було Каховське водосховище. Саме ці системи формували просторовий каркас штучного водозабезпечення території та забезпечували підтримання водного режиму агроландшафтів у найбільш посушливій частині області.

Частина Інгулецької зрошувальної системи функціонувала на правобережжі області та використовувала води річки Інгулець із підвищеною мінералізацією. Це зумовлювало специфіку гідрохімічного режиму правобережних зрошуваних земель і підвищувало значення контролю якості поливної води для запобігання вторинному засоленню ґрунтів. Таким чином, територія дослідження поєднує різні типи водозабезпечення: великомасштабне водопостачання з Каховського водосховища, локальні системи зрошення, правобережне використання вод Інгульця та природне атмосферне зволоження, що створює складну гідроекологічну структуру регіону.

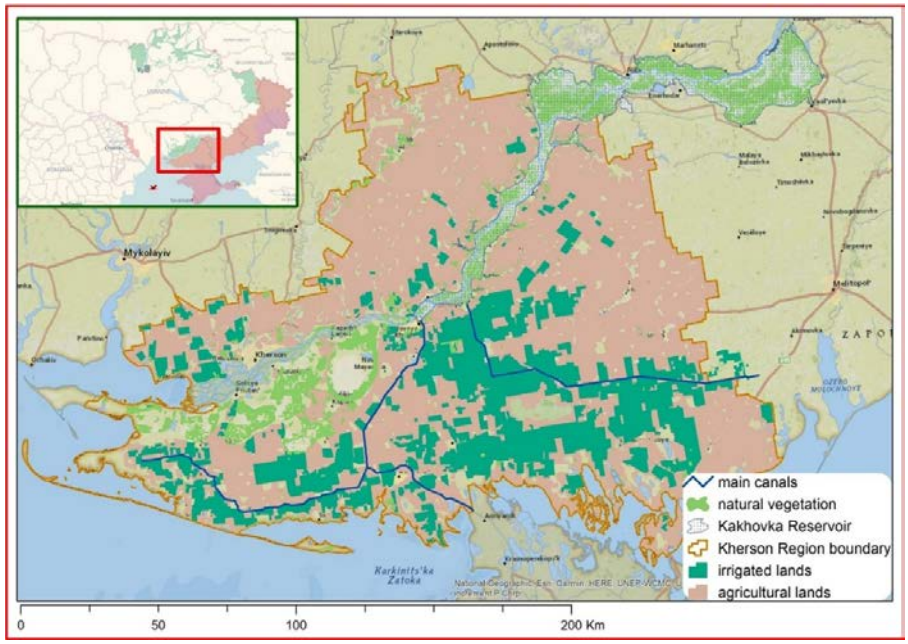


Рис. 1. **Розміщення зрошуваних земель і магістральних зрошувальних каналів у межах Херсонської області**

Територія характеризується посушливим степовим кліматом, високою сумою активних температур понад 3000 °С за рік і дефіцитом атмосферного зволоження у вегетаційний період. Середньорічна кількість атмосферних опадів становить 300–500 мм, причому майже кожен другий рік їх обсяг є критично низьким – менше 400 мм. Потенційна евапотранспірація приблизно вдвічі перевищує надходження атмосферних опадів, що зумовлює природну аридизацію території та критичну залежність агровиробництва від штучного водопостачання.

За таких умов Каховське водосховище та зрошувальні системи виконували комплексну виробничу та гідроекологічну функцію. Вони підтримували водний баланс території, сприяли поповненню запасів ґрунтової вологи, впливали на рівні ґрунтових вод, зменшували прояви атмосферної та ґрунтової посухи, забезпечували транспіраційне охолодження рослинного покриву та частково пом'якшували локальні прояви теплового стресу. Після втрати цього водорегулюючого елемента природна посушливість регіону стала визначальним чинником функціонування агроландшафтів.

Станом на лютий 2026 року тимчасово окупованими російським агресором залишаються 72,11% території Херсонської області, зокрема вся лівобережна її частина, де зосереджено близько 93% зрошуваних

земель області, 425 населених пунктів і значна частина аграрної та водогосподарської інфраструктури. Ця обставина має принципове значення для інтерпретації результатів дослідження, оскільки окупація території обмежує можливості наземного моніторингу, ускладнює управління водними ресурсами, відновлення каналів і насосних станцій, а також посилює значення дистанційного зондування Землі та геоінформаційного аналізу як основних інструментів оцінювання гідроекологічних змін.

Періоди дослідження. Для просторово-часового аналізу гідроекологічної трансформації зони зрошення Херсонської області обрано період 2021–2025 рр., який охоплює послідовні етапи переходу від водорегулюючої стабільності до постірригаційної аридизації. Такий часовий інтервал дозволяє порівняти стан території до початку повномасштабної війни, у період часткового порушення функціонування водогосподарських систем, після руйнування Каховської ГЕС та в перші повні вегетаційні сезони без зрошення та осушення Каховського водосховища.

2021 рік – розглядався як довоєнний референтний період функціонування іригаційної системи. У цей час Каховське водосховище виконувало важливу водорегулюючу функцію, забезпечувало подачу води до магістральних каналів, підтримувало роботу зрошувальних систем, формувало умови для стабільного водозабезпечення агроландшафтів і населених пунктів. Цей період використано як базовий для оцінювання просторової структури зрошення, біопродуктивності рослинного покриву та гідротермічних умов.

2022 рік – характеризувався як етап часткового порушення функціонування агровиробництва, водогосподарської та зрошувальної інфраструктури в умовах повномасштабної війни. На цьому етапі проявилися перші ознаки дестабілізації системи: скорочення оброблюваних площ, пошкодження інфраструктури, обмеження доступу до полів, порушення логістики та зростання воєнного впливу. Водночас Каховське водосховище ще зберігало водорегулюючу роль, тому 2022 рік можна розглядати як перехідний між довоєнною іригаційною стабільністю та подальшим гідрологічним колапсом.

2023 рік – є переломним етапом дослідження, оскільки 6 червня 2023 року відбулося руйнування Каховської ГЕС, подальше осушення Каховського водосховища та втрата основного джерела іригаційного водозабезпечення Півдня України. Для зони зрошення Херсонської області це означало припинення подачі води до магістральних каналів, втрату водорегулюючого буфера, порушення взаємозв'язків між поверхневими та підземними водами, а також різке зростання залежності агроландшафтів від атмосферних опадів.

2024–2025 рр. – розглядалися як перші повні вегетаційні сезони без функціонування Каховського водосховища як джерела зрошення та

регулятора водного режиму. Саме в цей період стали найбільш виразними наслідки постірригаційної трансформації: формування стійкого водного дефіциту, посилення теплового навантаження, зниження біопродуктивності рослинного покриву, деградація агроекосистем і посилення ознак аридизації.

Ключовим аналітичним місяцем обрано липень як період максимального теплового навантаження та водного стресу рослин. У гідроекологічному аспекті липень є найбільш інформативним періодом для діагностики порушень водного режиму, оскільки саме в цей час поєднуються високі температури, інтенсивне випаровування, зниження доступної ґрунтової вологи та максимальна потреба рослин у воді. За умов функціонування зрошення ці чинники частково компенсувалися штучним водопостачанням, тоді як у постірригаційний період вони безпосередньо трансформуються у водний і тепловий стрес.

Саме в липні відбуваються критично важливі фенологічні фази розвитку пізніх ярих культур – соняшнику, кукурудзи, сої та овочевих культур, які на зрошуваних землях перебувають у стадіях активної вегетації, цвітіння та формування біомаси. Це забезпечує найбільш контрастну диференціацію між зрошуваними, прилеглими та незрошуваними землями. Тому липень обрано як репрезентативний період для виявлення просторових наслідків втрати іригаційного водозабезпечення, оцінювання біофізичного стану рослинності та діагностики гідроекологічної деградації території.

Джерела даних. У дослідженні використано комплекс різнотипних даних, що дозволяють оцінити зміни водного режиму, кліматичних умов, стану рослинності, гідротермічного навантаження та агровиробничої продуктивності. Інтеграція гідрогеологічних, меліоративних, кліматичних, супутникових і статистичних даних забезпечила можливість комплексної оцінки гідроекологічної трансформації території після втрати водорегулюючої функції Каховського водосховища.

До основних джерел даних належать матеріали Каховської гідрогеолого-меліоративної експедиції, які використано для аналізу розподілу гідротехнічної мережі, просторового положення зрошуваних земель, функціональної структури меліоративних систем і рівнів залягання ґрунтових вод. Ці дані є важливими для оцінювання довоєнної гідроекологічної організації території, оскільки дозволяють визначити просторові зони впливу зрошення, ділянки з близьким заляганням ґрунтових вод і території, найбільш чутливі до порушення водного балансу.

Дані Державного агентства водних ресурсів України використано для характеристики площ зрошення, обсягів водозабору, подачі зрошувальної води та функціонування водогосподарської інфраструктури. Вони

дали змогу оцінити роль Каховського водосховища у забезпеченні штучного водопостачання, а також кількісно описати зміну водогосподарського режиму після руйнування гідротехнічного комплексу.

Матеріали Департаменту розвитку сільського господарства та зрошення Херсонської обласної державної адміністрації використано для аналізу динаміки врожайності, втрат посівів, скорочення оброблюваних площ і загального стану аграрного виробництва. У межах цього дослідження агровиробничі показники розглядалися як опосередковані індикатори гідроекологічного стану території, що відображають наслідки втрати водного забезпечення, посилення посухи та деградації рослинного покриву.

Кліматичний блок даних сформовано на основі матеріалів Meteostat (https://meteostat.net/), NOAA GSOD (https://www.ncei.noaa.gov/) та ERA5-Land (https://cds.climate.copernicus.eu/). Для аналізу використано показники атмосферних опадів, середньої та максимальної температури повітря, суми активних температур, кількості днів із максимальною температурою понад +35°C, нічних температур і потенційного випаровування. Поєднання станційних спостережень і реаналізу забезпечило можливість перевірки узгодженості кліматичних рядів, оцінювання температурних аномалій і визначення гідротермічного навантаження на територію у критичні періоди вегетації.

Супутникові дані Sentinel-3 OLCI (https://browser.dataspace.copernicus.eu/) використано для оцінювання хлорофільної активності рослинного покриву за індексом OTCI. Ці дані дозволяють здійснювати просторово-часовий моніторинг стану рослинності на регіональному рівні та виявляти реакцію агроландшафтів на зміну водного режиму. В умовах обмеженого доступу до значної частини території через окупацію та воєнні дії, дистанційне зондування Землі є ключовим джерелом об'єктивної інформації про стан природно-господарських систем.

Крім того, використано геоінформаційні шари зрошувальних систем, магістральних каналів, землекористування, природної дренажної мережі, водойм, водотоків та меж адміністративних одиниць. Просторова інтеграція цих шарів дала змогу встановити взаємозв'язок між гідротехнічною інфраструктурою, природними елементами водного перерозподілу, структурою землекористування та зонами деградації рослинного покриву.

Комплексне використана база даних дозволила оцінити гідроекологічні наслідки осушення Каховського водосховища на кількох рівнях: водогосподарському – через зміну функціонування зрошувальних систем; гідрокліматичному – через динаміку опадів, температури, ГТК та ET_0; біофізичному – через зміну хлорофільної активності рослинності; просторовому – через геоінформаційний аналіз зон трансформації.

Оцінювання хлорофільної активності рослинності за індексом OTCI. Для оцінювання стану рослинного покриву, інтенсивності фотосин-

тетичної активності та просторово-часової динаміки біопродуктивності використано Terrestrial Chlorophyll Index (OTCI). У межах цього дослідження OTCI розглядається як показник вмісту хлорофілу та біопродуктивності, а також як біофізичний індикатор гідроекологічного стану території. Такий підхід обґрунтований тим, що хлорофільна активність рослинного покриву безпосередньо реагує на зміни доступної ґрунтової вологи, інтенсивність теплового навантаження, порушення водного балансу та розвиток водного стресу.

Індекс розраховано на основі супутникових даних Sentinel-3 OLCI Level-1B. Використання даних Sentinel-3 є доцільним для регіональних досліджень гідроекологічної трансформації, оскільки просторове охоплення сенсора дозволяє аналізувати великі території зрошуваних і незрошуваних земель, а спектральні канали в області red-edge є чутливими до змін фізіологічного стану рослинності.

OTCI визначали за формулою [23, 24]:

$$OTCI = (B12 - B11) / (B11 - B10) \quad (1)$$

де B10, B11, B12 – значення відбиття відповідних спектральних каналів сенсора OLCI: B10 – червона зона спектра, чутлива до поглинання хлорофілом; B11 – зона red-edge; B12 – ближній інфрачервоний діапазон.

Алгоритм базується на аналізі форми спектральної кривої в області red-edge, що є чутливою до концентрації хлорофілу, щільності листкового покриву та фізіологічного стану рослинності. Зміщення та зміна крутизни red-edge ділянки спектра відображають зміни пігментного складу рослин, їх водозабезпечення, активності фотосинтезу та ступеня стресового навантаження. Саме тому OTCI є придатним для виявлення деградації рослинного покриву, зниження продуктивності агроценозів і просторової ідентифікації зон гідроекологічного стресу.

Отримані значення OTCI інтерпретували відповідно до шкали хлорофільної активності: менше 1,8 – дуже низька; 1,8–2,2 – низька; 2,2–2,5 – середня; 2,5–3,0 – підвищена; 3,0–3,5 – висока; понад 3,5 – дуже висока.

У гідроекологічній інтерпретації низькі значення OTCI свідчать про пригнічений стан рослинності, дефіцит хлорофілу, водний або тепловий стрес, зниження транспіраційної активності та втрату продукційної стійкості агроландшафтів. Значення менше 2,2 розглядалися як індикатор значного гідроекологічного стресу, що пов'язаний із дефіцитом продуктивної ґрунтової вологи, припиненням зрошення або несприятливими гідротермічними умовами. Значення 2,5–3,0 і вище характеризують задовільний або добрий стан рослинного покриву, активний фотосинтез, достатнє забезпечення вологою та вищу біопродуктивність агроценозів.

Порівняння значень OTCI між довоєнним, воєнним і постірригаційним періодами дозволило оцінити просторово-часову реакцію рослинності

на втрату водорегулюючої функції Каховського водосховища. Особлива увага приділялася липневим значенням індексу, оскільки в цей період рослинність найбільш чутливо реагує на дефіцит вологи, а контраст між зрошуваними та незрошуваними землями є найбільш виразним.

OTCI використано як інтегральний біоіндикатор каскадної гідроекологічної трансформації «осушення водосховища → втрата зрошення → дефіцит ґрунтової вологи → посилення теплового стресу → зниження хлорофільної активності → деградація рослинного покриву».

Оцінювання гідротермічних умов. Для оцінювання атмосферної посухи та співвідношення між надходженням вологи і тепловими ресурсами використано гідротермічний коефіцієнт (ГТК). Цей показник є інформативним для степових територій, де водний режим агроландшафтів визначається сумою опадів, інтенсивністю теплового навантаження та випаровувального попиту атмосфери.

Гідротермічний коефіцієнт розраховували за формулою [8]:

$$\text{ГТК} = \frac{\sum P}{0.1 \sum T_{>10}} \quad (2)$$

де P – сума опадів за період із середньодобовою температурою повітря понад 10°C; ΣT>10 – сума активних температур вище 10°C.

Класифікацію умов зволоження здійснювали за такими градаціями: понад 1,3 – надмірно вологі умови; 1,0–1,3 – достатнє зволоження; 0,7–1,0 – недостатнє зволоження; 0,5–0,7 – посушливі умови; менше 0,5 – дуже посушливі умови.

У межах дослідження ГТК використовувався як показник атмосферного водного дефіциту, що дозволяє порівнювати різні роки за ступенем гідротермічного навантаження. Особливе значення цей показник має для постірригаційного періоду, коли після втрати Каховського водосховища атмосферні опади стали основним джерелом вологозабезпечення агроландшафтів. За таких умов навіть помірне зменшення кількості опадів або підвищення температури може призводити до різкого зниження водозабезпеченості рослин.

Додатково проаналізовано середню температуру липня, аномалію температури відносно кліматичної норми 1991–2020 рр., суму активних температур, кількість днів із максимальною температурою понад +35 °C, максимальні денні температури, нічні температури, суму опадів і потенційне випаровування. Такий комплекс показників дозволяє оцінити рівень атмосферної посухи, інтенсивність теплового та випаровувального навантаження на територію.

Показник потенційного випаровування ET_0 використано для характеристики випаровувального попиту атмосфери. У поєднанні з кількістю опадів і ГТК він дозволяє визначити ступінь водного дисбалансу в критичний період вегетації. В умовах функціонування зрошення високі значення

ET_0 частково компенсувалися штучним водопостачанням, тоді як після осушення Каховського водосховища вони стали чинником швидкого виснаження доступної ґрунтової вологи.

Окрему увагу приділено кількості днів із максимальною температурою понад +35 °C, оскільки такі температури є критичними для багатьох сільськогосподарських культур у фазах цвітіння, запилення та формування генеративних органів. Поєднання високих денних температур із підвищеними нічними температурами посилює фізіологічний стрес рослин, збільшує дихальні втрати асимілятів і знижує ефективність фотосинтезу. У гідроекологічному контексті це означає послаблення здатності рослинного покриву виконувати регуляторні функції, зокрема транспіраційне охолодження та підтримання мікрокліматичної стабільності.

Оцінювання гідротермічних умов дозволило встановити, яким чином втрата водорегулюючої функції Каховського водосховища посилила чутливість території до кліматичних екстремумів і сприяла переходу від іригаційно стабілізованого водного режиму до постірригаційної аридизації.

Геоінформаційний аналіз. Просторове моделювання досліджуваних процесів виконано із застосуванням геоінформаційних технологій у програмному середовищі ArcGIS. Методичний підхід ґрунтувався на комплексній обробці та інтеграції різнотипних просторових даних, зокрема дешифруванні супутникових знімків, накладанні тематичних шарів і подальшій тематичній інтерпретації.

Геоінформаційний аналіз був спрямований на виявлення просторових закономірностей гідроекологічної трансформації території після втрати водорегулюючої функції Каховського водосховища. Основна увага приділялася зіставленню просторового розміщення зрошуваних земель, магістральних каналів, природної дренажної мережі, зон із різним рівнем ґрунтового зволоження та ділянок деградації рослинного покриву.

Геоінформаційний аналіз включав просторову ідентифікацію зрошуваних земель, аналіз розміщення магістральних каналів і гідротехнічної мережі, оцінювання змін хлорофільної активності рослинного покриву, порівняння стану зрошуваних і незрошуваних земель, визначення зон найбільш інтенсивної деградації рослинності та узгодження супутникових індикаторів із кліматичними й агровиробничими даними.

Окремим етапом було зіставлення зон колишнього іригаційного впливу з динамікою OTCI у 2021–2025 рр. Це дозволило визначити просторово-часову відмінність території найбільшого зниження хлорофільної активності з масивами, які до 2023 року залежали від водопостачання з Каховського водосховища. Такий підхід дав змогу інтерпретувати деградацію рослинного покриву як наслідок кліматичної посухи і результат втрати гідроекологічного регулювання.

Також здійснювалося порівняння правобережної та лівобережної (окупованої рф) частин області з урахуванням відмінностей у джерелах водопостачання, структурі зрошувальних систем і доступності земель для господарського використання. Це дозволило врахувати просторову неоднорідність гідроекологічної трансформації та уникнути надмірного узагальнення результатів для всієї території області.

На основі інтеграції супутникових, кліматичних, меліоративних і просторових даних було сформовано аналітичну схему оцінки гідроекологічних наслідків руйнування Каховської ГЕС і осушення водосховища. Вона передбачала послідовний аналіз таких взаємопов'язаних блоків: втрата водорегулюючої функції; порушення зрошувального водопостачання; посилення гідротермічного стресу; зниження хлорофільної активності рослинного покриву; деградація біопродуктивності агроландшафтів.

Геоінформаційний підхід забезпечив просторову верифікацію гідроекологічних змін і дозволив встановити причинно-наслідкові зв'язки між руйнуванням водогосподарської інфраструктури, втратою зрошення, зміною водного режиму та деградацією рослинного покриву в зоні зрошення та впливу осушеного водосховища в межах територій Херсонської області.

Результати дослідження

Довоєнний стан функціонування зони зрошення як водорегульованої гідроекологічної системи. До початку повномасштабних воєнних дій зрошуване землеробство було визначальним чинником функціонування природно-господарських систем Херсонської області та важливою складовою продовольчої безпеки Півдня України. Водночас у межах цього дослідження зрошення розглядається як агротехнологічний інструмент підвищення врожайності та ключовий елемент гідроекологічного регулювання території. Саме Каховське водосховище та пов'язана з ним мережа магістральних каналів забезпечували формування антропогенно регульованого водного режиму, який компенсував природний дефіцит атмосферного зволоження у степовій зоні.

Води Каховського водосховища забезпечували зрошення основних меліоративних масивів області, а зрошувальні системи станом на 2021 рік підтримували полив близько 315 тис. га сільськогосподарських угідь. Такий масштаб штучного водопостачання формував просторово розгалужену систему перерозподілу вологи, яка впливала на врожайність культур та рівні ґрунтових вод, мікрокліматичні умови, стан рослинного покриву, водність локальних водойм і загальну гідроекологічну стійкість агроландшафтів.

Зрошення забезпечувало значне підвищення продуктивності агроландшафтів. Урожайність зернових культур на зрошуваних землях досягала 3,8–5,4 т/га порівняно з близько 2,0-2,4 т/га на незрошуваних зем-

лях. Крім прямого продукційного ефекту, іригація формувала сприятливі мікрокліматичні умови, підтримувала водний баланс ґрунтів, зменшувала прояви теплового стресу в періоди високих температур і забезпечувала стабільну біофізичну активність рослинного покриву в критичні фази вегетації.

Добра зволоженість території Херсонської області забезпечувалася комплексним перерозподілом вологи через природні водотоки та гідротехнічну мережу зрошувальних систем (рис. 2). Профільно-горизонтальний перерозподіл водних потоків відбувався з півночі на південь області, що сприяло підтриманню водності водойм і водотоків, збалансованості водного режиму території та добрій біологічній активності ґрунтового покриву.

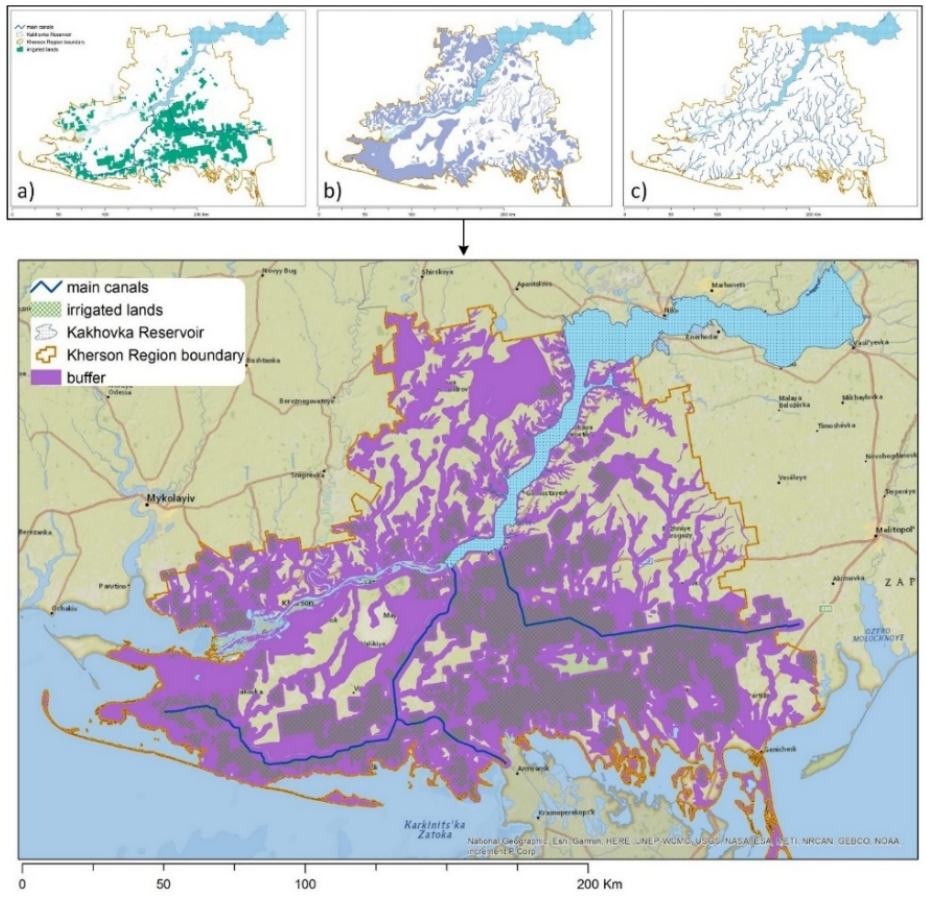


Рис. 2. **Гідротехнічний та гідрологічний розподіл вологи на території Херсонської області:** *a* **– розміщення зрошуваних земель і магістральних каналів;** *b* **– території з рівнем залягання ґрунтових вод до 5 м;** *c* **– водотоки природного гідрологічного перерозподілу вологи**

У гідроекологічному вимірі така система виконувала роль штучно підтримуваного водного каркасу території. Магістральні канали, міжгосподарська й внутрішньогосподарська мережа, водозабірні споруди та зрошувальні масиви забезпечували подачу води на поля та перерозподіл водних ресурсів у межах локальних ландшафтних систем. Завдяки цьому формувалися умови для підтримання вологи у ґрунтовому профілі, зниження амплітуди температурних коливань підстильної поверхні та збереження продукційної активності агроценозів у посушливий період.

У період функціонування Каховське водосховище виконувало роль потужного гідрологічного водоупору, що сприяло підвищенню рівнів ґрунтових вод у правобережній частині області (правобережжя річки Дніпро). Для лівобережних територій водосховище було важливим джерелом розвантаження вод і підтримання оптимального ґрунтового зволоження. Прісні зрошувальні води забезпечували промивний режим ґрунтів, сприяли їх розсоленню, збільшенню запасів прісних ґрунтових вод і зниженню рівня їх мінералізації.

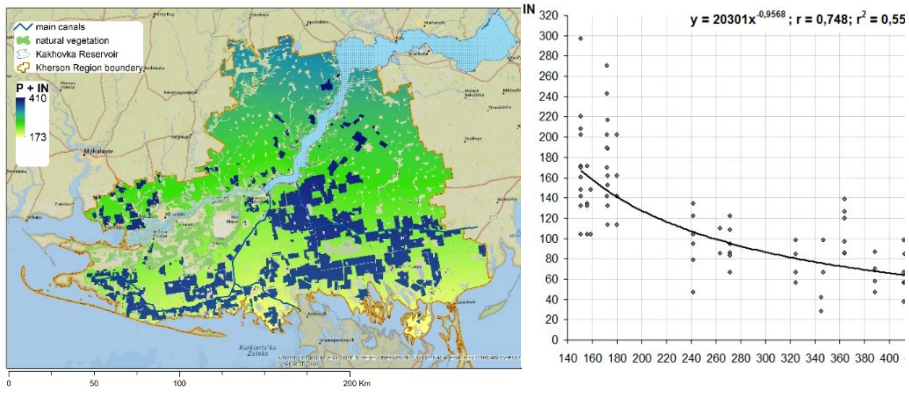
До руйнування Каховської ГЕС водосховище виконувало важливу функцію акумуляції водних ресурсів та роль базового регулятора гідроекологічної рівноваги степових систем. Його вплив поширювався на поверхневі води, ґрунтові води, меліоративний стан земель, водно-сольовий режим ґрунтів, біопродуктивність рослинного покриву та стійкість аграрного виробництва до кліматичних екстремумів.

Кількісні параметри водозабезпечення підтверджують провідну роль іригації у компенсації кліматичного дефіциту вологи. Упродовж 1966–2021 рр. (рис. 3) у вододефіцитний період вирощування культур (травень–вересень), сума атмосферних опадів у напрямі з півдня на північ варіювала в межах 155–330 мм. Зрошення додатково компенсувало дефіцит природного зволоження на рівні 80–200 мм, а в посушливі роки – до 300 мм.

Сумарна водоподача на зрошуваних землях становила 345–410 мм, що забезпечувало підвищення біокліматичного потенціалу зрошуваних і прилеглих агроландшафтів у 1,2–3,0 раза, а врожайності – у середньому в 2,5 раза. З гідроекологічної позиції ці показники свідчать про те, що іригація фактично змінювала природний водний режим території, переводячи агроландшафти зі стану хронічного атмосферного водного дефіциту до стану штучно підтримуваної водної забезпеченості.

Кореляційна залежність між сумою атмосферних опадів і обсягами зрошення свідчить про обернений нелінійний зв’язок: зі зменшенням природного зволоження потреба у штучному водопостачанні закономірно зростала. Це підтверджує компенсаторну роль іригації у формуванні водного балансу агроландшафтів і стабілізації їх продукційного потенціалу. Водночас така залежність засвідчує високу чутливість зони зрошення до втрати

штучного водного компонента: за умов припинення водоподачі територія повертається до природного дефіцитного режиму зволоження, який не здатний забезпечувати попередній рівень біопродуктивності.



a *b*

Рис. 3. **Сумарне природно-штучне вологозабезпечення території Херсонської області у вегетаційний період 1966–2021 рр.:** *a* **– просторовий розподіл вологи;** *b* **– залежність обсягів зрошення від кількості атмосферних опадів**

Супутникова верифікація біопродуктивності та гідроекологічного стану рослинності у 2021 році. Виявлені закономірності водного забезпечення мають прямий прояв у стані рослинного покриву, його біопродуктивності та інтенсивності фотосинтетичних процесів. Просторово-часова реакція агроценозів на поєднання природного зволоження і штучного водопостачання простежується за супутниковими індикаторами вмісту хлорофілу та щільності рослинності.

У межах цього дослідження індекс OTCI використано як біофізичний індикатор гідроекологічного стану агроландшафтів, оскільки хлорофільна активність рослинного покриву безпосередньо залежить від доступності ґрунтової вологи, рівня теплового навантаження та стабільності водного режиму. В умовах зрошення високі значення OTCI комплексно відображають продуктивність культур та ефективність водорегулюючої функції іригаційної системи.

Аналіз індексу OTCI упродовж вегетаційного періоду 2021 року (рис. 4) засвідчив виразну просторову диференціацію хлорофільної активності між зрошуваними та незрошуваними землями. У травні переважна частина території характеризувалася підвищеними та високими значеннями індексу, що відповідало доброму природному зволоженню та активному фотосинтезу озимих і ранніх ярих культур.

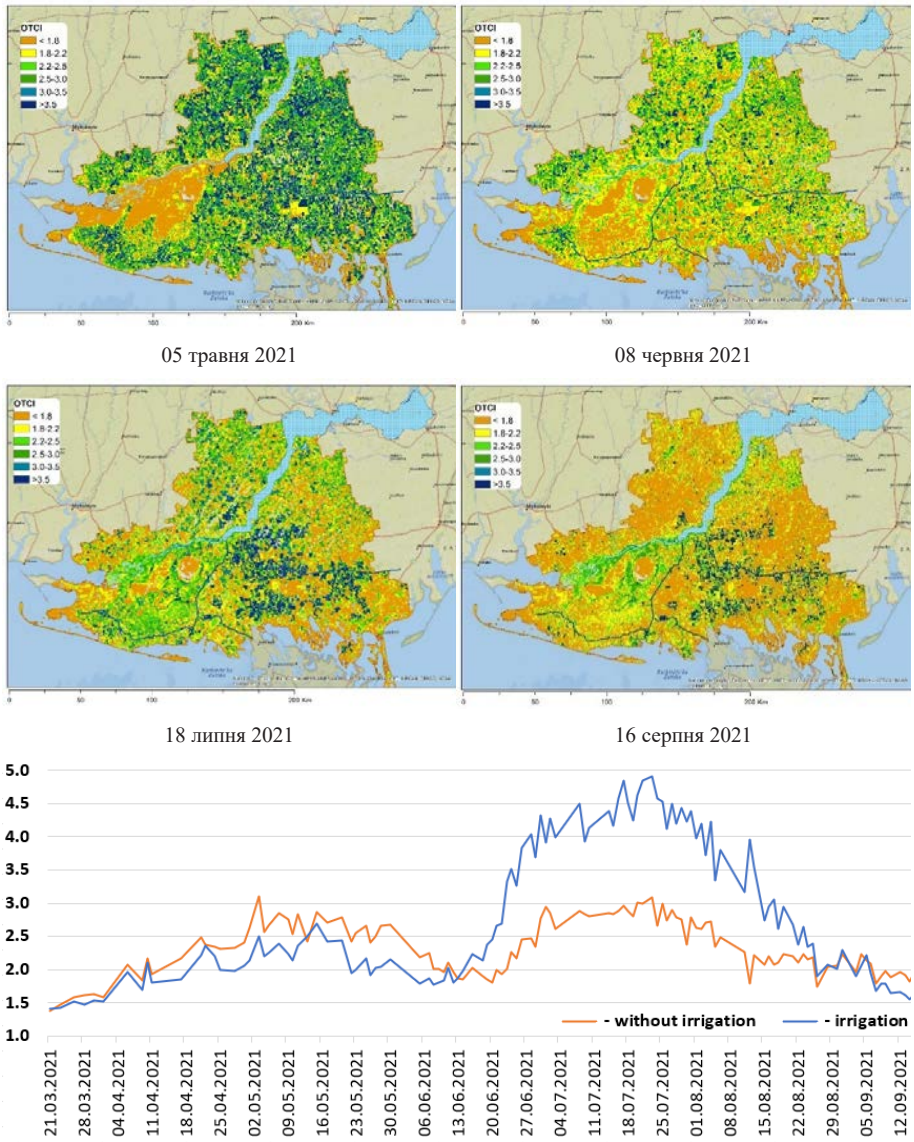


Рис. 4. **Просторово-часова динаміка індексу OTCI та роль зрошення у формуванні біопродуктивності й гідроекологічної стабільності рослинного покриву Херсонської області у 2021 році**

У червні висока біопродуктивність зберігалася переважно в межах іригаційних масивів, де посіви пізніх ярих культур перебували в активній початковій фенологічній фазі розвитку. Натомість на незрошуваних землях

поширювалися зони середніх і низьких значень індексу, що було зумовлено завершенням вегетації озимих і ранніх ярих культур та уповільненим розвитком пізніх ярих посівів за умов зростання водного дефіциту.

У липні – період максимального теплового навантаження – контраст між зрошуваними і незрошуваними угіддями суттєво посилився. На богарних землях домінував водний стрес, тоді як у зоні поливу зберігалися підвищені показники хлорофілу. Це свідчить про те, що зрошення забезпечувало додаткове надходження вологи і підтримувало фізіологічно активний стан рослинності в умовах найвищого гідротермічного навантаження.

У серпні фіксувалося загальне сезонне зниження індексу, однак зрошувані масиви й надалі демонстрували кращий фітосанітарний стан пізніх ярих культур. Така динаміка підтверджує, що у довоєнний період іригаційна система продовжувала виконувати компенсаторну гідроекологічну функцію навіть у фазі природного виснаження атмосферної вологи.

Часова діаграма OTCI підтвердила визначальну роль зрошення: значення індексу на поливних землях стабільно перевищували показники незрошуваних угідь на 1,0–1,8 одиниці. Загалом результати засвідчують, що зрошення формувало підвищений біопродуктивний і хлорофільний потенціал агроландшафтів, зменшувало прояви водного стресу та забезпечувало стабільність функціонування рослинного покриву в посушливих кліматичних умовах регіону.

Супутникова верифікація довоєнного стану підтвердила, що території, пов'язані з іригаційним водозабезпеченням, мали вищу біофізичну активність рослинності, кращий водний стан агроценозів і більшу стійкість до літнього теплового навантаження. Це дозволяє розглядати OTCI як діагностичний індикатор біопродуктивності та гідроекологічної стабільності зони зрошення.

Просторово-часова деградація рослинного покриву за індексом OTCI у 2021–2025 рр. Війна та втрата штучного водопостачання спричинили різке зниження біопродуктивної стійкості зони зрошення і деградацію рослинного покриву, що чітко простежується за супутниковими індикаторами хлорофільної активності. Просторово-часова трансформація рослинного покриву Херсонської області за індексом OTCI упродовж 2021–2025 рр. (рис. 5) демонструє послідовне зниження біопродуктивності та рівня зволоження рослинності в межах колишньої зони зрошення.

У гідроекологічному контексті динаміка OTCI відображає реакцію рослинного покриву на втрату водного регулювання. Зниження індексу свідчить про зменшення біомаси та зниження хлорофілу, а також посилення водного стресу, зниження транспіраційної активності, втрату здатності рослинності пом'якшувати локальне теплове навантаження та погіршення функціонального стану агроландшафтів.

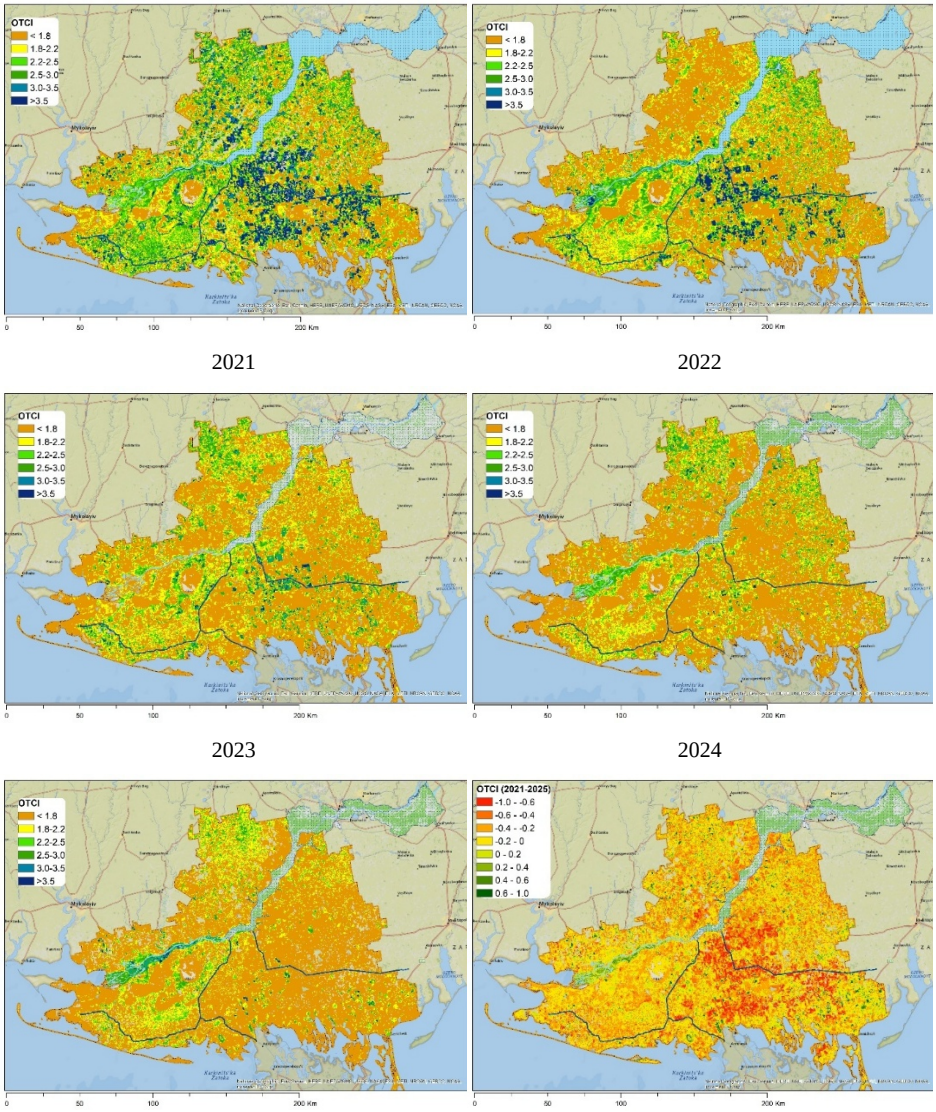


Рис. 5. **Просторово-часова динаміка індексу OTCI та деградація рослинного покриву зрошуваних систем Херсонської області у липні 2021–2025 рр.**

У липні 2021 року, за умов активного функціонування іригаційної інфраструктури, територія характеризувалася підвищеними та високими значеннями індексу – понад 2,5–3,5 і більше 3,5. Це відповідало доброму водозабезпеченню, щільному рослинному покриву та інтенсивній вегетації агроценозів. Просторове поширення високих значень OTCI узгоджувалося

із зонами функціонування зрошувальних систем, що підтверджує роль іригації у підтриманні гідроекологічної стабільності рослинного покриву.

У 2022 році фіксується зростання площ із середніми та низькими значеннями OTCI, що зумовлено скороченням агровиробництва в умовах воєнних дій і зменшенням площ оброблюваних земель. Частина територій, які раніше характеризувалися високою хлорофільною активністю, перейшла до класів середнього або зниженого стану. Це свідчить про початкову дестабілізацію функціонування агроландшафтів, хоча водорегулююча роль Каховського водосховища ще зберігалася.

Після руйнування Каховської ГЕС та осушення Каховського водосховища у 2023 році спостерігається різке збільшення територій із низькими значеннями індексу – менше 2,2. Це свідчить про критичний водний стрес, деградацію рослинного покриву та фактичне зниження продукційної активності колишніх зрошуваних масивів. Особливо важливим є те, що просторове зниження OTCI збігається з територіями, які до 2023 року були функціонально пов'язані з подачею води з Каховського водосховища.

У 2024–2025 рр. деградаційні процеси поглиблювалися, формуючи суцільні ареали низької хлорофільної активності та поширення оголених і деградованих земель. На лівобережній окупованій території лише незначна частина сільськогосподарських земель використовувалася у виробництві, тоді як переважна частина площ характеризувалася оголеними ґрунтами, сухостоєм або деградованою степовою рослинністю. Це свідчить про перехід значних площ із режиму продуктивного агроландшафту до режиму деградованого постірригаційного ландшафту.

Інтегральна карта змін OTCI за 2021–2025 рр. відображає осередки найбільш інтенсивного зниження біопродуктивності, які просторово узгоджуються із зонами втрати іригаційного водозабезпечення та осушення зрошувальних систем. Це підтверджує визначальну роль зрошення у підтриманні фітопродуктивного потенціалу та екологічної стійкості агроландшафтів регіону. Водночас така просторова узгодженість свідчить про гідроекологічну природу деградації рослинного покриву, зумовлену втратою водного регулювання та підсилену міжрічною кліматичною варіабельністю.

Подальша кількісна верифікація динаміки OTCI на зрошуваних землях (рис. 6) засвідчує поетапне зниження хлорофільної активності. У 2021 році, за повноцінного функціонування зрошувальних систем, індекс OTCI досягав 4,5–4,8 у пікові фази вегетації, що відповідало дуже високому вмісту хлорофілу, доброму зволоженню та інтенсивному фотосинтезу культур.

У 2022 році максимальні значення OTCI не перевищували 3,8–4,0, а тривалість періоду високої біопродуктивності скорочувалася, що відображало часткове порушення режимів зрошення та агровиробництва.

Таке зниження можна розглядати як перший сигнал втрати стабільності системи, зумовлений воєнними чинниками та обмеженням нормального функціонування аграрного виробництва.

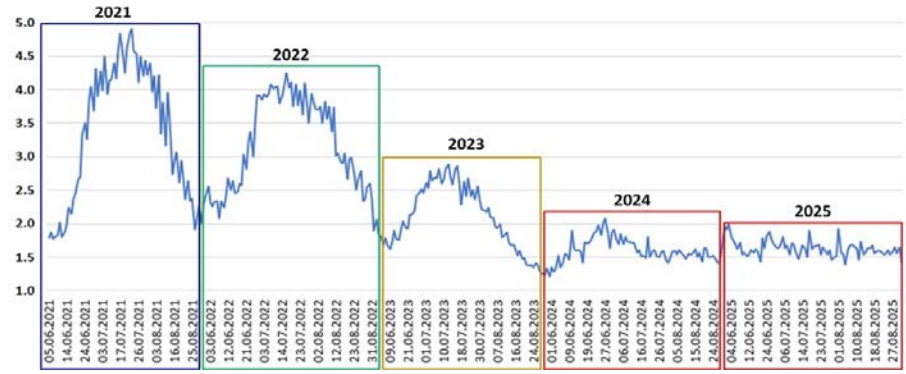


Рис. 6. **Динаміка індексу OTCI на зрошуваних землях Херсонської області у 2021–2025 рр.**

У 2023 році, після руйнування греблі Каховської ГЕС і припинення водоподачі, пікові значення OTCI знизилися до 2,5–2,8, що відповідало недостатньому зволоженню та свідчило про системну деградацію рослинного покриву колишніх зрошуваних масивів. Саме цей рік є ключовим для фіксації переходу від порушеної, але ще потенційно регульованої системи до системи, яка втратила базове джерело водного забезпечення.

У 2024 році деградаційна тенденція посилилася: значення OTCI стабілізувалися переважно в межах 1,4–2,0, що відповідало низькому вмісту хлорофілу та значному водному стресу рослин. Вегетаційні піки практично згладилися, що вказує на втрату продукційної стійкості агроценозів. У гідроекологічному аспекті це означає, що рослинний покрив втратив здатність підтримувати попередній рівень функціональної активності в літній період без штучного водопостачання.

У 2025 році сформувався стаціонарно депресивний стан рослинного покриву: коливання OTCI відбувалися у вузькому діапазоні 1,5–1,8 без виражених сезонних максимумів. Це свідчить про розвиток стійкої ґрунтової посухи, деградацію агроландшафтів і набуття ними ознак аридизованих та напівпустельних екосистем. Відсутність сезонних піків OTCI є особливо важливою ознакою, оскільки вона вказує не лише на тимчасове пригнічення рослинності, а на зміну режиму функціонування території.

Динаміка OTCI підтверджує каскадний характер гідроекологічної трансформації: осушення та втрата водорегулюючої функції Каховського водосховища призвела до припинення зрошення, посилення вод-

ного стресу, зниження хлорофільної активності та деградації рослинного покриву. У цьому сенсі OTCI виступає важливим індикатором стану рослинності та просторово-часовим маркером постірригаційної аридизації.

Трансформація термічних і гідротермічних умов вегетаційного періоду. Окрім порушення водного режиму, важливим чинником деградації зрошуваних агроландшафтів стала трансформація термічних і гідротермічних умов вегетаційного періоду. У сукупності ці чинники формують інтегральний теплово-посушливий стрес і визначають інтенсивність процесів аридизації.

У гідроекологічному аспекті термічні та гідротермічні показники мають особливе значення, оскільки після втрати іригації саме співвідношення між опадами, температурою та потенційним випаровуванням починає визначати реальну водозабезпеченість території. Якщо до 2023 року дефіцит атмосферного зволоження компенсувався поливною водою, то у 2024–2025 рр. агроландшафти функціонували переважно в межах природного кліматично обмеженого режиму.

До термічного блоку індикаторів включено середню місячну температуру повітря, її аномалію відносно кліматичної норми 1991–2020 рр., суму активних температур, кількість днів із максимальною температурою понад +35 °С, максимальні денні та середні нічні температури. Така система показників дозволяє комплексно оцінити інтенсивність теплового навантаження на рослинний покрив і потенційні прояви теплово-посушливого стресу в умовах порушення або повної втрати зрошення.

У 2021–2022 рр. (табл. 1) температурні умови липня характеризувалися значеннями, близькими до кліматичної норми. Середні місячні температури становили 24–26°С, а їх аномалії коливалися в межах 0…+2°С. За таких умов сума активних температур формувала достатнє теплозабезпечення агроценозів, кількість днів із T_{max} >35°С була незначною, а нічні температури переважно залишалися нижчими за +20 °С. За наявності зрошення тепловий стрес мав низький або низький–помірний характер і не спричиняв істотного зниження продуктивності.

Таблиця 1. **Кліматичні показники та індикатори теплового стресу агроекосистем Херсонської області у липні 2021–2025 рр.**

Рік	Середня t°, °С	Аномалія до норми, °С	Тип року	ΣT>10 °С	Днів >35 °С	Tmax, °С	Нічні t°, °С	Оцінка теплового стресу
2021	24–25	+0…+1	Нормальний	744–775	0–2	31–33	16–18	Низький
2022	25–26	+1…+2	Теплий	775–806	1–3	32–35	17–19	Низький–помірний
2023	25–26	+1…+2	Теплий	775–806	3–5	34–36	18–21	Помірний
2024	27–28	+3…+4	Дуже жаркий / екстремальний	837–868	8–12	39–42	21–24	Екстремальний
2025	26–27	+2…+3	Дуже жаркий	806–837	5–8	37–39	20–22	Високий

Примітка: кліматична норма липня ≈ +24,0 °С

У 2023 році відбувся перехід до стійко теплішого режиму. Середня температура липня становила 25–26°С, аномалія – +1…+2°С, сума активних температур зросла до 775–806°С, а кількість екстремально спекотних днів збільшилася до 3–5. Водночас руйнування Каховської ГЕС і осушення водосховища призвели до порушення регіонального водного балансу, зниження рівня ґрунтових вод і втрати капілярного підживлення орного шару.

Особливість 2023 року полягає в тому, що температурні умови ще не були екстремальними порівняно з 2024 роком, однак саме в цей період система втратила головний механізм компенсації водного дефіциту. Тому навіть помірне підвищення температури та збільшення кількості спекотних днів почали мати значно сильніший вплив на стан рослинності, ніж у попередні роки за умов функціонування зрошення.

Починаючи з 2024 року, зафіксовано різку трансформацію термічного режиму. Середня температура липня підвищилася до 27–28°С, що на +3…+4°С перевищувало кліматичну норму. Сума активних температур зросла до 837–868°С, кількість днів із T_{max} >35°С збільшилася до 8–12, а максимальні денні температури сягали 39–42°С. Одночасно сформувався виражений ефект «теплих ночей», коли середні нічні температури підвищувалися до 21–24 °С.

Таке поєднання денного перегрівання та підвищених нічних температур має особливо негативне значення для водозалежних агроландшафтів. Високі денні температури підсилюють випаровування з поверхні ґрунту та транспіраційний попит рослин, тоді як теплі ночі збільшують дихальні втрати й знижують ефективність накопичення органічної речовини. За відсутності зрошення ці процеси швидко трансформуються у водний дефіцит, фізіологічне пригнічення рослин і втрату продукційної стійкості.

У 2025 році, попри певне зниження температурного фону порівняно з екстремальним 2024 роком, умови залишалися дуже жаркими. Середня температура липня становила 26–27°С, кількість днів із T_{max} >35°С досягала 5–8, що підтримувало високий рівень теплового навантаження. Таким чином, два послідовні роки після втрати водорегулюючої функції характеризувалися поєднанням високих температур і відсутності штучної компенсації водного дефіциту.

Посилення теплового навантаження супроводжувалося синхронним поглибленням атмосферної посухи (табл. 2). У 2021 році нестача опадів була відносно помірною, однак уже у 2022 році кількість опадів зменшилася до 15–25 мм, а гідротермічний коефіцієнт знизився до рівня, характерного для дуже посушливих умов.

У 2023 році кількість опадів становила 40–50 мм, що відповідало або дещо перевищувало кліматичну норму. Проте цей приріст атмосферного зволоження не компенсував підвищених обсягів випаровування й не

стримав втрат продуктивної ґрунтової вологи після осушення водосховища. Це свідчить про те, що після втрати іригації сам факт випадіння опадів у межах або дещо вище норми вже не гарантує стабілізації водного режиму, оскільки порушено підземне, капілярне та штучне водне підживлення території.

Критична гідрокліматична трансформація відбулася у 2024 році, коли опади скоротилися до 10–15 мм, гідротермічний коефіцієнт знизився до 0,12–0,18, а потенційне випаровування перевищило 210 мм. У 2025 році аридизація кліматичних умов зберігалася на екстремально високому рівні: сума опадів становила лише 14–15 мм, гідротермічний коефіцієнт – 0,17–0,19, а потенційне випаровування залишалося підвищеним.

Сукупність термічних і гідротермічних показників свідчить, що після втрати зрошення навіть помірні температурні аномалії стали здатними трансформуватися в критичний водний стрес. У 2024–2025 рр. поєднання високих температур, дефіциту атмосферних опадів і відсутності штучного водопостачання сформувало стійку атмосферно-ґрунтову посуху в критичний період розвитку сільськогосподарських культур.

З гідроекологічної точки зору це означає, що територія втратила здатність до буферизації кліматичних екстремумів. До осушення Каховського водосховища високий випаровувальний попит компенсувався поливною водою, тоді як після 2023 року дефіцит опадів, висока температура та підвищене ET_0 почали діяти синхронно, формуючи умови для прискореної постірригаційної аридизації.

Вплив втрати зрошення на продуктивність агроекосистем як індикатор гідроекологічної деградації. Кліматично зумовлена аридизація та втрата іригаційного водозабезпечення безпосередньо відобразилися на продуктивності агроландшафтів. Динаміка врожайності у 2021–2025 рр. демонструє поетапний перехід від високопродуктивного зрошуваного землеробства до екстремального богарного типу господарювання.

У межах гідроекологічної логіки врожайність розглядається як інтегральний наслідковий показник, що відображає стан водного режиму,

Таблиця 2. **Гідротермічні умови та показники атмосферної посухи Херсонської області у липні 2021–2025 рр.**

Рік	Опади, мм	Відхилення від норми, мм	ГТК	Клас зволоження	ET_0, мм
2021	30–35	−5…−10	0,46–0,53	Посушливий	160–170
2022	15–25	−15…−25	0,27–0,45	Дуже посушливий	170–180
2023	40–50	0…+10	0,50–0,62	Близький до норми	155–165
2024	10–15	−25…−30	0,12–0,18	Екстремально посушливий	210–230
2025	14–15	−25…−26	0,17–0,19	Екстремально посушливий	195–210

Примітка: кліматична норма липня ≈ 40 мм

доступність продуктивної вологи, інтенсивність теплового стресу, фізіологічний стан рослинності та здатність агроландшафтів підтримувати функціональну продуктивність. Тому зниження врожайності після 2023 року слід розглядати передусім як наслідок втрати водорегулюючої стабільності території. Водночас економічним проявом воєнного впливу стало скорочення площ посівів, обмеження доступу до земель, руйнування виробничої інфраструктури та зниження можливостей ведення повноцінного агровиробництва.

У 2021 році, за умов повноцінного функціонування зрошувального комплексу, врожайність зернових становила 4,5–5,0 т/га, соняшнику – 2,2–2,6 т/га. Такі показники відповідали стану стабільного водозабезпечення, коли дефіцит атмосферних опадів компенсувався поливною водою, а рослинний покрив мав можливість підтримувати активний фотосинтез у критичні фази розвитку.

У 2022 році під впливом воєнних чинників і часткового порушення водопостачання врожайність знизилася до 3,0–3,5 т/га для зернових і 1,5–1,8 т/га для соняшнику. Це зниження було пов'язане як із воєнними обмеженнями, так і з порушенням нормального функціонування агровиробничих і водогосподарських процесів. Водночас повної втрати водорегулюючої функції ще не відбулося, тому продуктивність знижувалася, але не досягала критичних рівнів постірригаційного періоду.

Після руйнування Каховської ГЕС у 2023 році агроландшафти втратили основне джерело поливної води, що зумовило падіння врожайності зернових до 2,0–2,5 т/га. Цей період відображає початок системної деградації продукційного потенціалу, коли рослинність уже не мала стабільного доступу до штучного водозабезпечення, а водний режим території почав визначатися переважно атмосферними опадами та залишковими запасами ґрунтової вологи.

У 2024 році – першому повному вегетаційному сезоні без зрошення – продуктивність агроландшафтів визначалася виключно природним зволоженням на тлі екстремальної спеки та дефіциту опадів у літній період. Водночас аномально вологий зимово-весняний період частково сформував стартові запаси ґрунтової вологи, що забезпечило врожайність зернових на рівні 2,4–2,6 т/га. Урожайність соняшнику становила лише 0,8–1,0 т/га. Незважаючи на відносно вищі показники зернових порівняно з 2023 роком, структура продуктивності свідчить про різку вразливість культур до відсутності поливу, особливо соняшнику, який у період формування врожаю зазнавав значного водного та теплового стресу.

Найбільш критична ситуація сформувалася у 2025 році, коли поєднання екстремальної атмосферної та ґрунтової посухи, високих температур, дефіциту опадів, весняних заморозків і повної відсутності поливної

води зумовило критичне зниження врожайності: зернових – до 1,2–1,4 т/га, соняшнику – до 0,2–0,7 т/га, що на 70–90% нижче довоєнного рівня.

У 2024 році на правобережжі Херсонської області зафіксовано втрату близько 40% площ посівів. У 2025 році ситуація істотно погіршилася внаслідок поєднання весняних заморозків, весняно-літньої посухи та воєнних ризиків, що спричинило втрату більше 60% посівів і критичне зниження продуктивності решти площ. У гідроекологічному аспекті це свідчить про втрату агроландшафтами здатності компенсувати кліматичні та воєнні стресори через водне регулювання.

Отримані результати засвідчують, що втрата зрошення в умовах степового клімату не є суто технічним або водогосподарським порушенням. Вона змінює сам режим функціонування агроекосистем, позбавляючи їх головного механізму компенсації кліматичного дефіциту вологи.

Продукційні показники узгоджуються з результатами супутникового та гідротермічного аналізу і підтверджують системний характер трансформацій: після руйнування Каховської ГЕС та осушення Каховського водосховища зона зрошення Херсонської області перейшла до нового постірригаційного стану, у якому врожайність, хлорофільна активність і водний режим стали безпосередньо залежними від атмосферних опадів і температурних екстремумів. Це є ключовою ознакою гідроекологічної деградації території та формування постірригаційної аридизації.

Обговорення. Отримані результати свідчать, що руйнування Каховської ГЕС і подальше осушення Каховського водосховища стали тригером глибокої системної перебудови гідроекологічного функціонування зони зрошення Півдня України. У довоєнний період водосховище виконувало роль ключового регулятора регіонального водного балансу, формуючи антропогенно стабілізований гідрологічний режим, який забезпечував акумуляцію, перерозподіл і утримання прісної води в агроландшафтах. Такий режим створював ефект гідрологічного буфера, згладжував кліматичні коливання, знижував амплітуду водного дефіциту та підтримував стабільний рівень ґрунтового зволоження. Подібна роль іригаційних систем у підтриманні стабільності агроландшафтів степової зони України була показана у попередніх дослідженнях довготривалих змін зрошуваних територій та їхньої залежності від водорегулюючої інфраструктури [7, 11].

Втрата цього буфера внаслідок осушення водосховища спричинила різкий перехід від керованого водного режиму до кліматично детермінованого функціонування території. За змістом це відповідає режимному зсуву, коли система після втрати стабілізуючого фактора переходить до нового стану з іншою структурою взаємозв'язків і зворотних реакцій [19]. Така інтерпретація узгоджується з положеннями теорії резилієнтності та критичних переходів в екосистемах, відповідно до яких складні природно-ан-

тропогенні системи можуть різко втрачати стійкість після досягнення порогових значень зовнішнього впливу [15-18]. У випадку Херсонської області таким пороговим чинником стала втрата водорегулюючого ядра, що забезпечувало функціональну зв'язаність між поверхневими водами, іригаційною мережею, ґрунтовим зволоженням і рослинним покривом.

Руйнування Каховської ГЕС спричинило комплекс наслідків, які виходять за межі локального водогосподарського порушення. Дослідження наслідків катастрофи вказують на масштабну трансформацію гідрологічного режиму регіону Нижнього Дніпра, зміну умов функціонування колишньої акваторії, деградацію водної інфраструктури та формування довготривалих екологічних ризиків для водних і прибережних екосистем [9, 12, 30, 32]. У контексті зони зрошення ці наслідки проявляються через припинення водоподачі до магістральних каналів, втрату можливості компенсації природного дефіциту вологи та посилення залежності агроландшафтів від атмосферних опадів.

Результати супутникового моніторингу за індексом OTCI підтверджують гідроекологічну трансформацію на рівні біофізичних характеристик рослинного покриву. Просторово-часова динаміка хлорофільної активності відображає послідовний перехід від високопродуктивних зрошуваних агроценозів до депресивного стану з низьким рівнем фотосинтетичної активності. Це узгоджується з методичною природою OTCI як індикатора вмісту хлорофілу, фізіологічного стану рослинності та інтенсивності фотосинтезу [23, 24].

Згладжування сезонних піків OTCI у 2024–2025 рр. свідчить про втрату здатності агроекосистем підтримувати характерну сезонну динаміку розвитку в умовах літнього водного дефіциту та підвищеного теплового навантаження. У межах зони зрошення Херсонської області цей процес має специфічну просторово-функціональну природу: деградація рослинного покриву зумовлена передусім припиненням іригаційного водозабезпечення, що призвело до різкого зниження доступності продуктивної вологи. Це відрізняє досліджувані агроландшафти від територій осушеного ложа водосховища, де домінують процеси вторинної сукцесії та формування піонерних рослинних угруповань на оголених алювіальних відкладах із підвищеним рівнем зволоження [12, 31].

Аналіз гідротермічних умов показує, що після втрати іригаційного водозабезпечення кліматичні фактори набули визначального значення. Помірні температурні аномалії в умовах відсутності поливу здатні трансформуватися у критичний водний стрес, оскільки територія втрачає механізм штучної компенсації дефіциту вологи. Найбільш виразно це проявилося у 2024–2025 рр., коли поєднання високих температур, дефіциту опадів і зростання потенційного випаровування сформувало стійку атмос-

ферно-ґрунтову посуху. Така динаміка відповідає загальним тенденціям посилення посушливості та кліматичних ризиків в Україні, зокрема в її степовій зоні [1, 8].

До 2023 року зрошення виконувало функцію кліматичної стабілізації агроландшафтів. Як показано в попередніх дослідженнях, іригація здатна зменшувати інтенсивність теплових екстремумів, змінювати локальний радіаційно-енергетичний баланс та знижувати температурне навантаження на підстильну поверхню [33, 34]. Втрата зрошення в Херсонській області означає припинення дії цього стабілізуючого механізму, що раніше забезпечував часткову компенсацію літнього водно-теплового стресу. У результаті функціонування агроландшафтів стало безпосередньо залежним від міжрічної варіабельності атмосферних умов, що проявляється у стійкій тенденції до зниження біопродуктивності та стійкості агроландшафтів.

Встановлено синергетичний ефект взаємодії воєнних і кліматичних чинників. Руйнування гідротехнічної інфраструктури, втрата контролю над водними ресурсами, мінування територій, обстріли, обмеження доступу до сільськогосподарських угідь і скорочення площ посівів поєдналися з кліматично зумовленим дефіцитом вологи та підвищеним температурним режимом. Така комбінація факторів формує мультиплікативний ефект впливу, за якого воєнні порушення водогосподарської системи підсилюють чутливість агроландшафтів до кліматичних екстремумів. Отримані результати узгоджуються з сучасними дослідженнями водної безпеки України в умовах війни, які засвідчують, що руйнування водної інфраструктури підвищує вразливість територій до кліматичних коливань і суттєво ускладнює перспективи післявоєнного відновлення [2-5, 30].

Зниження врожайності у 2023–2025 рр. виступає інтегральним індикатором гідроекологічного стану території. Врожайність акумулює сукупний вплив водного режиму, теплового навантаження, доступності продуктивної вологи та фізіологічного стану рослинності. Її динаміка відображає перехід агроекосистем до постірригаційного режиму функціонування з підвищеною залежністю від атмосферних умов. Отримані результати узгоджуються з попередніми оцінками трансформації природно-кліматичних умов і зниження стабільності агроландшафтів у зоні зрошуваного землеробства України [7, 10].

З гідроекологічної точки зору встановлені зміни відповідають формуванню постірригаційної аридизації – специфічного типу деградаційного процесу, що поєднує кліматично зумовлене посилення посушливості з антропогенно спричиненою втратою водорегулюючих механізмів [19]. Цей процес характеризується високою швидкістю розвитку, просторовою неоднорідністю та чіткою просторовою прив'язкою до колишніх зон функціонування зрошувальних систем і впливу Каховського водосховища. На

відміну від поступової кліматичної аридизації, постірригаційна аридизація розгортається у прискореному режимі, що зумовлено раптовим припиненням водного підживлення агроландшафтів і різким порушенням сформованого водного балансу території.

Отримані результати мають практичне значення для формування підходів до післявоєнного відновлення Півдня України. Відновлення аграрного виробництва без відновлення або трансформації систем водозабезпечення є обмеженим і нестійким. Необхідним є формування адаптивних і компромісних підходів до управління водними ресурсами з урахуванням змін клімату, зростання варіабельності опадів, ризиків втрати централізованих джерел водопостачання та потреби у відновленні або трансформації водогосподарського ядра регіону. Такий підхід узгоджується із сучасними оцінками перспектив відновлення іригаційної системи України, у межах яких обґрунтовується доцільність переходу від відтворення попередньої моделі до її структурної трансформації з урахуванням нових безпекових, кліматичних і ресурсних обмежень [3, 5, 10, 27].

Руйнування Каховської ГЕС і осушення Каховського водосховища спричинили гідроекологічний режимний зсув у зоні зрошення Херсонської області. Його основними проявами є втрата водорегулюючої стабільності, посилення атмосферно-ґрунтової посухи, зниження хлорофільної активності рослинного покриву, критичне зниження врожайності та формування постірригаційного режиму функціонування агроландшафтів. Отримані результати дають підстави розглядати постірригаційну аридизацію як ключовий гідроекологічний наслідок руйнування Каховської ГЕС та осушення Каховського водосховища для зони зрошення Півдня України.

Висновки

1. Каховське водосховище та пов’язана з ним іригаційна інфраструктура забезпечували формування антропогенно регульованого гідрологічного режиму Півдня України, виконуючи важливу функцію гідрологічного буфера, який компенсував природний дефіцит вологи, підтримував продуктивне ґрунтове зволоження та стабілізував функціонування агроекосистем.

2. Руйнування Каховської ГЕС і осушення водосховища спричинили системний гідрологічний колапс, що призвів до втрати іригаційного водозабезпечення, порушення балансу поверхневих і підземних вод та переходу зрошуваних агроландшафтів Херсонської області до кліматично детермінованого режиму функціонування.

3. Встановлено, що втрата водорегулюючої стабільності спричинила перебудову взаємозв’язків між ґрунтовим зволоженням, температурним режимом і станом рослинності, що проявляється у посиленні водного дефіциту, інтенсифікації теплового навантаження та зниженні біопродуктивності агроландшафтів.

4. За результатами супутникового аналізу індексу OTCI підтверджено суттєве зниження хлорофільної активності рослинного покриву у 2021–2025 рр. – від високих значень у довоєнний період до стабільно низьких у 2024–2025 рр., що супроводжується втратою сезонної варіабельності та формуванням депресивного стану біопродуктивності.

5. Виявлено, що після 2023 року трансформація гідротермічних умов характеризується підвищенням температурного режиму, зростанням частоти екстремально спекотних днів, дефіцитом атмосферних опадів і збільшенням потенційного випаровування, що у сукупності формує стійкий атмосферно-ґрунтовий водний дефіцит у критичні фази розвитку сільськогосподарських культур.

6. Доведено, що воєнно зумовлена трансформація має каскадний характер і реалізується через послідовність взаємопов'язаних процесів: «осушення водосховища → втрата зрошення → зниження ґрунтової вологи → підвищення температури поверхні → пригнічення фізіологічного стану рослинності → зниження біопродуктивності та деградація агровиробництва».

7. Врожайність підтверджує інтегральний характер гідроекологічних змін: у 2025 році зафіксовано зниження продуктивності зернових і соняшнику на 70–90% порівняно з довоєнним рівнем, що відображає втрату продукційної стійкості агроекосистем унаслідок дефіциту водних ресурсів і посилення теплового стресу.

8. Обґрунтовано, що встановлені процеси відповідають формуванню постірригаційної аридизації – специфічного типу деградації агроландшафтів, який виникає внаслідок поєднання кліматичних змін і втрати водорегулюючих механізмів та характеризується високою швидкістю розвитку і просторовою локалізацією в межах колишніх зон зрошення.

9. Отримані результати формують наукову основу для розроблення стратегій післявоєнного відновлення Півдня України, які мають передбачати відновлення або трансформацію водогосподарського ядра, впровадження адаптивних моделей управління водними ресурсами, екологічну реабілітацію деградованих земель і підвищення стійкості агроекосистем в умовах постірригаційної аридизації.

Acknowledgements: The authors gratefully acknowledge the support of the Documenting Ukraine program of the Institute for Human Sciences (IWM), Vienna.

Funding: This research was supported by the Documenting Ukraine program of the Institute for Human Sciences (IWM), Vienna.

Conflict of Interest: The authors declare no conflict of interest.

HYDROECOLOGICAL CONSEQUENCES OF THE DESTRUCTION OF THE KAKHOVKA HYDROPOWER PLANT AND THE DRAINAGE OF THE KAKHOVKA RESERVOIR: FROM WATER-REGULATORY STABILITY TO POST-IRRIGATION ARIDIZATION

Pichura V.I. *– Doctor of Agricultural Sciences, Professor*
orcid.org/0000-0002-0358-1889
Kherson State Agrarian and Economic University
pichuravitalii@gmail.com

The study assesses the hydroecological consequences of the destruction of the Kakhovka Hydropower Plant and the drainage of the Kakhovka Reservoir for the irrigation zone of Southern Ukraine, using Kherson region as a case study. It identifies the patterns of transition of agricultural landscapes from water-regulatory stability to post-irrigation aridization. The research is based on the integration of satellite, climatic, and agrotechnical data and focuses on analyzing changes in the water regime, hydrothermal conditions, and bioproductivity during 2021–2025. It is demonstrated that prior to 2023, the Kakhovka Reservoir functioned as a key hydrological buffer, ensuring water storage and redistribution, maintaining productive soil moisture, mitigating temperature extremes, and stabilizing agricultural production. The drainage of the reservoir triggered a systemic hydrological collapse, manifested in the cessation of water supply to main irrigation canals, disruption of the water balance, and a transition to climate-driven functioning of the territory. Satellite-based analysis using the OTCI index revealed a stepwise decline in chlorophyll activity and degradation of vegetation bioproductivity. The spatial pattern of these changes corresponds to areas affected by the loss of irrigation water supply and the former influence of the Kakhovka Reservoir, confirming their hydroecological origin. In 2024–2025, a persistent atmospheric–soil water deficit developed due to the combined effects of high temperatures, precipitation shortages, and increased evapotranspiration. Crop yield dynamics reflect the integrated impact of these transformations: in 2025, yields declined by 70–90% compared to the pre-war period. This indicates a loss of productive stability of agroecosystems and the establishment of a post-irrigation mode of their functioning. The study substantiates that the observed changes correspond to post-irrigation aridization, a specific type of hydroecological transformation associated with the loss of the water-regulating core of the system. The results have practical significance for developing strategies for post-war recovery of territories and for transforming water management systems under climate change conditions.

Key words: Kakhovka Reservoir, hydroecological transformation, irrigated agro-landscapes, post-irrigation aridization, water regime, hydrothermal conditions, OTCI, bioproductivity, satellite monitoring, Kherson region.

ЛІТЕРАТУРА

1. Pichura V., Potravka L., Vdovenko N., Biloshkurenko O., Stratichuk N., Baysha K. Changes in climate and bioclimatic potential in the steppe zone of Ukraine. Journal of Ecological Engineering, 23(12), 2022. 189–202. https://doi.org/10.12911/22998993/154844
2. Shumilova O., Tockner K., Sukhodolov A., et al. Impact of the Russia–Ukraine armed conflict on water resources and water infrastructure. Nature Sustainability, 6, 2023. 578–586. https://doi.org/10.1038/s41893-023-01068-x
3. Hapich H., Novitskyi R., Onopriienko D., Dent D., Roubik H. Water security consequences of the Russia–Ukraine war and the post-war outlook. Water Security, 21, 2024. 100167. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100167
4. Snizhko S., Didovets I., Bronstert A. Ukraine's water security under pressure: Climate change and wartime. Water Security, 23, 2024. 100182. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100182
5. Romashchenko M., Faybishenko B., Onopriienko D., Hapich H., Novitskyi R., Dent D., Saidak R., Usatyi S., Roubik H. Prospects for restoration of Ukraine's irrigation system. Water International, 50(2), 2025. 104–120. https://doi.org/10.1080/02508060.2025.2472718
6. Dudiak N., Pichura V., Potravka L., Stratichuk N. Environmental and economic effects of water and deflation destruction of steppe soil in Ukraine. Journal of Water and Land Development, 50, 2021. 10–26. https://doi.org/10.24425/jwld.2021.138156
7. Pichura V., Potravka L., Domaratskiy E., Stratichuk N., Baysha K., Pichura I. Long-term changes in the stability of agricultural landscapes in the areas of irrigated agriculture of the Ukraine Steppe Zone. Journal of Ecological Engineering, 24(3), 2023. 188–198. https://doi.org/10.12911/22998993/158553
8. Polevoy A., Barsukova O., Husieva K., Zhygailo O., Volvach O., Kyrnasivska N., Tolmachova A., Zhygailo T., Danilova N., Kostiukievych T. The climate change impact on the development of droughts in Ukraine. Journal of Ecological Engineering, 25(6), 2024. 194–205. https://doi.org/10.12911/22998993/187276
9. Vyshnevskyi V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Y., Gleick P. The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. Water International, 48(5), 2023. 631–647. https://doi.org/10.1080/02508060.2023.2247679
10. Pichura V., Potravka L. Impact of war on natural and climatic transformation of territories in the irrigation zone of Ukraine. Discover Applied Sciences, 7, 2025. 783. https://doi.org/10.1007/s42452-025-07404-4
11. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Stroganov A., Dyudyaeva O. Spatial differentiation of regulatory monetary valuation of agricultural land in

conditions of widespread irrigation of steppe soils. Journal of Water and Land Development, 48, 2021. 182–196. https://doi.org/10.24425/jwld.2021.136161
12. Vyshnevskyi V.I., Shevchuk S.A. Natural processes in the area of the former Kakhovske Reservoir after the destruction of the Kakhovka HPP. Journal of Landscape Ecology, 17(2), 2024. 147–164. https://doi.org/10.2478/jlecol-2024-0014
13. Solokha M., Pereira P., Symochko L., Vynokurova N., Demyanyuk O., Sementsova K., Inacio M., Barcelo D. Russian-Ukrainian war impacts on the environment: Evidence from the field on soil properties and remote sensing. Science of the Total Environment, 902, 2023. 166122. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166122
14. Bonchkovskyi O., Ostapenko P., Bonchkovskyi A., Shvaiko V. War-induced soil disturbances in north-eastern Ukraine (Kharkiv region): Physical disturbances, soil contamination and land use change. Science of the Total Environment, 964, 2025. 178594. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178594
15. Holling C.S. Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics, 4, 1973. 1–23. https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245
16. Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 413, 2001. 591–596. https://doi.org/10.1038/35098000
17. Folke C., Carpenter S.R., Walker B., Scheffer M., Chapin T., Rockström J. Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability. Ecology and Society, 15(4), 2010. 20. https://doi.org/10.5751/ES-03610-150420
18. Rocha J.C., Peterson G., Bodin Ö., Levin S. Cascading regime shifts within and across scales. Science, 362(6421), 2018. 1379–1383. https://doi.org/10.1126/science.aat7850
19. Пічура В.І., Потравка Л.О. Воєнно зумовлена трансформація зрошуваних агроекосистем півдня України: актуалізація проблеми та перспективи досліджень в умовах гідрологічного колапсу. Вісник НУВГП. Серія «Сільськогосподарські науки», 1(113), 2026. 242–260. https://visnyk.nuwm.edu.ua/index.php/ecolog/article/view/1973/1966
20. Albergel C., Rüdiger C., Pellarin T., Calvet J.-C., Fritz N., Froissard F., Suquia D., Petitpa A., Piguet B., Martin E. From near-surface to root-zone soil moisture using an exponential filter. Hydrology and Earth System Sciences, 12, 2008. 1323–1337. https://doi.org/10.5194/hess-12-1323-2008
21. Dorigo W., Wagner W., Albergel C., et al. ESA CCI soil moisture for improved earth system understanding. Remote Sensing of Environment, 203, 2017. 185–215. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.001

22. Copernicus Land Monitoring Service. Daily Soil Water Index Europe V1.0.1 (1 km). European Environment Agency, 2024. https://land.copernicus.eu/en/products/soil-moisture?tab=soil_water_index
23. Dash J., Vuolo F., Lavender S. Algorithm theoretical basis document for OLCI Terrestrial Chlorophyll Index (OTCI). Sentinel-3 L2 products. University of Southampton, 2010.
24. Kovács D.D., Reyes-Muñoz P., Berger K., Mészáros V.I., Caballero G., Verrelst J. Multi-decadal temporal reconstruction of Sentinel-3 OLCI-based vegetation products. Ecological Informatics, 83, 2024. 102816. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102816
25. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Bahinskyi O. Natural and climatic transformation of the Kakhovka Reservoir after the destruction of the dam. Journal of Ecological Engineering, 25(7), 2024. 82–104. https://doi.org/10.12911/22998993/187961
26. Pichura V., Potravka L., Boiko P. Climatic and hydrological conditions for the formation of vegetation cover in the drained Kakhovka Reservoir's territory. Ecological Engineering & Environmental Technology, 26(4), 2025. 357–373. https://doi.org/10.12912/27197050/202227
27. Pichura V., Potravka L., Stoiko N., Dudych H. Scenarios for the functioning of the Kakhovka Reservoir territory. Journal of Landscape Ecology, 18(3), 2025. 118–154. https://doi.org/10.2478/jlecol-2025-0023
28. Lisovets O., Podorozhniy S., Tutova H., Molozhon K., Kunakh O., Zhukov O. Hemeroby reveals the dynamics of vegetation cover following the destruction of the Kakhovka Reservoir. PeerJ, 13, 2025. e19607. https://doi.org/10.7717/peerj.19607
29. Tutova H., Lisovets O., Kunakh O., Zhukov O. The future of the Kakhovka Reservoir after ecocide. Studia Biologica, 19(3), 2025. 171–194. https://doi.org/10.30970/sbi.1903.838
30. Shumilova O., Sukhodolov A., Osadcha N., et al. Environmental effects of the Kakhovka Dam destruction by warfare in Ukraine. Science, 387(6739), 2025. 1181–1186. https://doi.org/10.1126/science.adn8655
31. Kuzemko A., Prylutskyi O., Kolomytsev G., Didukh Y., Moysiyenko I., Borsukevych L., Chusova O., Splodytel A., Khodosovtsev O. Reach the bottom: plant cover of the former Kakhovka Reservoir, Ukraine. Research Square, 2024. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4137799/v1
32. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Hyrlya L. The impact of the russian armed aggression on the condition of the water area of the Dnipro-Buh estuary system. Ecological Engineering & Environmental Technology, 25(11), 2024. 58–82. https://doi.org/10.12912/27197050/192154
33. Kueppers L.M., Snyder M.A., Sloan L.C. Irrigation cooling effect: Regional climate forcing by land-use change. Geophysical Research Letters, 34, 2007. L03703. https://doi.org/10.1029/2006GL028679

34. Thiery W., Visser A.J., Fischer E.M., Hauser M., Hirsch A.L., Lawrence D.M., Lejeune Q., Davin E.L., Seneviratne S.I. Warming of hot extremes alleviated by expanding irrigation. Nature Communications, 11, 2020. 290. https://doi.org/10.1038/s41467-019-14075-4

REFERENCES

1. Pichura V., Potravka L., Vdovenko N., Biloshkurenko O., Stratichuk N., Baysha K. (2022) Changes in climate and bioclimatic potential in the steppe zone of Ukraine. Journal of Ecological Engineering, 23(12), 189–202. https://doi.org/10.12911/22998993/154844
2. Shumilova O., Tockner K., Sukhodolov A., et al. (2023) Impact of the Russia–Ukraine armed conflict on water resources and water infrastructure. Nature Sustainability, 6, 578–586. https://doi.org/10.1038/s41893-023-01068-x
3. Hapich H., Novitskyi R., Onopriienko D., Dent D., Roubik H. (2024). Water security consequences of the Russia–Ukraine war and the post-war outlook. Water Security, 21, 100167. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100167
4. Snizhko S., Didovets I., Bronstert A. (2024) Ukraine's water security under pressure: Climate change and wartime. Water Security, 23, 100182. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100182
5. Romashchenko M., Faybishenko B., Onopriienko D., Hapich H., Novitskyi R., Dent D., Saidak R., Usatyi S., Roubik H. (2025) Prospects for restoration of Ukraine's irrigation system. Water International, 50(2), 104–120. https://doi.org/10.1080/02508060.2025.2472718
6. Dudiak N., Pichura V., Potravka L., Stratichuk N. (2021) Environmental and economic effects of water and deflation destruction of steppe soil in Ukraine. Journal of Water and Land Development, 50, 10–26. https://doi.org/10.24425/jwld.2021.138156
7. Pichura V., Potravka L., Domaratskiy E., Stratichuk N., Baysha K., Pichura I. (2023) Long-term changes in the stability of agricultural landscapes in the areas of irrigated agriculture of the Ukraine Steppe Zone. Journal of Ecological Engineering, 24(3), 188–198. https://doi.org/10.12911/22998993/158553
8. Polevoy A., Barsukova O., Husieva K., Zhygailo O., Volvach O., Kyrnasivska N., Tolmachova A., Zhygailo T., Danilova N., Kostiukievych T. (2024) The climate change impact on the development of droughts in Ukraine. Journal of Ecological Engineering, 25(6), 194–205. https://doi.org/10.12911/22998993/187276
9. Vyshnevskyi V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Y., Gleick P. (2023) The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. Water International, 48(5), 631–647. https://doi.org/10.1080/02508060.2023.2247679
10. Pichura V., Potravka L. (2025) Impact of war on natural and climatic transformation of territories in the irrigation zone of Ukraine. Discover Applied Sciences, 7, 783. https://doi.org/10.1007/s42452-025-07404-4

11. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Stroganov A., Dyudyaeva O. (2021) Spatial differentiation of regulatory monetary valuation of agricultural land in conditions of widespread irrigation of steppe soils. Journal of Water and Land Development, 48, 182–196. https://doi.org/10.24425/jwld.2021.136161
12. Vyshnevskyi V.I., Shevchuk S.A. (2024) Natural processes in the area of the former Kakhovske Reservoir after the destruction of the Kakhovka HPP. Journal of Landscape Ecology, 17(2), 147–164. https://doi.org/10.2478/jlecol-2024-0014
13. Solokha M., Pereira P., Symochko L., Vynokurova N., Demyanyuk O., Sementsova K., Inacio M., Barcelo D. (2023) Russian-Ukrainian war impacts on the environment: Evidence from the field on soil properties and remote sensing. Science of the Total Environment, 902, 166122. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166122
14. Bonchkovskyi O., Ostapenko P., Bonchkovskyi A., Shvaiko V. (2025) War-induced soil disturbances in north-eastern Ukraine (Kharkiv region): Physical disturbances, soil contamination and land use change. Science of the Total Environment, 964, 178594. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178594
15. Holling C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics, 4, 1–23. https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245
16. Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, 413, 591–596. https://doi.org/10.1038/35098000
17. Folke C., Carpenter S.R., Walker B., Scheffer M., Chapin T., Rockström J. (2010). Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and transformability. Ecology and Society, 15(4), 20. https://doi.org/10.5751/ES-03610-150420
18. Rocha J.C., Peterson G., Bodin Ö., Levin S. (2018) Cascading regime shifts within and across scales. Science, 362(6421), 1379–1383. https://doi.org/10.1126/science.aat7850
19. Pichura V.I., Potravka L.O. (2026) Voienno zumovlena transformatsiia zroshuvanykh ahroekosystem pivdnia Ukrainy: aktualizatsiia problemy ta perspektyvy doslidzhen v umovakh hidrolohichnoho kolapsu [War-induced transformation of irrigated agroecosystems of southern Ukraine: actualisation of the problem and research prospects in the context of hydrological collapse]. Visnyk NUVHP. Seriia «Silskohospodarski nauky» [Bulletin of NUVHP. Series "Agricultural Sciences"]. vol. 1(113), pp. 242–260. [in Ukrainian]
20. Albergel C., Rüdiger C., Pellarin T., Calvet J.-C., Fritz N., Froissard F., Suquia D., Petitpa A., Piguet B., Martin E. (2008) From near-surface to root-

zone soil moisture using an exponential filter. Hydrology and Earth System Sciences, 12, 1323–1337. https://doi.org/10.5194/hess-12-1323-2008
21. Dorigo W., Wagner W., Albergel C., et al. (2017) ESA CCI soil moisture for improved earth system understanding. Remote Sensing of Environment, 203, 185–215. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.07.001
22. Copernicus Land Monitoring Service (2024) Daily Soil Water Index Europe V1.0.1 (1 km). European Environment Agency. https://land.copernicus.eu/en/products/soil-moisture?tab=soil_water_index
23. Dash J., Vuolo F., Lavender S. (2010) Algorithm theoretical basis document for OLCI Terrestrial Chlorophyll Index (OTCI). Sentinel-3 L2 products and algorithm definition. University of Southampton.
24. Kovács D.D., Reyes-Muñoz P., Berger K., Mészáros V.I., Caballero G., Verrelst J. (2024) Multi-decadal temporal reconstruction of Sentinel-3 OLCI-based vegetation products. Ecological Informatics, 83, 102816. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102816
25. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Bahinskyi O. (2024) Natural and climatic transformation of the Kakhovka Reservoir after the destruction of the dam. Journal of Ecological Engineering, 25(7), 82–104. https://doi.org/10.12911/22998993/187961
26. Pichura V., Potravka L., Boiko P. (2025) Climatic and hydrological conditions for the formation of vegetation cover in the drained Kakhovka Reservoir's territory. Ecological Engineering & Environmental Technology, 26(4), 357–373. https://doi.org/10.12912/27197050/202227
27. Pichura V., Potravka L., Stoiko N., Dudych H. (2025) Scenarios for the functioning of the Kakhovka Reservoir territory. Journal of Landscape Ecology, 18(3), 118–154. https://doi.org/10.2478/jlecol-2025-0023
28. Lisovets O., Podorozhniy S., Tutova H., Molozhon K., Kunakh O., Zhukov O. (2025) Hemeroby reveals the dynamics of vegetation cover following the destruction of the Kakhovka Reservoir. PeerJ, 13, e19607. https://doi.org/10.7717/peerj.19607
29. Tutova H., Lisovets O., Kunakh O., Zhukov O. (2025) The future of the Kakhovka Reservoir after ecocide. Studia Biologica, 19(3), 171–194. https://doi.org/10.30970/sbi.1903.838
30. Shumilova O., Sukhodolov A., Osadcha N., et al. (2025) Environmental effects of the Kakhovka Dam destruction by warfare in Ukraine. Science, 387(6739), 1181–1186. https://doi.org/10.1126/science.adn8655
31. Kuzemko A., Prylutskyi O., Kolomytsev G., Didukh Y., Moysiyenko I., Borsukevych L., Chusova O., Splodytel A., Khodosovtsev O. (2024) Reach the bottom: plant cover of the former Kakhovka Reservoir, Ukraine. Research Square. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4137799/v1

32. Pichura V., Potravka L., Dudiak N., Hyrlya L. (2024) The impact of the russian armed aggression on the condition of the water area of the Dnipro-Buh estuary system. Ecological Engineering & Environmental Technology, 25(11), 58–82. https://doi.org/10.12912/27197050/192154
33. Kueppers L.M., Snyder M.A., Sloan L.C. (2007) Irrigation cooling effect: Regional climate forcing by land-use change. Geophysical Research Letters, 34, L03703. https://doi.org/10.1029/2006GL028679
34. Thiery W., Visser A.J., Fischer E.M., Hauser M., Hirsch A.L., Lawrence D.M., Lejeune Q., Davin E.L., Seneviratne S.I. (2020) Warming of hot extremes alleviated by expanding irrigation. Nature Communications, 11, 290. https://doi.org/10.1038/s41467-019-14075-4

Дата першого надходження статті до видання: 28.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 619:614.31:639.3.09
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.10

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ДИНАМІКА ПОШИРЕННЯ ІХТІОФТИРІОЗУ РИБ В АКВАКУЛЬТУРІ УКРАЇНИ

*[1]**Полтавченко Т.В.** – к.вет.н., доцент*
orcid.org/ 0000-0001-8531-2924
*[1]**Буднік З.М.** – к.с.-г.н., доцент*
orcid.org/0000-0002-0579-954X
*[2]**Литвиненко О.П.** – к.вет.н., ст.н.сп.*
orcid.org/0009-0003-0682-8917
*[2]**Яненко У.М.** – к.вет.н., ст.н.сп.*
orcid.org/0000-0001-5678-3356
*[2]**Куликова В.В.** – к.вет.н., ст.н.сп.*
orcid.org/0009-0008-8827-030X,
*[2]**Мірошніченко О.І.** – н.сп.*
orcid.org/0009-0001-0445-1963,
*[2]**Прокопенко Т.О.** – н.сп.*
orcid.org/0000-0003-2706-5691
[1]Національний університет водного господарства та природокористування
[2]Державний науково-дослідний інститут з лабораторної діагностики та ветеринарно-санітарної експертизи
z.m.budnik@nuwm.edu.ua

Інтенсифікація аквакультури супроводжується зростанням ризиків поширення паразитарних захворювань, серед яких іхтіофтиріоз займає провідне місце як одна з найбільш контагіозних і економічно значущих протозойних інвазій прісноводних риб. Метою дослідження було вивчення багаторічної динаміки та просторових особливостей поширення іхтіофтиріозу в Україні у 2017–2025 рр.

Матеріалом для дослідження слугували дані державного лабораторного моніторингу, сформовані на основі звітності за формою № 2-Вет. Діагностику здійснювали з використанням клінічних і паразитологічних методів із подальшою мікроскопічною ідентифікацією Ichthyophthirius multifiliis. Статистичну обробку проводили методами варіаційної статистики з визначенням середніх значень і стандартного відхилення.

Встановлено, що за досліджуваний період проведено 36403 лабораторних дослідження, з яких у 268 випадках виявлено збудника іхтіофтиріозу; середній рівень інвазованості становив 0,7%. Динаміка інвазії характеризувалася хвилеподібними коливаннями з мінімальними значеннями у 2017–2018 рр. (0,2–0,3%) та піковим підйомом у 2019 році (2,5%). У подальшому відзначено зниження показників у 2020–2022 рр. із подальшою тенденцією до повторного зростання у 2023–2025 рр. (до 1,1%).

Картографічний аналіз показав осередковий характер поширення інвазії з формуванням кластерів у регіонах із розвиненою аквакультурою. Найбільш інтен-

сивна циркуляція збудника відзначалася у центральних і північних областях, тоді як у південних регіонах поширення було обмеженим, що, ймовірно, пов'язано з гідрохімічними особливостями водного середовища.

Встановлено відсутність прямої залежності між обсягами лабораторних досліджень і рівнем інвазованості, що свідчить про визначальну роль екологічних та біологічних чинників у розвитку епізоотичного процесу. Показано, що динаміка іхтіофтиріозу має циклічний характер із періодичними підйомами, зумовленими сприятливими умовами для розвитку паразита.

Отримані результати дозволяють розглядати іхтіофтиріоз як ензоотичну інвазію з періодичними епізоотичними спалахами та підтверджують необхідність удосконалення системи моніторингу і впровадження комплексних профілактичних заходів. Прогностично обґрунтовано ризик подальшого поширення захворювання в умовах кліматичних змін та інтенсифікації аквакультури.

Ключові слова: іхтіофтиріоз, *Ichthyophthirius multifiliis*, аквакультура, прісноводні риби, епізоотологія, моніторинг.

Актуальність проблеми. Інтенсивний розвиток аквакультури у світі та в Україні супроводжується зростанням ризиків поширення інфекційних і паразитарних захворювань, які суттєво впливають на продуктивність галузі та її економічну ефективність. Серед них особливе місце займають протозойні інвазії, що характеризуються високою контагіозністю та здатністю швидко поширюватися у штучних водоймах. У сучасних умовах інтенсифікації виробництва проблема контролю паразитарних захворювань набуває особливої актуальності, зважаючи на підвищену щільність посадки риби та зміну екологічних параметрів водного середовища [1].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Іхтіофтиріоз є одним із найбільш поширених і небезпечних протозойних захворювань прісноводних риб, збудником якого є інфузорія *Ichthyophthirius multifiliis*, яка паразитує на шкірі, зябрах і плавцях риб [1]. Захворювання характеризується швидким перебігом, високим рівнем ураження поголів'я та значними втратами у рибницьких господарствах. Життєвий цикл включає три стадії: трофонт (паразитує на рибі), томонт (інцистується у зовнішньому середовищі), теронт (інвазійна стадія) [2]. Біологічні особливості збудника, зокрема складний життєвий цикл із вільноживучими та паразитичними стадіями, забезпечують його ефективну циркуляцію у водоймах та ускладнюють проведення профілактичних заходів [3].

Важливим фактором розвитку епізоотичного процесу при іхтіофтиріозі є абіотичні та біотичні умови середовища, серед яких провідну роль відіграє температура води. За оптимальних температур (+20–+26°C) життєвий цикл паразита суттєво скорочується, що сприяє масовому зараженню риби у короткі терміни. Крім того, на поширення інвазії впливають гідрохімічні показники води, щільність посадки, стресові фактори та рівень ветеринарно-санітарного контролю у господарствах аквакультури.

Недотримання вищезазначених факторів зумовлює скорочення життєвого циклу паразита до 3–7 діб, що сприяє швидкому поширенню інвазії [5].

У країнах Центральної та Східної Європи, що межують з Україною, іхтіофтиріоз має подібні закономірності поширення.

У Румунії рівень ураження риб у природних водоймах становить близько 2%, тоді як у рибницьких господарствах цей показник може бути значно вищим [4].

У Молдові дане захворювання має осередковий характер, проте регулярно реєструється у ставкових господарствах, що пов'язано зі схожими умовами ведення аквакультури.

У Польщі, Словаччині та Угорщині іхтіофтиріоз є типовим захворюванням ставкової аквакультури, особливо у коропових господарствах, де спалахи частіше реєструються у теплий період року [6, 7].

В Україні іхтіофтиріоз має осередковий характер поширення, проте регулярно реєструється у різних регіонах, що свідчить про циркуляцію збудника в природних і штучних водоймах. Систематичний аналіз епізоотичної ситуації є необхідною передумовою для розробки ефективних заходів профілактики та контролю захворювання. Особливого значення набуває використання даних державного лабораторного моніторингу як надійного джерела інформації щодо динаміки інвазії [4, 8].

Незважаючи на значну кількість досліджень, питання довгострокової динаміки поширення іхтіофтиріозу в умовах України залишається недостатньо вивченим. Вивчення багаторічних тенденцій захворюваності, з урахуванням змін кліматичних умов та інтенсифікації аквакультури, є необхідним для науково обґрунтованого прогнозування епізоотичної ситуації. Це дозволяє підвищити ефективність системи моніторингу та своєчасно впроваджувати адаптивні профілактичні заходи [7, 9].

Основні заходи боротьби включають: профілактику (карантин, контроль щільності посадки, моніторинг); лікування (антипаразитарні препарати); біобезпеку (дезінфекція, санітарна обробка водойм) [10].

Постановка завдання. Мета роботи полягала у вивченні динаміки епізоотичного процесу щодо ураження риб іхтіофтиріозом за 2017–2025 рр. на території України.

Матеріали і методи дослідження. Для проведення дослідження використано матеріали річної звітності за формою № 2-Вет «Звіт про роботу державних лабораторій ветеринарної медицини», що були піддані статистичному аналізу. Зазначені дані формувалися в регіональних державних лабораторіях Держпродспоживслужби, акредитованих відповідно до вимог стандарту ISO/IEC 17025.

Діагностику іхтіофтиріозу здійснювали із застосуванням комплексу паразитологічних методів, що включали клінічний огляд риб та мікроско-

пічне дослідження патологічного матеріалу. Проводили зовнішній огляд з оцінкою характерних клінічних ознак, після чого виконували паразитологічне дослідження шкіри, луски, плавців і зябер із використанням світлової мікроскопії. Зіскрібки відбирали з уражених ділянок тіла та зябер риб з метою виявлення трофонтів Ichthyophthirius multifiliis. Ідентифікацію збудника здійснювали на підставі морфологічних критеріїв відповідно до визначників прісноводних паразитичних інфузорій, з урахуванням форми тіла, розмірів і характерних структурних особливостей трофонтів.

Статистичну обробку отриманих результатів здійснювали з використанням програмного забезпечення Microsoft Excel із застосуванням методів варіаційної статистики. Обчислювали середні значення показників (M) та їх стандартне відхилення (SD). Оцінку достовірності відмінностей між досліджуваними групами проводили із використанням критеріїв статистичної значущості при рівнях $p < 0,05$ та $p < 0,01$.

Результати та їх обговорення. Упродовж 2017–2025 рр. було проведено 36403 діагностичних дослідження щодо виявлення збудника іхтіофтиріозу. За результатами отриманих даних позитивні випадки інвазії було встановлено у 268 зразках. Середній рівень інвазованості риб за досліджуваний період становив 0,7%.

Аналіз даних, наведених, свідчить про суттєву варіабельність як обсягів лабораторних досліджень, так і рівня інвазованості риб іхтіофтиріозом упродовж 2017–2025 рр., що відображає складність епізоотичного процесу.

У структурі досліджень простежуються різкі коливання кількості проведених аналізів. Найбільші обсяги реєструвалися у 2017 та 2025 роках (по 7218 досліджень), що може бути пов'язано з активізацією державного моніторингу або епізоотичними спалахами, які потребували розширеного лабораторного контролю. Водночас у 2021 році зафіксовано мінімальний показник (859 досліджень), що, ймовірно, обумовлено обмеженням доступу до господарств, організаційними факторами та зовнішніми кризовими умовами.

Рівень інвазованості мав хвилеподібний характер. У 2017–2018 рр. показники залишалися на низькому рівні (0,2–0,3%), що може свідчити про відносно стабільну епізоотичну ситуацію або ефективність профілактичних заходів. Проте вже у 2019 році відбулося різке зростання інвазованості до 2,5%, що є максимальним значенням за весь період спостереження. Такий стрибок можна пояснити поєднанням сприятливих для розвитку збудника факторів, зокрема підвищенням температури води, збільшенням щільності посадки риби або порушенням гідрохімічних параметрів.

У подальшому (2020–2022 рр.) реєструється поступове зниження рівня інвазованості (1,3% → 0,7%), що може бути наслідком впровадження

коригувальних ветеринарно-санітарних заходів та адаптації господарств до епізоотичних ризиків. Проте з 2023 року знову відмічається тенденція до зростання (0,8% → 1,1% у 2025 р.), що свідчить про збереження циркуляції збудника у водоймах та недостатню стабільність профілактичної системи.

Важливо відзначити відсутність прямої кореляції між кількістю досліджень і рівнем інвазованості. Наприклад, у 2019 році при середньому обсязі досліджень (4974) зафіксовано найвищий рівень ураження, тоді як у 2025 році при максимальній кількості досліджень рівень інвазії був значно нижчим (1,1%). Це вказує на те, що інтенсивність епізоотичного процесу визначається передусім екологічними та біологічними чинниками, а не лише масштабом діагностики.

Узагальнюючи, можна констатувати, що епізоотична ситуація щодо іхтіофтиріозу в Україні характеризується нестабільністю з періодичними підйомами інвазованості. Це обґрунтовує необхідність постійного моніторингу.

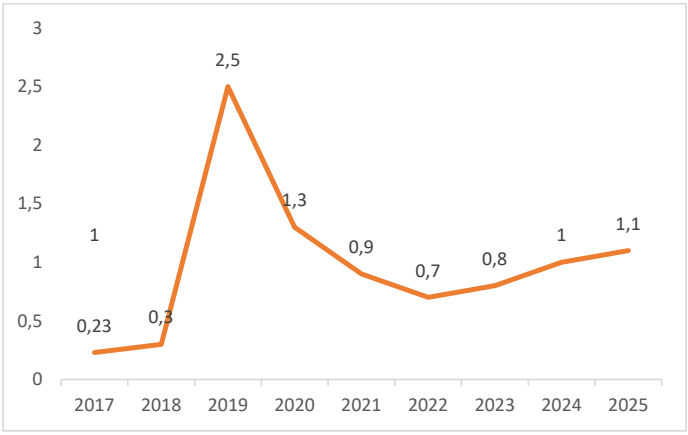


Рис. 1. **Динаміка рівня інвазованості риб іхтіофтиріозом у відсотках за результатами лабораторних досліджень у державних лабораторіях Держпродспоживслужби України за період 2017–2025 рр.**

Графічне відображення динаміки рівня інвазованості (рис. 1) більш наочно демонструє тенденції розвитку епізоотичного процесу та дозволяє виділити ключові етапи його змін.

Крива інвазованості має виражений піковий характер із максимальним значенням у 2019 році. Така форма графіка відповідає класичній моделі спалахів протозойних інвазій в умовах аквакультури, коли за наявності сприятливих умов (оптимальна температура +20…+26 °С, висока щільність посадки, стресові фактори) відбувається різке збільшення чисельності паразита *Ichthyophthirius multifiliis*.

Після пікового значення спостерігається фаза спаду (2020–2022 рр.), що може відповідати:

– зниженню щільності паразита у популяції;
– формуванню часткової резистентності у риб;
– впровадженню ефективних лікувально-профілактичних заходів.

Подальше поступове зростання кривої у 2023–2025 рр. свідчить про повторну активізацію епізоотичного процесу. Така тенденція є типовою для паразитарних систем із незавершеним циклом контролю, коли збудник зберігається у водоймах і періодично спричиняє нові хвилі зараження.

З епізоотологічної точки зору, представлена динаміка відповідає циклічному типу розвитку інвазії з періодом коливань приблизно 3–5 років. Це узгоджується з даними літератури щодо багаторічної динаміки паразитарних захворювань у штучних водоймах, де ключову роль відіграють кліматичні зміни та антропогенне навантаження.

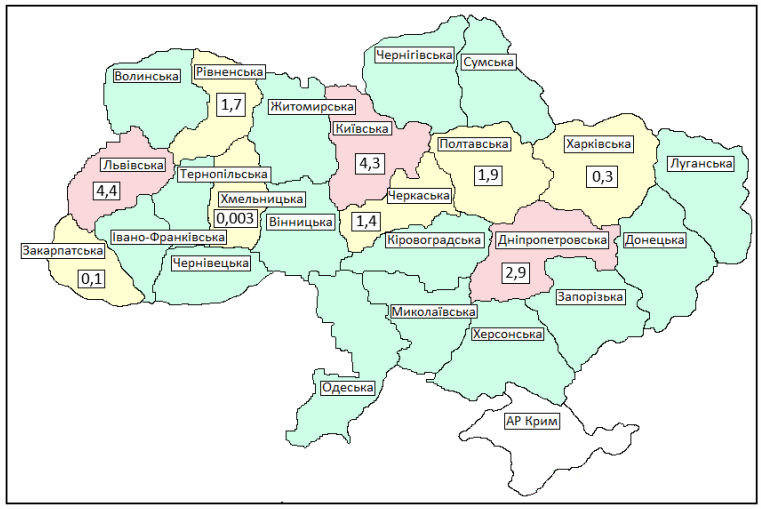


Рис. 2. **Ступінь інвазованості іхтіофтиріозу риб на території України у дослідний період (2017–2025 рр.): світлий – 1–5 випадків; середній – 6–15 випадків; темний – понад 15 випадків**

Картографічний аналіз реєстрації іхтіофтиріозу риб на території України упродовж 2017–2025 рр. (рис. 2) дозволяє оцінити регіональні особливості епізоотичного процесу та виявити зони підвищеного ризику циркуляції збудника *Ichthyophthirius multifiliis*.

Встановлено, що захворювання має нерівномірний, осередковий характер поширення з чітко вираженою територіальною диференціацією. Найбільша концентрація випадків інвазії спостерігається у регіонах із розвиненою аквакультурою та значною кількістю штучних водойм. Це,

насамперед, центральні, північні та частково західні області України, де поєднання сприятливих гідроекологічних умов і високої щільності посадки риби створює оптимальні умови для підтримання життєвого циклу паразита.

У південних регіонах, незважаючи на наявність значного водного фонду, поширення інвазії має більш обмежений характер. Це може бути пов'язано з підвищеною мінералізацією води, вищими температурними коливаннями та специфічними гідрохімічними умовами, які частково стримують розвиток паразита або впливають на виживаність його вільноживучих стадій.

Окремої уваги заслуговують регіони з епізодичною реєстрацією захворювання, де випадки інвазії мають спорадичний характер. Така ситуація може свідчити як про низький рівень циркуляції збудника, так і про недостатню інтенсивність лабораторного моніторингу або обмежений відбір матеріалу. Водночас навіть поодинокі випадки вказують на потенційну небезпеку формування нових осередків інвазії.

Аналіз карти також дозволяє виділити території з відсутністю зареєстрованих випадків. Проте це не слід однозначно трактувати як відсутність захворювання, оскільки така ситуація може бути наслідком недостатнього епізоотичного нагляду, а не реальної епізоотичної безпеки.

Отримані результати свідчать про складний, багатофакторний характер епізоотичного процесу іхтіофтиріозу риб в умовах аквакультури України, який формується під впливом взаємодії біологічних властивостей збудника, екологічних умов середовища та антропогенних чинників.

Разом із тим, інтерпретація регіональних особливостей поширення іхтіофтиріозу має певні обмеження, оскільки державна звітність не містить повної інформації щодо кількості та структури об'єктів аквакультури по окремих областях України. Це ускладнює проведення прямої оцінки щільності епізоотичних осередків та потребує подальшого удосконалення системи збору епізоотичних даних.

Аналіз багаторічної динаміки показав, що середній рівень інвазованості (0,7%) є відносно невисоким, однак наявність різких пікових підйомів, зокрема у 2019 році (2,5%), свідчить про потенційну здатність інвазії до швидкого епізоотичного поширення. Така нестабільність є типовою для протозойних паразитозів, життєвий цикл яких включає вільноживучі стадії, що забезпечують ефективну циркуляцію збудника у водному середовищі [1, 11, 12, 13].

Встановлена хвилеподібна динаміка інвазованості з періодами підйому та спаду узгоджується з концепцією циклічності паразитарних систем. Пік у 2019 році, ймовірно, був зумовлений оптимальним поєднанням абіотичних факторів, передусім температури води (+20–+26 °C), що

значно прискорює розвиток *Ichthyophthirius multifiliis*. Подальше зниження показників у 2020–2022 рр. можна пояснити як результат впровадження профілактичних заходів, так і природного зменшення щільності паразита у популяції. Водночас повторне зростання інвазованості у 2023–2025рр. свідчить про незавершеність процесів контролю та збереження збудника в екосистемах.

Важливим є встановлений факт відсутності прямої залежності між кількістю проведених досліджень і рівнем інвазованості. Це підтверджує, що інтенсивність епізоотичного процесу визначається не стільки обсягом діагностичних заходів, скільки сукупністю екологічних і біологічних чинників. Зокрема, ключову роль відіграють щільність посадки риби, якість води, стресові фактори та рівень біобезпеки у господарствах [1, 2, 14].

У результаті аналізу епізоотичного процесу виявлено формування осередків інвазії у регіонах із розвиненою аквакультурою, що узгоджується з положеннями теорії природно-осередкових захворювань [10].

Найбільш сприятливі умови для циркуляції збудника формуються у центральних і північних регіонах, де поєднуються оптимальні температурні режими та висока інтенсивність рибництва. Менш виражене поширення інвазії у південних регіонах може бути пов'язане з несприятливими для паразита гідрохімічними умовами, зокрема підвищеною мінералізацією води та значними температурними коливаннями. Водночас наявність спорадичних випадків у різних регіонах свідчить про постійну загрозу формування нових осередків, особливо за умов не контрольованого переміщення рибопосадкового матеріалу.

Слід також враховувати вплив кліматичних змін, які можуть призводити до подовження періоду з оптимальними температурами для розвитку паразита. Це створює передумови для збільшення кількості генерацій збудника протягом року та підвищення ризику епізоотичних спалахів. У цьому контексті отримані результати узгоджуються з сучасними уявленнями про посилення ролі кліматичних факторів у динаміці паразитарних захворювань гідробіонтів.

Зниження обсягів лабораторного моніторингу у 2021–2022 рр. могло бути додатково пов'язане з організаційними труднощами функціонування системи державного ветеринарного контролю в умовах воєнного стану.

Висновок. Таким чином, іхтіофтиріоз в Україні слід розглядати як ензоотичну інвазію з періодичними епізоотичними підйомами, що підтримується за рахунок постійної циркуляції збудника у природних та штучних водоймах. Ефективний контроль можливий лише за умови комплексного підходу, який поєднує паразитологічний моніторинг та дотримання ветеринарно-санітарних вимог.

Проведений аналіз статистичних даних дозволив встановити, що іхтіофтиріоз риб в Україні упродовж 2017–2025 рр. характеризується

нестабільною, хвилеподібною динамікою з коливаннями рівня інвазованості в межах 0,2–2,5% при середньому значенні 0,7%, що свідчить про складний і мінливий характер епізоотичного процесу. Виявлений піковий підйом інвазованості у 2019 році підтверджує здатність інвазії до швидкого поширення та формування епізоотичних спалахів за сприятливих екологічних умов.

Отримані результати доводять відсутність прямої залежності між обсягами лабораторних досліджень і рівнем інвазованості, що вказує на визначальну роль абіотичних та біотичних факторів у розвитку інвазії. Встановлений циклічний характер епізоотичного процесу з періодичністю підйомів у межах 3–5 років узгоджується з біологічними особливостями збудника та закономірностями функціонування паразитарних систем.

Картографічний аналіз підтверджує осередковий характер поширення іхтіофтиріозу з формуванням осередків у регіонах із розвиненою аквакультурою. Найбільш сприятливі умови для циркуляції збудника формуються у центральних і північних регіонах України, тоді як у південних областях інтенсивність інвазії обмежується специфічними гідрохімічними характеристиками водного середовища. Водночас встановлено наявність ризику формування нових осередків захворювання, що пов'язано з переміщенням риби та здатністю збудника тривалий час зберігатися у водоймах.

У цілому отримані дані свідчать про те, що іхтіофтиріоз слід розглядати як ензоотичну інвазію з періодичними епізоотичними підйомами. Існує обґрунтована ймовірність подальшого зростання рівня інвазованості в умовах кліматичних змін та інтенсифікації аквакультури, що зумовлює необхідність удосконалення системи епізоотичного моніторингу та впровадження комплексних профілактичних заходів, спрямованих на розрив життєвого циклу *Ichthyophthirius multifiliis*.

DYNAMICS OF THE SPREAD OF FISH ICHTHYOPHTHIRIOSIS IN UKRAINIAN AQUACULTURE

[1]***Poltavchenko T.V.***– *Candidate of Veterinary Sciences, Associate Professor*
orcid.org/0000-0001-8531-2924
[1]***Budnik Z.M.***– *Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor*
orcid.org/0000-0002-0579-954X
[2]***Lytvynenko O.P.***– *Candidate of Veterinary Sciences, Senior Researcher*
orcid.org/0009-0003-0682-8917
[2]***Yanenko U.M.***– *Candidate of Veterinary Sciences, Senior Researcher*
orcid.org/0000-0001-5678-3356
[2]***Kulykova V.V.***– *Candidate of Veterinary Sciences, Senior Researcher*
orcid.org/0009-0008-8827-030X

[2]***Miroshnichenko O.I.***– *Researcher*
orcid.org/0009-0001-0445-1963
[2]***Prokopenko T.O.***– *Researcher*
orcid.org/0000-0003-2706-5691
[1]*National University of Water and Environmental Engineering*
[2]*State Scientific Research Institute for Laboratory Diagnostics and Veterinary and Sanitary Expertise*
z.m.budnik@nuwm.edu.ua

The intensification of aquaculture is accompanied by an increased risk of the spread of parasitic diseases, among which ichthyophthiriosis occupies a leading position as one of the most contagious and economically significant protozoan invasions of freshwater fish. The aim of the study was to investigate the long-term dynamics and spatial features of the spread of ichthyophthiriosis in Ukraine during 2017–2025.

The study was based on data from the state laboratory monitoring system generated from reporting form No. 2-Vet. Diagnostics were performed using clinical and parasitological methods followed by microscopic identification of Ichthyophthirius multifiliis. Statistical processing was carried out using methods of variation statistics with determination of mean values and standard deviation.

It was established that during the study period, 36,403 laboratory examinations were conducted, among which the causative agent of ichthyophthiriosis was detected in 268 cases; the average infestation rate was 0.7%. The dynamics of the invasion were characterized by wave-like fluctuations with minimum values in 2017–2018 (0.2–0.3%) and a peak increase in 2019 (2.5%). Subsequently, a decrease in indicators was observed in 2020–2022, followed by a tendency toward renewed growth in 2023–2025 (up to 1.1%).

Cartographic analysis demonstrated a focal pattern of invasion spread with the formation of clusters in regions with developed aquaculture. The most intensive circulation of the pathogen was observed in the central and northern regions, whereas in southern regions the spread was limited, which is probably associated with the hydrochemical characteristics of the aquatic environment.

No direct relationship was found between the volume of laboratory examinations and the level of infestation, indicating the decisive role of ecological and biological factors in the development of the epizootic process. It was shown that the dynamics of ichthyophthiriosis are cyclical in nature, with periodic increases caused by favorable conditions for parasite development.

The obtained results make it possible to consider ichthyophthiriosis as an enzootic invasion with periodic epizootic outbreaks and confirm the necessity of improving the monitoring system and implementing comprehensive preventive measures. The risk of further disease spread under conditions of climate change and aquaculture intensification has been prognostically substantiated.

Key words: ichthyophthiriosis, Ichthyophthirius multifiliis, aquaculture, freshwater fish, epizootology, monitoring.

ЛІТЕРАТУРА

1. Matthews R. A. *Ichthyophthirius multifiliis Fouquet and Ichthyophthiriosis in freshwater teleosts.* Advances in Parasitology, 59, 2005, PP. 159–241. https://doi.org/10.1016/S0065-308X(05)59003-1

2. Durburrow R.M., Mitchell A.J., Crosby M.D. *Ich (White Spot Disease).* Southern regional Aquaculture Center, Publication No.476., 1998, PP. 6. https://doi.org/10.32473/edis-fa006-1991
3. Jørgensen L. V. G. *The fish parasite Ichthyophthirius multifiliis – Host immunology, vaccines and novel treatments.* Fish & Shellfish Immunology, 67, 2017, 586–595. https://doi.org/10.1016/j.fsi.2017.06.044
4. Jørgensen L. V. G. *Infection and immunity against Ichthyophthirius multifiliis in zebrafish (Danio rerio).* Fish & Shellfish Immunology, 57, 2016, 335–339. https://doi.org/10.1016/j.fsi.2016.08.042
5. Gong X., Zhu Y., Ning X., et al. *Effect of Ichthyophthirius multifiliis infection on host immunity and microbiota shifts of Takifugu fasciatus.* Microbial Pathogenesis, 2025. https://doi.org/10.1016/j.micpath.2025.107784
6. Floyd R. F., Yanong R., Pouder D. *Ichthyophthirius multifiliis (White Spot) infections in fish (EDIS FA006, rev.).* University of Florida IFAS Extension. 2016. DOI відсутній, це extension publication; доступ: https://edis.ifas.ufl.edu/publication/FA006
7. Yang H., Xiao J., et al. *Investigations on white spot disease reveal high genetic diversity of the fish parasite*. Ichthyophthirius multifiliis. Aquaculture, 562, 2023. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738804
8. Saleh M., Abdel-Baki A. S., Dkhil M. A., El Matbouli M., Quraishy S. *Proteins of the ciliated protozoan parasite Ichthyophthirius multifiliis identified in common carp skin mucus.* Pathogens, 10(7), 2021, p. 790. https://doi.org/10.3390/pathogens10070790
9. Liu Y., Zhang Q., Xu D., et al. *Antiparasitic efficacy of curcumin from Curcuma longa against Ichthyophthirius multifiliis in grass carp.* Veterinary Parasitology, 236, 2017, 128–136. https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2017.02.011
10. Noga E. *Diagnoses made by bacterial culture of kidney or affected organs.* In: Fish disease, diagnosis and treatment. 2nd ed. Ames (IA): Iowa State University Press. 2010, p. 185–190. https://doi.org/10.1002/9781118786758
11. Liu Y., Zhang Q., Xu D., et al. *Antiparasitic efficacy of commercial curcumin against Ichthyophthirius multifiliis in grass carp (Ctenopharyngodon idellus).* Aquaculture, 480, 2017, PP. 65–70. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.07.041
12. Teixeira Alves M., Taylor N. G. H. (2020). *Models suggest pathogen risks to wild fish can be mitigated by acquired immunity in freshwater aquaculture systems.* Scientific Reports, 10, 2020. https://doi.org/10.1038/s41598-020-64433-5
13. Cao Z. Y., Xi B. W., Zhou Q. J., Xie J. *Predation of cyclopoid copepods on the theronts of Ichthyophthirius multifiliis: Shedding light on biocontrol of white spot disease.* Pathogens, 12(7), 2023, p. 860. https://doi.org/10.3390/pathogens12070860

14. Kumar V., Das S., Swain P., et al. *Outbreak of Ichthyophthirius multifiliis associated with Aeromonas hydrophila in Pangasianodon hypophthalmus: Role of turmeric oil in enhancing immunity and resistance.* Frontiers in Immunology, 13, 2022. https://doi.org/10.3389/fimmu.2022.956478

REFERENCES

1. Matthews R. A. (2005). *Ichthyophthirius multifiliis Fouquet and Ichthyophthiriosis in freshwater teleosts.* Advances in Parasitology, 59, PP. 159–241. https://doi.org/10.1016/S0065-308X(05)59003-1
2. Durburrow R.M., Mitchell A.J., Crosby M.D. (1998). *Ich (White Spot Disease).* Southern regional Aquaculture Center, Publication No. 476. PP. 6. https://doi.org/10.32473/edis-fa006-1991
3. Jørgensen L. V. G. (2017). *The fish parasite Ichthyophthirius multifiliis – Host immunology, vaccines and novel treatments.* Fish & Shellfish Immunology, 67, 586–595. https://doi.org/10.1016/j.fsi.2017.06.044
4. Jørgensen L. V. G. (2016). *Infection and immunity against Ichthyophthirius multifiliis in zebrafish (Danio rerio).* Fish & Shellfish Immunology, 57, 335–339. https://doi.org/10.1016/j.fsi.2016.08.042
5. Gong X., Zhu Y., Ning X., et al. (2025). *Effect of Ichthyophthirius multifiliis infection on host immunity and microbiota shifts of Takifugu fasciatus.* Microbial Pathogenesis, 107784. https://doi.org/10.1016/j.micpath.2025.107784
6. Floyd R. F., Yanong R., Pouder D. (2016). *Ichthyophthirius multifiliis (White Spot) infections in fish (EDIS FA006, rev.).* University of Florida IFAS Extension. URL: https://edis.ifas.ufl.edu/publication/FA006
7. Yang H., Xiao J., et al. (2023). *Investigations on white spot disease reveal high genetic diversity of the fish parasite*. Ichthyophthirius multifiliis. Aquaculture, 562. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738804
8. Saleh M., Abdel-Baki A. S., Dkhil M. A., El Matbouli M., Quraishy S. (2021). *Proteins of the ciliated protozoan parasite Ichthyophthirius multifiliis identified in common carp skin mucus.* Pathogens, 10(7), p. 790. https://doi.org/10.3390/pathogens10070790
9. Liu Y., Zhang Q., Xu D., et al. (2017). *Antiparasitic efficacy of curcumin from Curcuma longa against Ichthyophthirius multifiliis in grass carp.* Veterinary Parasitology, 236, 128–136. https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2017.02.011
10. Noga E. (2010). *Diagnoses made by bacterial culture of kidney or affected organs.* In: Fish disease, diagnosis and treatment. 2nd ed. Ames (IA): Iowa State University Press. p. 185–190. https://doi.org/10.1002/9781118786758
11. Liu Y., Zhang Q., Xu D., et al. (2017). *Antiparasitic efficacy of commercial curcumin against Ichthyophthirius multifiliis in grass carp (Ctenopharyngodon idellus).* Aquaculture, 480, PP. 65–70. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.07.041

12. Teixeira Alves M., Taylor N. G. H. (2020). *Models suggest pathogen risks to wild fish can be mitigated by acquired immunity in freshwater aquaculture systems.* Scientific Reports, 10, 7513. https://doi.org/10.1038/s41598-020-64433-5
13. Cao Z. Y., Xi B. W., Zhou Q. J., Xie J. (2023). *Predation of cyclopoid copepods on the theronts of Ichthyophthirius multifiliis: Shedding light on biocontrol of white spot disease.* Pathogens, 12(7), 860. https://doi.org/10.3390/pathogens12070860
14. Kumar V., Das S., Swain P., et al. (2022). *Outbreak of Ichthyophthirius multifiliis associated with Aeromonas hydrophila in Pangasianodon hypophthalmus: Role of turmeric oil in enhancing immunity and resistance.* Frontiers in Immunology, 13, 956478. https://doi.org/10.3389/fimmu.2022.956478

Дата першого надходження статті до видання: 28.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.11

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ВОДА ЯК ГЕНДЕРНО ДЕТЕРМІНОВАНИЙ РЕСУРС: ПЕРЕОСМИСЛЕННЯ НЕРІВНОСТІ ТА МОЖЛИВОСТЕЙ

Потравка Л.О. *– д.е.н., професор*
orcid.org/0000-0002-0011-2286
Білошкуренко О.С. *– асистент*
orcid.org/0009-0008-0658-8446
Херсонський державний аграрно-економічний університет
potravkalarisa@gmail.com

Вода є базовим природним ресурсом, проте її доступність, якість і розподіл не є соціально нейтральними. У багатьох суспільствах жінки та дівчата виконують основну частину завдань із забезпечення домогосподарств водою, що супроводжується значними часовими витратами, фізичним навантаженням та обмеженням освітніх і професійних можливостей. Метою статті є переосмислення води як гендерно детермінованого ресурсу на основі узагальнення сучасних наукових підходів. Дослідження виконано у форматі систематичного огляду наукової літератури з міжнародних наукометричних баз Web of Science, Scopus, PubMed та Google Scholar за період 1980–2025 рр. Пошук здійснювався за комбінаціями ключових слів, що відображають взаємозв'язок водокористування та гендеру. Відбір джерел проводився у кілька етапів з подальшим тематичним групуванням результатів. Встановлено, що гендерна нерівність у водокористуванні проявляється у сферах здоров'я, освіти, економічної активності та управління ресурсами. Підтверджено зв'язок між якістю питної води та підвищеними ризиками онкологічних, репродуктивних і серцево-судинних захворювань із вираженою гендерною диференціацією. Виявлено, що обмежений доступ до води зменшує освітні можливості дівчат та економічну активність жінок. Попри високу залученість до практичного водокористування, участь жінок у прийнятті управлінських рішень залишається обмеженою. Обґрунтовано необхідність переходу від технократичного підходу до водопостачання до комплексної соціально-екологічної парадигми, у якій вода розглядається як чинник рівності, безпеки та людського розвитку. Гендерно чутливе управління водними ресурсами є необхідною умовою забезпечення соціальної справедливості та підвищення адаптаційної спроможності громад.

Ключові слова: водокористування, гендерна нерівність, питна вода, WaSH, здоров’я, соціальна вразливість, управління водними ресурсами, сталий розвиток.

Вступ. Вода є базовим природним ресурсом, що визначає життєдіяльність суспільства, функціонування екосистем і соціально-економічний розвиток територій. Забезпечення доступу до безпечної питної води визнано одним із фундаментальних прав людини та ключовою передумовою досягнення Цілей сталого розвитку. Водночас сучасні дослідження переконливо демонструють, що водні ресурси не є соціально нейтральними: їх доступність, якість і розподіл формуються під впливом соціаль-

них, економічних і культурних чинників, серед яких особливу роль відіграє гендер [1, 34].

Гендерний вимір водокористування визначається нерівномірним розподілом ролей і відповідальності у суспільстві. У більшості країн саме жінки та дівчата виконують основну частину завдань, пов'язаних із забезпеченням домогосподарств водою, включаючи її збір, транспортування та використання, що супроводжується значними часовими витратами та фізичним навантаженням [17, 15, 33]. Така ситуація обмежує можливості для освіти, професійної реалізації та соціальної участі, формуючи довготривалі наслідки для людського розвитку. Водночас, попри високу залученість до практичних аспектів водокористування, жінки часто залишаються недостатньо представленими у процесах прийняття управлінських рішень, що посилює структурні дисбаланси у доступі до ресурсів і влади [6, 38].

Суттєвим є також медико-екологічний аспект проблеми. Численні дослідження свідчать про зв'язок між якістю питної води та ризиками розвитку захворювань, включаючи онкологічні, серцево-судинні та репродуктивні патології [9, 24, 32, 31]. Вплив забруднювачів, зокрема миш'яку та продуктів дезінфекції, може мати гендерно диференційований характер, що пов'язано з особливостями фізіології та більшою залученістю жінок до використання води в побуті [18, 35, 40]. Крім того, фізичне навантаження, пов'язане з перенесенням води, розглядається як важливий фактор формування хронічних м'язово-скелетних порушень і зниження якості життя [16, 37].

Не менш значущими є психосоціальні наслідки водної нерівності. Дефіцит води або її низька якість можуть спричиняти підвищений рівень стресу, тривожності та соціальної напруги, особливо серед жінок [33]. У випадках захворювань, пов'язаних із водними факторами, жінки частіше зазнають соціальної стигматизації, дискримінації та обмеження доступу до соціальних і медичних ресурсів [2, 30, 36]. Це свідчить про те, що наслідки водної небезпеки виходять за межі фізіологічного впливу і трансформуються у фактор соціальної вразливості.

Особливої актуальності гендерні аспекти водокористування набувають у контексті глобальних викликів, зокрема зміни клімату, деградації природних ресурсів і зростання водного дефіциту. Кліматично зумовлені зміни водного режиму посилюють нерівність у доступі до ресурсів і непропорційно впливають на жінок як основних користувачів води у домогосподарствах [7, 28, 39]. У кризових умовах, включаючи військові конфлікти та руйнування інфраструктури, ці дисбаланси можуть поглиблюватися, обмежуючи адаптаційні можливості населення та підвищуючи ризики соціально-економічної дестабілізації.

Незважаючи на значний обсяг досліджень, присвячених окремим аспектам водокористування, зокрема якості води та її впливу на здоров'я,

комплексний аналіз води як гендерно детермінованого ресурсу залишається недостатньо розвиненим. Більшість наукових робіт зосереджується на окремих компонентах, тоді як інтеграція соціальних, економічних і управлінських аспектів потребує подальшого розвитку. Зокрема, недостатньо дослідженими залишаються взаємозв'язки між доступом до води, розподілом часу, освітніми можливостями, економічною активністю та участю у прийнятті рішень у гендерному контексті.

Метою цієї статті є переосмислення води як гендерно детермінованого ресурсу на основі узагальнення сучасних наукових підходів і виявлення ключових механізмів формування нерівності та можливостей у системах водокористування. Особливу увагу приділено взаємозв'язкам між доступом до водних ресурсів і такими сферами, як здоров'я, освіта, економічна активність та соціальна участь, що дозволяє розширити розуміння ролі води як чинника не лише екологічного, але й соціального розвитку.

Матеріали і методи

Дизайн дослідження. Дослідження виконано у форматі систематичного огляду наукової літератури, спрямованого на узагальнення сучасних підходів до аналізу водокористування як гендерно детермінованого процесу. Методологічна основа роботи базується на принципах системності, відтворюваності та мінімізації дослідницької упередженості, що забезпечує наукову обґрунтованість і репрезентативність отриманих результатів. Обраний підхід відповідає сучасним практикам аналізу взаємозв'язків між водними ресурсами, здоров'ям і гендерною рівністю.

Джерела даних і стратегія пошуку. Формування інформаційної бази дослідження здійснювалося шляхом систематичного пошуку наукових публікацій у міжнародних наукометричних базах даних: Web of Science, Scopus, PubMed та Google Scholar.

Пошукова стратегія передбачала використання комбінацій ключових слів, що відображають міждисциплінарний характер проблеми: "water use", "drinking water", "water access", "gender", "women", "gender inequality", "water management", "WaSH", "empowerment". Такий підхід узгоджується з методичними рекомендаціями щодо моніторингу гендерних аспектів водопостачання і санітарії.

До аналізу включалися публікації англійською мовою за період 1980–2025 років, що дозволило врахувати як фундаментальні дослідження впливу води на здоров'я, так і сучасні роботи, присвячені гендерним аспектам водокористування.

Критерії відбору джерел. До вибірки включалися наукові публікації, які містили результати емпіричних або узагальнених досліджень, безпосередньо розглядали взаємозв'язок між водокористуванням та гендерними характеристиками, охоплювали хоча б один із компонентів водокористу-

вання – доступність, якість, кількість, надійність або безперервність водопостачання, а також містили гендерно дезагреговані дані або аналіз ролей жінок і чоловіків.

Такий підхід дозволив інтегрувати результати досліджень, що охоплюють як санітарно-гігієнічні аспекти, так і соціально-економічні виміри водокористування.

З вибірки виключалися публікації без аналітичної складової, дослідження без гендерного компоненту, а також роботи, не пов'язані безпосередньо з питною водою або WaSH-сектором.

Процедура відбору та обробки даних. Відбір джерел здійснювався у кілька послідовних етапів. На першому етапі проводився аналіз назв публікацій з метою попереднього виключення нерелевантних досліджень. На другому етапі оцінювалися анотації для визначення відповідності тематиці дослідження. Остаточний відбір здійснювався на основі повнотекстового аналізу.

Такий багаторівневий підхід відповідає сучасним практикам систематичних оглядів у сфері води та здоров'я і дозволяє забезпечити високу якість відбору джерел. Отримані дані систематизувалися та структурувалися відповідно до аналітичних категорій, що відображають як технічні параметри водокористування, так і соціально-гендерні результати.

Аналітичні підходи. Для досягнення поставленої мети застосовано поєднання кількісних і якісних методів аналізу. Кількісний аналіз передбачав узагальнення частоти використання окремих підходів, тематичних напрямів та компонентів водокористування у дослідженнях.

Якісний аналіз ґрунтувався на тематичному групуванні результатів (thematic analysis), що дозволило виділити ключові взаємозв'язки між водними ресурсами та гендерними аспектами, зокрема у сферах здоров'я, освіти, економічної активності та соціальної участі.

Крім того, застосовано порівняльний аналіз для зіставлення результатів різних досліджень і виявлення узагальнених тенденцій, що дозволило сформувати цілісне уявлення про водокористування як гендерно детермінований процес у різних соціально-економічних і географічних умовах.

Результати дослідження

Загальна характеристика досліджень. Аналіз наукових джерел засвідчив, що проблема гендерних аспектів водокористування має виражений міждисциплінарний характер і охоплює широкий спектр досліджень у галузях екології, громадського здоров'я, соціології, економіки та управління природними ресурсами. Переважна частина публікацій зосереджена на оцінці впливу якості питної води на здоров'я населення, що відповідає загальній структурі досліджень у сфері WaSH. Водночас соціально-економічні та управлінські аспекти водокористування, особливо у гендерному розрізі, залишаються менш дослідженими.

Більшість досліджень аналізує водокористування через призму якості води та пов'язаних із нею ризиків захворюваності, тоді як такі компоненти, як доступність, надійність і безперервність водопостачання, розглядаються значно рідше. Разом із тим у більшості робіт простежується чітка гендерна диференціація як у рівні впливу водних факторів, так і у розподілі ролей у системах водокористування.

Гендерні аспекти впливу водокористування на здоров'я. Результати досліджень підтверджують, що здоров'я є ключовим виміром впливу водокористування, причому гендерна специфіка проявляється як у рівні впливу, так і у структурі захворюваності. Значна кількість робіт фокусується на впливі хімічних забруднювачів питної води, зокрема миш'яку, продуктів хлорування та важких металів, які асоціюються з підвищеним ризиком онкологічних і системних захворювань [9, 24, 32, 31].

Встановлено, що жінки є більш вразливою групою до впливу забрудненої води, що пов'язано як із фізіологічними особливостями, так і з більшою залученістю до використання води у побуті. Зокрема, доведено зв'язок між впливом забрудненої води та підвищеним ризиком анемії, ускладнень вагітності та несприятливих перинатальних наслідків [18, 35, 40].

Водночас для чоловіків характерні інші типи ризиків, зокрема серцево-судинні захворювання, що свідчить про диференційований характер впливу водних факторів залежно від статі. Окрім цього, значна частина досліджень вказує на фізичні навантаження, пов'язані зі збором і транспортуванням води. Жінки та дівчата, які виконують ці функції, часто страждають від хронічних м'язово-скелетних порушень, що формує довгострокові ризики для здоров'я [15, 16].

Психосоціальні ефекти та гендерна вразливість. Аналіз досліджень показує, що водокористування має суттєвий вплив на психосоціальний стан населення, причому жінки є більш вразливою групою. В умовах дефіциту води або її низької якості формується підвищений рівень стресу, тривожності та соціального напруження [33].

Окремий пласт досліджень висвітлює проблему соціальної стигматизації, пов'язаної із захворюваннями, спричиненими водними факторами. Жінки частіше зазнають дискримінації, соціального виключення та обмеження доступу до медичних і соціальних ресурсів [2,30,36].

Додатковим фактором ризику є необхідність збору води у віддалених або небезпечних місцях, що підвищує ризик насильства та небезпеки для жінок, особливо у вразливих соціально-економічних умовах. Водночас ці аспекти залишаються недостатньо дослідженими через складність їх емпіричного вимірювання.

Гендерна нерівність у доступі до освіти та соціальних ресурсів. Встановлено, що водокористування має безпосередній вплив на освітні

можливості, особливо для дівчат. Значні часові витрати на забезпечення домогосподарств водою призводять до систематичних пропусків занять і зниження рівня освітньої підготовки [10, 23].

У ряді досліджень показано, що дівчата можуть втрачати значну частину навчального часу через виконання домашніх обов'язків, пов'язаних із водою, що формує довгострокові наслідки у вигляді обмежених можливостей працевлаштування та зниження рівня економічної незалежності [22].

Таким чином, водокористування виступає фактором, що опосередковано впливає на соціальну мобільність та відтворення гендерної нерівності у суспільстві.

Економічні аспекти та використання часу. Результати досліджень свідчать, що значна частина економічних втрат, пов'язаних із водокористуванням, припадає на жінок. Основним механізмом цього впливу є витрати часу на збір води, що обмежує можливості участі у ринку праці [17, 19].

Жінки, які витрачають значну частину часу на забезпечення водою, мають менші можливості для отримання доходу, розвитку підприємницької діяльності та підвищення кваліфікації. Крім того, у водному секторі вони частіше займають нижчі посади та отримують нижчу оплату праці [1].

Дефіцит води також негативно впливає на сільське господарство та домогосподарства, що посилює економічне навантаження на жінок як основних відповідальних за продовольчу та водну безпеку сім'ї.

Гендерні аспекти управління водними ресурсами. Попри активну участь жінок у процесах водокористування, їхня роль у прийнятті управлінських рішень залишається обмеженою. Більшість досліджень вказує на низький рівень представництва жінок у структурах управління водними ресурсами [6].

Навіть у випадках формального залучення жінок до управлінських процесів їхній реальний вплив на прийняття рішень часто є мінімальним, що призводить до недостатнього врахування їхніх потреб у водній політиці [38].

Водночас окремі дослідження свідчать, що підвищення участі жінок у прийнятті рішень сприяє більш ефективному управлінню водними ресурсами, підвищенню якості послуг і стійкості водних систем [26].

Отримані результати підтверджують, що водокористування є складним багатовимірним процесом, у якому гендер виступає одним із ключових факторів диференціації впливів. Гендерна нерівність проявляється у всіх основних сферах – від здоров'я та освіти до економіки та управління ресурсами.

Встановлено, що вода виступає екологічним ресурсом й соціальним чинником, який формує нерівність можливостей і визначає рівень вразли-

вості різних груп населення. Це дозволяє розглядати водокористування як важливий елемент соціально-екологічних систем, у межах яких відбувається взаємодія природних і суспільних процесів.

Обговорення

Отримані результати підтверджують, що вода у сучасних соціально-екологічних системах не може розглядатися лише як природний або інфраструктурний ресурс. Вона виступає також як гендерно детермінований ресурс, доступ до якого, способи використання, відповідальність за управління та наслідки дефіциту істотно відрізняються для жінок і чоловіків. Узагальнення матеріалів систематичного огляду засвідчує, що найбільша частина наукових досліджень зосереджена на впливі якості питної води на здоров'я, тоді як соціальні, освітні, економічні та управлінські аспекти залишаються менш вивченими.

Одним із ключових результатів є підтвердження того, що гендерна нерівність у водокористуванні формується не лише через біологічну вразливість, а передусім через соціально закріплений розподіл ролей. У багатьох регіонах саме жінки та дівчата відповідають за забезпечення домогосподарств водою, що збільшує їхній контакт із джерелами потенційного забруднення, фізичне навантаження та часові витрати. Подібні закономірності описані у роботах Graham et al. (2016), Stevenson et al. (2012), Tomberge et al. (2021), де водозабезпечення домогосподарств розглядається як повсякденна, але часто невидима форма неоплачуваної праці [17, 33, 37].

Особливо важливим є медико-екологічний аспект проблеми. Дослідження демонструють, що забруднення питної води миш'яком, тригалометанами, продуктами дезінфекції та іншими хімічними речовинами пов'язане з підвищеними ризиками онкологічних і репродуктивних захворювань. Зокрема, зв'язок між миш'яком у питній воді та ризиками раку сечового міхура, легень і шкірних уражень розглянуто у працях Chen et al. (1985), Hopenhayn-Rich et al. (1996), Marshall et al. (2007), Steinmaus et al. (2013), Smith et al. (2018) [9, 20, 24, 32, 31]. Водночас Aschengrau et al. (1998, 2003), Gallagher et al. (2010), Font-Ribera et al. (2018) аналізують можливі зв'язки між забрудненням питної води та ризиком раку молочної залози [4, 5, 13, 12]. Це свідчить, що якість води має розглядатися не лише як санітарний показник, а як чинник гендерно диференційованих ризиків для здоров'я.

Важливим напрямом обговорення є вплив води на репродуктивне здоров'я жінок. Хронічний вплив забрудненої води може бути пов'язаний із підвищенням ризику анемії, ускладнень вагітності, передчасних пологів, низької маси тіла новонароджених та інших несприятливих перинатальних наслідків. Такі зв'язки відображені у дослідженнях Heck et al. (2008), Kile et al. (2016), Surdu et al. (2015), von Ehrenstein et al. (2006),

Marie et al. (2018) [18, 21, 25, 35, 40]. Отже, проблема якості води має безпосереднє значення для громадського здоров'я, демографічної безпеки та захисту материнства.

Не менш значущим є фізичний вимір водокористування. Перенесення води на значні відстані створює ризики хронічних м'язово-скелетних порушень, болю в шиї, спині, суглобах, травм нижніх кінцівок та загального виснаження. Це підтверджується роботами Geere et al. (2010, 2018a, 2018b), Stevenson et al. (2012), Narain (2014), Zolnikov and Blodgett Salafia (2016) [14-16, 26, 33, 41]. Таким чином, водокористування виступає не лише побутовою функцією, а й чинником довгострокового фізичного навантаження, яке непропорційно часто покладається на жінок.

Психосоціальні наслідки водної нерівності проявляються через стрес, тривожність, соціальну стигматизацію та обмеження якості життя. Особливо показовими є дослідження Ahmad et al. (2007), Sarker (2010), Syed et al. (2012), Brinkel et al. (2009), у яких описано соціальні наслідки арсенікозу для жінок: дискримінацію, ізоляцію, обмеження доступу до медичної допомоги та погіршення шлюбних і соціальних перспектив [2, 30, 36, 8]. Це дозволяє зробити важливий висновок: навіть коли фізіологічний вплив забруднення може бути вищим у чоловіків, соціальна ціна захворювання часто є вищою для жінок.

Окремої уваги потребує зв'язок між водокористуванням та освітою. Значні часові витрати на збір води знижують освітні можливості дівчат, призводять до пропусків занять і можуть посилювати ризик передчасного завершення навчання. У роботах Kookana et al. (2016), Demie et al. (2016), Ravichandran and Boopathi (2005), Komarulzaman et al. (2019) показано, що обмежений доступ до води впливає не лише на поточну відвідуваність школи, а й на довгострокову життєву траєкторію дівчат [10, 22, 23, 29]. У цьому контексті вода стає фактором відтворення міжпоколінної нерівності: дефіцит води сьогодні обмежує освіту, економічну незалежність і соціальну мобільність у майбутньому.

Економічний вимір проблеми полягає у тому, що час, витрачений на забезпечення водою, зменшує можливості жінок для оплачуваної праці, підприємництва та професійного розвитку. Hoque and Hope (2018), Devasia (1998), Nerkar et al. (2013), Adams et al. (2018) підкреслюють, що водозабезпечення домогосподарств є формою прихованої економічної втрати [1, 11, 19, 27]. Жінки несуть відповідальність за воду, але не завжди мають доступ до оплачуваних позицій у водному секторі або до реального впливу на управління ресурсами.

Цей дисбаланс особливо виразно проявляється у сфері прийняття рішень. Adams et al. (2018), Andajani-Sutjahjo et al. (2015), Barker et al. (2016), Trinies et al. (2011) показують, що навіть тоді, коли жінки фор-

мально залучені до водного управління, їхній реальний вплив часто залишається обмеженим [1, 3, 6, 38]. Це формує ситуацію, яку можна визначити як «відповідальність без влади»: жінки виконують основну частину практичної роботи з водою, але не мають пропорційної участі у прийнятті рішень щодо її доступності, якості, вартості та управління.

У ширшому контексті зміни клімату, деградації водних ресурсів і кризових трансформацій гендерна нерівність у водокористуванні може посилюватися. Phiri et al. (2014), Sultana (2014), Beier et al. (2015), United Nations Women (2022) підкреслюють, що кліматично зумовлений дефіцит води, посухи, повені та погіршення якості водних ресурсів непропорційно впливають на жінок, оскільки саме вони часто відповідають за воду, харчування, догляд за дітьми та хворими членами родини [7, 28, 34, 39].

Вода є важливим об'єктом екологічного управління та індикатором соціальної справедливості. Гендерно чутливий підхід до водокористування має включати не тільки покращення якості та доступності води, але й зменшення неоплачуваного навантаження на жінок, підвищення їхньої участі в управлінні, захист здоров'я, освітніх можливостей і економічної самостійності. Саме тому переосмислення води як гендерно детермінованого ресурсу дозволяє перейти від вузького технічного розуміння водопостачання до комплексної соціально-екологічної парадигми, у якій вода розглядається як чинник рівності, безпеки та людського розвитку.

Висновки

1. Проведений систематичний аналіз наукових досліджень підтверджує, що вода є важливим природним ресурсом та соціально значущим чинником, функціонування якого має виражений гендерний вимір. Доступ до води, способи її використання та наслідки водного дефіциту формуються під впливом соціально зумовленого розподілу ролей між жінками та чоловіками.

2. Встановлено, що гендерна нерівність у водокористуванні проявляється у всіх ключових сферах життєдіяльності: здоров'ї, освіті, економічній активності та участі в управлінні ресурсами. Жінки зазнають підвищеного фізичного навантаження, більших часових витрат та вищих психосоціальних ризиків, що формує комплексну вразливість до водного дефіциту та погіршення якості води.

3. Доведено, що якість питної води є критичним фактором гендерно диференційованих ризиків для здоров'я. Забруднення води хімічними речовинами та патогенами пов'язане з підвищеним ризиком онкологічних, репродуктивних та інфекційних захворювань, причому жінки є більш вразливою групою через більшу залученість до водокористування на побутовому рівні.

4. Виявлено, що обмежений доступ до водних ресурсів суттєво впливає на освітні можливості та економічну активність жінок. Значні

витрати часу на забезпечення домогосподарств водою знижують рівень участі у навчанні та оплачуваній праці, що сприяє відтворенню гендерної нерівності у довгостроковій перспективі.

5. Показано, що, незважаючи на високу залученість жінок до практичних аспектів водокористування, їхня участь у прийнятті управлінських рішень залишається обмеженою. Це формує структурний дисбаланс, за якого відповідальність за ресурс не супроводжується відповідним рівнем впливу на його розподіл і використання.

6. Обґрунтовано, що в умовах глобальних змін клімату, деградації водних ресурсів і кризових трансформацій гендерна нерівність у водокористуванні має тенденцію до посилення. Це зумовлює необхідність інтеграції гендерного підходу у політику управління водними ресурсами та стратегії сталого розвитку.

7. Переосмислення води як гендерно детермінованого ресурсу дозволяє перейти від технократичного підходу до водопостачання до комплексного соціально-екологічного бачення, у якому вода розглядається як ключовий фактор формування рівності можливостей, соціальної справедливості та людського розвитку.

WATER AS A GENDER-DETERMINED RESOURCE: RETHINKING INEQUALITY AND OPPORTUNITIES

Potravka L.O. *– Doctor of Economic Sciences, Professor*
orcid.org/0000-0002-0011-2286
Biloshkurenko O.S. *– Assistant*
orcid.org/0009-0008-0658-8446
Kherson State Agrarian and Economic University
potravkalarisa@gmail.com

Water is a fundamental natural resource; however, its accessibility, quality, and distribution are not socially neutral. In many societies, women and girls bear the primary responsibility for household water provision, resulting in considerable time expenditure, physical burden, and constrained educational and professional opportunities. This article aims to reconceptualise water as a gender-determined resource by synthesising contemporary scholarly approaches. The study was conducted as a systematic review of the scientific literature sourced from the international bibliometric databases Web of Science, Scopus, PubMed, and Google Scholar for the period 1980–2025. The search strategy employed combinations of keywords reflecting the interrelationship between water use and gender; source selection was carried out in several stages, followed by thematic grouping of the findings. The results indicate that gender inequality in water use manifests across the domains of health, education, economic activity, and resource governance. The review confirms an association between drinking water quality and elevated risks of oncological, reproductive, and cardiovascular diseases,

with pronounced gender differentiation. It was established that restricted access to water diminishes educational opportunities for girls and limits women's economic participation. Despite women's substantial involvement in practical water use, their participation in managerial decision-making remains limited. The study substantiates the necessity of a transition from a technocratic approach to water supply towards an integrated socio-ecological paradigm in which water is regarded as a factor of equality, security, and human development. Gender-sensitive water resource management is a prerequisite for ensuring social justice and strengthening the adaptive capacity of communities.

Key words: water use, gender inequality, drinking water, WaSH, health, social vulnerability, water resources management, sustainable development.

ЛІТЕРАТУРА

1. Adams E. A., Juran L., Ajibade I. "Spaces of exclusion" in community water governance: a feminist political ecology of gender and participation in Malawi's urban water user associations. Geoforum. 2018. Vol. 95. P. 133–142. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.06.016
2. Ahmad S. A., Sayed M. H. S., Khan M. H., Karim M. N., Haque M. A., Bhuiyan M. S. A., Rahman M. S., Faruquee M. H. Sociocultural aspects of arsenicosis in Bangladesh: community perspective. Journal of Environmental Science and Health, Part A. 2007. Vol. 42. P. 1945–1958. DOI: https://doi.org/10.1080/10934520701567247
3. Andajani-Sutjahjo S., Chirawatkul S., Saito E. Gender and water in northeast Thailand: inequalities and women's realities. Journal of International Women's Studies. 2015. Vol. 16. P. 200–212.
4. Aschengrau A., Paulu C., Ozonoff D. Tetrachloroethylene-contaminated drinking water and the risk of breast cancer. Environmental Health Perspectives. 1998. Vol. 106. P. 947–953. DOI: https://doi.org/10.1289/ehp.98106s4947
5. Aschengrau A., Rogers S., Ozonoff D. Perchloroethylene-contaminated drinking water and the risk of breast cancer: additional results from Cape Cod, Massachusetts, USA. Environmental Health Perspectives. 2003. Vol. 111. P. 167–173. DOI: https://doi.org/10.1289/ehp.4980
6. Barker P., Haywood J., Greaves F. Women in WASH decision making roles. Tearfund Learn, 2016.
7. Beier D., Brzoska P., Khan M. M. H. Indirect consequences of extreme weather and climate events and their associations with physical health in coastal Bangladesh: a cross-sectional study. Global Health Action. 2015. Vol. 8. 29016. DOI: https://doi.org/10.3402/gha.v8.29016
8. Brinkel J., Khan M. H., Kraemer A. A systematic review of arsenic exposure and its social and mental health effects with special reference to Bangladesh. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2009. Vol. 6. P. 1609–1619. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph6051609

9. Chen C. J., Chuang Y. C., Lin T. M., Wu H. Y. Malignant neoplasms among residents of a Blackfoot disease-endemic area in Taiwan: high-arsenic artesian well water and cancers. Cancer Research. 1985. Vol. 45. P. 5895–5899.
10. Demie G., Bekele M., Seyoum B. Water accessibility impact on girl and women's participation in education and other development activities: the case of Wuchale and Jidda Woreda, Ethiopia. Environmental Systems Research. 2016. Vol. 5. 11. DOI: https://doi.org/10.1186/s40068-016-0061-6
11. Devasia L. Safe drinking water and its acquisition: rural women's participation in water management in Maharashtra, India. International Journal of Water Resources Development. 1998. Vol. 14. P. 537.
12. Font-Ribera L., Gràcia-Lavedan E., Aragonés N., Pérez-Gómez B., Pollán M. et al. Long-term exposure to trihalomethanes in drinking water and breast cancer in the Spanish multicase-control study on cancer (MCC-Spain). Environment International. 2018. Vol. 112. P. 227–234. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.12.031
13. Gallagher L. G., Webster T. F., Aschengrau A., Vieira V. M. Using residential history and groundwater modeling to examine drinking water exposure and breast cancer. Environmental Health Perspectives. 2010. Vol. 118. P. 749–755. DOI: https://doi.org/10.1289/ehp.0901547
14. Geere J. L., Mokoena M. M., Jagals P., Poland F., Hartley S. How do children perceive health to be affected by domestic water carrying? Qualitative findings from a mixed methods study in rural South Africa. Child: Care, Health and Development. 2010. Vol. 36. P. 818–826. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2214.2010.01098.x
15. Geere J. A. L., Cortobius M., Geere J. H., Hammer C. C., Hunter P. R. Is water carriage associated with the water carrier's health? A systematic review of quantitative and qualitative evidence. BMJ Global Health. 2018a. Vol. 3. e000764. DOI: https://doi.org/10.1136/bmjgh-2018-000764
16. Geere J. A., Bartram J., Bates L., Danquah L., Evans B., Fisher M. B., Groce N., Majuru B., Mokoena M. M., Mukhola M. S., Nguyen-Viet H., Duc P. P., Williams A. R., Schmidt W. P., Hunter P. R. Carrying water may be a major contributor to disability from musculoskeletal disorders in low income countries: a cross-sectional survey in South Africa, Ghana and Vietnam. Journal of Global Health. 2018b. Vol. 8. 010406. DOI: https://doi.org/10.7189/jogh.08.010406
17. Graham J. P., Hirai M., Kim S.-S. An analysis of water collection labor among women and children in 24 sub-Saharan African countries. PLOS ONE. 2016. Vol. 11. e0155981. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155981
18. Heck J. E., Chen Y., Grann V. R., Slavkovich V., Parvez F., Ahsan H. Arsenic exposure and anemia in Bangladesh: a population-based study. Journal of

Occupational and Environmental Medicine. 2008. Vol. 50. P. 80–87. DOI: https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e31815ae9d4

19. Hoque S. F., Hope R. The water diary method – proof-of-concept and policy implications for monitoring water use behaviour in rural Kenya. Water Policy. 2018. Vol. 20. P. 725–743. DOI: https://doi.org/10.2166/wp.2018.179
20. Hopenhayn-Rich C., Biggs M. L., Fuchs A., Bergoglio R., Tello E. E., Nicolli H., Smith A. H. Bladder cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Argentina. Epidemiology. 1996. Vol. 7. P. 117–124. DOI: https://doi.org/10.1097/00001648-199603000-00003
21. Kile M. L., Faraj J. M., Ronnenberg A. G., Quamruzzaman Q., Rahman M., Mostofa G., Afroz S., Christiani D. C. A cross sectional study of anemia and iron deficiency as risk factors for arsenic-induced skin lesions in Bangladeshi women. BMC Public Health. 2016. Vol. 16. 158. DOI: https://doi.org/10.1186/s12889-016-2824-4
22. Komarulzaman A., de Jong E., Smits J. Effects of water and health on primary school enrolment and absenteeism in Indonesia. Journal of Water and Health. 2019. Vol. 17. P. 633–646. DOI: https://doi.org/10.2166/wh.2019.044
23. Kookana R. S., Maheshwari B., Dillon P., Dave S. H., Soni P., Bohra H., Dashora Y., Purohit R. C., Ward J., Oza S., Katara P., Yadav K. K., Varua M. E., Grewal H. S., Packham R., Jodha A. S., Patel A. Groundwater scarcity impact on inclusiveness and women empowerment: insights from school absenteeism of female students in two watersheds in India. International Journal of Inclusive Education. 2016. Vol. 20. P. 1155–1171. DOI: https://doi.org/10.1080/13603116.2016.1155664
24. Marshall G., Ferreccio C., Yuan Y., Bates M. N., Steinmaus C., Selvin S., Liaw J., Smith A. H. Fifty-year study of lung and bladder cancer mortality in Chile related to arsenic in drinking water. Journal of the National Cancer Institute. 2007. Vol. 99. P. 920–928. DOI: https://doi.org/10.1093/jnci/djm004
25. Marie C., Léger S., Guttmann A., Marchiset N., Rivière O., Perthus I., Lémery D., Vendittelli F., Sauvant-Rochat M. P. In utero exposure to arsenic in tap water and congenital anomalies: a French semi-ecological study. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 2018. Vol. 221. P. 1116–1123. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.07.012
26. Narain V. Shifting the focus from women to gender relations: assessing the impacts of water supply interventions in the Morni–Shiwalik hills of northwest India. Mountain Research and Development. 2014. Vol. 34. P. 208–213. DOI: https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-13-00104.1

27. Nerkar S. S., Tamhankar A. J., Johansson E., Lundborg C. S. Improvement in health and empowerment of families as a result of watershed management in a tribal area in India – a qualitative study. BMC International Health and Human Rights. 2013. Vol. 13. 42. DOI: https://doi.org/10.1186/1472-698X-13-42
28. Phiri K., Ndlovu S., Chiname T. Climate change impacts on rural based women: emerging evidence on coping and adaptation strategies in Tsholotsho, Zimbabwe. Mediterranean Journal of Social Sciences. 2014. Vol. 5. 2545. DOI: https://doi.org/10.5901/mjss.2014.v5n23p2545
29. Ravichandran M., Boopathi S. Environmental, gender and institutional dimensions of drinking water supply: a district level case experience in rural Tamil Nadu. Indian Journal of Social Work. 2005. Vol. 66. P. 156–174.
30. Sarker M. M. R. Determinants of arsenicosis patients' perception and social implications of arsenic poisoning through groundwater in Bangladesh. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2010. Vol. 7. P. 3644–3656. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph7103644
31. Smith A. H., Marshall G., Roh T., Ferreccio C., Liaw J., Steinmaus C. Lung, bladder, and kidney cancer mortality 40 years after arsenic exposure reduction. Journal of the National Cancer Institute. 2018. Vol. 110. P. 241–249. DOI: https://doi.org/10.1093/jnci/djx201
32. Steinmaus C. M., Ferreccio C., Romo J. A., Yuan Y., Cortes S., Marshall G., Moore L. E., Balmes J. R., Liaw J., Golden T., Smith A. H. Drinking water arsenic in northern Chile: high cancer risks 40 years after exposure cessation. Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention. 2013. Vol. 22. P. 623–630. DOI: https://doi.org/10.1158/1055-9965.EPI-12-1190
33. Stevenson E. G. J., Greene L. E., Maes K. C., Ambelu A., Tesfaye Y. A., Rheingans R., Hadley C. Water insecurity in 3 dimensions: an anthropological perspective on water and women's psychosocial distress in Ethiopia. Social Science & Medicine. 2012. Vol. 75. P. 392–400. DOI: https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2012.03.022
34. Sultana F. Gendering climate change: geographical insights. The Professional Geographer. 2014. Vol. 66. P. 372–381. DOI: https://doi.org/10.1080/00330124.2013.821730
35. Surdu S., Bloom M. S., Neamtiu I. A., Pop C., Anastasiu D., Fitzgerald E. F., Gurzau E. S. Consumption of arsenic-contaminated drinking water and anemia among pregnant and non-pregnant women in northwestern Romania. Environmental Research. 2015. Vol. 140. P. 657–660. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.020
36. Syed E. H., Poudel K. C., Sakisaka K., Yasuoka J., Ahsan H., Jimba M. Quality of life and mental health status of arsenic-affected patients in a Bangladeshi population. Journal of Health, Population and Nutrition. 2012. Vol. 30. P. 262–269. DOI: https://doi.org/10.3329/jhpn.v30i3.12289

37. Tomberge V. M. J., Bischof J. S., Meierhofer R., Shrestha A., Inauen J. The physical burden of water carrying and women's psychosocial well-being: evidence from rural Nepal. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2021. Vol. 18. 7908. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph18157908
38. Trinies V., Freeman M. C., Hennink M., Clasen T. The role of social networks on the uptake of household water filters by women in self-help groups in rural India. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development. 2011. Vol. 1. P. 224–232. DOI: https://doi.org/10.2166/washdev.2011.127
39. United Nations Women. Explainer: how gender inequality and climate change are interconnected. UN Women, 2022.
40. von Ehrenstein O. S., Guha Mazumder D. N., Hira-Smith M., Ghosh N., Yuan Y., Windham G., Ghosh A., Haque R., Lahiri S., Kalman D., Das S., Smith A. H. Pregnancy outcomes, infant mortality, and arsenic in drinking water in West Bengal, India. American Journal of Epidemiology. 2006. Vol. 163. P. 662–669. DOI: https://doi.org/10.1093/aje/kwj089
41. Zolnikov T. R., Blodgett Salafia E. Improved relationships in eastern Kenya from water interventions and access to water. Health Psychology. 2016. Vol. 35. P. 273–280. DOI: https://doi.org/10.1037/hea0000301

REFERENCES

1. Adams, E.A., Juran, L., Ajibade, I. (2018) "Spaces of exclusion" in community water governance: a feminist political ecology of gender and participation in Malawi's urban water user associations. *Geoforum*, 95, 133–142. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.06.016
2. Ahmad, S.A., Sayed, M.H.S., Khan, M.H., Karim, M.N., Haque, M.A., Bhuiyan, M.S.A., Rahman, M.S., Faruquee, M.H. (2007) Sociocultural aspects of arsenicosis in Bangladesh: community perspective. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42, 1945–1958. https://doi.org/10.1080/10934520701567247
3. Andajani-Sutjahjo, S., Chirawatkul, S., Saito, E. (2015) Gender and water in northeast Thailand: inequalities and women's realities. *Journal of International Women's Studies*, 16, 200–212.
4. Aschengrau, A., Paulu, C., Ozonoff, D. (1998) Tetrachloroethylene-contaminated drinking water and the risk of breast cancer. *Environmental Health Perspectives*, 106, 947–953. https://doi.org/10.1289/ehp.98106s4947
5. Aschengrau, A., Rogers, S., Ozonoff, D. (2003) Perchloroethylene-contaminated drinking water and the risk of breast cancer: additional results from Cape Cod, Massachusetts, USA. *Environmental Health Perspectives*, 111, 167–173. https://doi.org/10.1289/ehp.4980

6. Barker, P., Haywood, J., Greaves, F. (2016) *Women in WASH decision making roles*. Tearfund Learn.
7. Beier, D., Brzoska, P., Khan, M.M.H. (2015) Indirect consequences of extreme weather and climate events and their associations with physical health in coastal Bangladesh: a cross-sectional study. *Global Health Action*, 8, 29016. https://doi.org/10.3402/gha.v8.29016
8. Brinkel, J., Khan, M.H., Kraemer, A. (2009) A systematic review of arsenic exposure and its social and mental health effects with special reference to Bangladesh. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6, 1609–1619. https://doi.org/10.3390/ijerph6051609
9. Chen, C.J., Chuang, Y.C., Lin, T.M., Wu, H.Y. (1985) Malignant neoplasms among residents of a Blackfoot disease-endemic area in Taiwan: high-arsenic artesian well water and cancers. *Cancer Research*, 45, 5895–5899.
10. Demie, G., Bekele, M., Seyoum, B. (2016) Water accessibility impact on girl and women's participation in education and other development activities: the case of Wuchale and Jidda Woreda, Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 5, 11. https://doi.org/10.1186/s40068-016-0061-6
11. Devasia, L. (1998) Safe drinking water and its acquisition: rural women's participation in water management in Maharashtra, India. *International Journal of Water Resources Development*, 14, 537.
12. Font-Ribera, L., Gràcia-Lavedan, E., Aragonés, N., Pérez-Gómez, B., Pollán, M., et al. (2018) Long-term exposure to trihalomethanes in drinking water and breast cancer in the Spanish multicase-control study on cancer (MCC-Spain). *Environment International*, 112, 227–234. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.12.031
13. Gallagher, L.G., Webster, T.F., Aschengrau, A., Vieira, V.M. (2010) Using residential history and groundwater modeling to examine drinking water exposure and breast cancer. *Environmental Health Perspectives*, 118, 749–755. https://doi.org/10.1289/ehp.0901547
14. Geere, J.L., Mokoena, M.M., Jagals, P., Poland, F., Hartley, S. (2010) How do children perceive health to be affected by domestic water carrying? Qualitative findings from a mixed methods study in rural South Africa. *Child: Care, Health and Development*, 36, 818–826. https://doi.org/10.1111/j.1365-2214.2010.01098.x
15. Geere, J.A.L., Cortobius, M., Geere, J.H., Hammer, C.C., Hunter, P.R. (2018a) Is water carriage associated with the water carrier's health? A systematic review of quantitative and qualitative evidence. *BMJ Global Health*, 3, e000764. https://doi.org/10.1136/bmjgh-2018-000764
16. Geere, J.A., Bartram, J., Bates, L., Danquah, L., Evans, B., Fisher, M.B., Groce, N., Majuru, B., Mokoena, M.M., Mukhola, M.S., Nguyen-Viet, H., Duc, P.P., Williams, A.R., Schmidt, W.P., Hunter, P.R. (2018b) Carrying

water may be a major contributor to disability from musculoskeletal disorders in low income countries: a cross-sectional survey in South Africa, Ghana and Vietnam. *Journal of Global Health*, 8, 010406. https://doi.org/10.7189/jogh.08.010406

17. Graham, J.P., Hirai, M., Kim, S.-S. (2016) An analysis of water collection labor among women and children in 24 sub-Saharan African countries. *PLOS ONE*, 11, e0155981. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155981
18. Heck, J.E., Chen, Y., Grann, V.R., Slavkovich, V., Parvez, F., Ahsan, H. (2008) Arsenic exposure and anemia in Bangladesh: a population-based study. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 50, 80–87. https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e31815ae9d4
19. Hoque, S.F., Hope, R. (2018) The water diary method – proof-of-concept and policy implications for monitoring water use behaviour in rural Kenya. *Water Policy*, 20, 725–743. https://doi.org/10.2166/wp.2018.179
20. Hopenhayn-Rich, C., Biggs, M.L., Fuchs, A., Bergoglio, R., Tello, E.E., Nicolli, H., Smith, A.H. (1996) Bladder cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Argentina. *Epidemiology*, 7, 117–124. https://doi.org/10.1097/00001648-199603000-00003
21. Kile, M.L., Faraj, J.M., Ronnenberg, A.G., Quamruzzaman, Q., Rahman, M., Mostofa, G., Afroz, S., Christiani, D.C. (2016) A cross sectional study of anemia and iron deficiency as risk factors for arsenic-induced skin lesions in Bangladeshi women. *BMC Public Health*, 16, 158. https://doi.org/10.1186/s12889-016-2824-4
22. Komarulzaman, A., de Jong, E., Smits, J. (2019) Effects of water and health on primary school enrolment and absenteeism in Indonesia. *Journal of Water and Health*, 17, 633–646. https://doi.org/10.2166/wh.2019.044
23. Kookana, R.S., Maheshwari, B., Dillon, P., Dave, S.H., Soni, P., Bohra, H., Dashora, Y., Purohit, R.C., Ward, J., Oza, S., Katara, P., Yadav, K.K., Varua, M.E., Grewal, H.S., Packham, R., Jodha, A.S., Patel, A. (2016) Groundwater scarcity impact on inclusiveness and women empowerment: insights from school absenteeism of female students in two watersheds in India. *International Journal of Inclusive Education*, 20, 1155–1171. https://doi.org/10.1080/13603116.2016.1155664
24. Marshall, G., Ferreccio, C., Yuan, Y., Bates, M.N., Steinmaus, C., Selvin, S., Liaw, J., Smith, A.H. (2007) Fifty-year study of lung and bladder cancer mortality in Chile related to arsenic in drinking water. *Journal of the National Cancer Institute*, 99, 920–928. https://doi.org/10.1093/jnci/djm004
25. Marie, C., Léger, S., Guttmann, A., Marchiset, N., Rivière, O., Perthus, I., Lémery, D., Vendittelli, F., Sauvant-Rochat, M.P. (2018) In utero exposure to arsenic in tap water and congenital anomalies: a French semi-ecological study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221, 1116–1123. https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.07.012

26. Narain, V. (2014) Shifting the focus from women to gender relations: assessing the impacts of water supply interventions in the Morni–Shiwalik hills of northwest India. *Mountain Research and Development*, 34, 208–213. https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-13-00104.1
27. Nerkar, S.S., Tamhankar, A.J., Johansson, E., Lundborg, C.S. (2013) Improvement in health and empowerment of families as a result of watershed management in a tribal area in India – a qualitative study. *BMC International Health and Human Rights*, 13, 42. https://doi.org/10.1186/1472-698X-13-42
28. Phiri, K., Ndlovu, S., Chiname, T. (2014) Climate change impacts on rural based women: emerging evidence on coping and adaptation strategies in Tsholotsho, Zimbabwe. *Mediterranean Journal of Social Sciences*, 5, 2545. https://doi.org/10.5901/mjss.2014.v5n23p2545
29. Ravichandran, M., Boopathi, S. (2005) Environmental, gender and institutional dimensions of drinking water supply: a district level case experience in rural Tamil Nadu. *Indian Journal of Social Work*, 66, 156–174.
30. Sarker, M.M.R., 2010 Determinants of arsenicosis patients' perception and social implications of arsenic poisoning through groundwater in Bangladesh. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3644–3656. https://doi.org/10.3390/ijerph7103644
31. Smith, A.H., Marshall, G., Roh, T., Ferreccio, C., Liaw, J., Steinmaus, C. (2018) Lung, bladder, and kidney cancer mortality 40 years after arsenic exposure reduction. *Journal of the National Cancer Institute*, 110, 241–249. https://doi.org/10.1093/jnci/djx201
32. Steinmaus, C.M., Ferreccio, C., Romo, J.A., Yuan, Y., Cortes, S., Marshall, G., Moore, L.E., Balmes, J.R., Liaw, J., Golden, T., Smith, A.H. (2013) Drinking water arsenic in northern Chile: high cancer risks 40 years after exposure cessation. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*, 22, 623–630. https://doi.org/10.1158/1055-9965.EPI-12-1190
33. Stevenson, E.G.J., Greene, L.E., Maes, K.C., Ambelu, A., Tesfaye, Y.A., Rheingans, R., Hadley, C. (2012) Water insecurity in 3 dimensions: an anthropological perspective on water and women's psychosocial distress in Ethiopia. *Social Science & Medicine*, 75, 392–400. https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2012.03.022
34. Sultana, F. (2014) Gendering climate change: geographical insights. *The Professional Geographer*, 66, 372–381. https://doi.org/10.1080/00330124.2013.821730
35. Surdu, S., Bloom, M.S., Neamtiu, I.A., Pop, C., Anastasiu, D., Fitzgerald, E.F., Gurzau, E.S. (2015) Consumption of arsenic-contaminated drinking water and anemia among pregnant and non-pregnant women in northwestern Romania. *Environmental Research*, 140, 657–660. https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.020

36. Syed, E.H., Poudel, K.C., Sakisaka, K., Yasuoka, J., Ahsan, H., Jimba, M. (2012) Quality of life and mental health status of arsenic-affected patients in a Bangladeshi population. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 30, 262–269. https://doi.org/10.3329/jhpn.v30i3.12289
37. Tomberge, V.M.J., Bischof, J.S., Meierhofer, R., Shrestha, A., Inauen, J. (2021) The physical burden of water carrying and women's psychosocial well-being: evidence from rural Nepal. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18, 7908. https://doi.org/10.3390/ijerph18157908
38. Trinies, V., Freeman, M.C., Hennink, M., Clasen, T. (2011) The role of social networks on the uptake of household water filters by women in self-help groups in rural India. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 1, 224–232. https://doi.org/10.2166/washdev.2011.127
39. United Nations Women (2022) *Explainer: how gender inequality and climate change are interconnected*. UN Women.
40. von Ehrenstein, O.S., Guha Mazumder, D.N., Hira-Smith, M., Ghosh, N., Yuan, Y., Windham, G., Ghosh, A., Haque, R., Lahiri, S., Kalman, D., Das, S., Smith, A.H. (2006) Pregnancy outcomes, infant mortality, and arsenic in drinking water in West Bengal, India. *American Journal of Epidemiology*, 163, 662–669. https://doi.org/10.1093/aje/kwj089
41. Zolnikov, T.R., Blodgett Salafia, E. (2016) Improved relationships in eastern Kenya from water interventions and access to water. *Health Psychology*, 35, 273–280. https://doi.org/10.1037/hea0000301

Дата першого надходження статті до видання: 30.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 639.3:574.5:502.131.1
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.12

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ПОЛІФУНКЦІОНАЛЬНА МОДЕЛЬ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ БІОЛОГІЧНИМИ РЕСУРСАМИ ТА ЕКОЛОГІЧНА ПОЛІТИКА АКВАКУЛЬТУРИ

Соломаха А. *– аспірант*
orcid.org/0009-0007-6023-9100
Херсонський державний аграрно-економічний університет
artem.solomakha1337@ukr.net

У статті розглянуто аспекти формування поліфункціональної моделі управління водними біологічними ресурсами як інструмент формування сучасної екологічної політики аквакультури України. Актуальність дослідження зумовлена трансформацією рибного господарства в умовах воєнного стану, необхідністю післявоєнного відновлення галузі, забезпечення продовольчої безпеки та поступового наближення національної системи управління до європейських стандартів. Особливу увагу приділено поєднанню екологічного, економічного та адміністративного компонентів, оскільки саме їх узгоджена дія створює передумови для збалансованого використання, охорони та відтворення водних біоресурсів. У роботі проаналізовано наукові підходи до державного регулювання розвитку аквакультури, положення європейської політики у сфері водних ресурсів, а також роль інституційної взаємодії між державою, бізнесом, науковою спільнотою та місцевими громадами. Обґрунтовано, що ефективна модель управління має враховувати не лише контрольні та дозвільні процедури, а й стратегічне планування, прозорість рішень, участь стейкхолдерів, інвестиційні механізми та екосистемний підхід. Показано, що для України важливим є впровадження принципів Водної рамкової директиви ЄС, розвиток прозорих регуляторних процедур, інституційне закріплення партнерства між державою, бізнесом і наукою, а також формування етичних механізмів лобіювання у сфері рибогосподарської політики. Зроблено висновок, що поліфункціональна модель може бути використана як методологічна основа для підготовки програм розвитку аквакультури, післявоєнного відновлення водних екосистем і зміцнення екологічної безпеки країни. Перспективи подальших досліджень пов'язані з розробленням прикладних механізмів впровадження розробленої моделі на національному та регіональному рівнях.

Ключові слова: аквакультура, водні біологічні ресурси, екологічна політика, державне управління, європейська інтеграція, післявоєнне відновлення.

Постановка проблеми. Сучасний етап розвитку аквакультури в Україні формується під впливом комплексу системних криз, серед яких особливе місце займають форс-мажорні чинники, пов'язані з воєнними діями, що актуалізує потребу в перегляді підходів до державного регулювання, екологічної політики та післявоєнного відновлення галузі [5; 6; 10]. Для фахівців і дослідників питання розроблення стратегій відновлення

галузі та науково обґрунтованих підходів до її модернізації набуло стратегічного значення. Практичний і науковий досвід свідчить, що відновлення може бути ефективним лише за умови спирання на європейські екологічні та управлінські стандарти.

Рибне господарство та аквакультура виконують важливу роль у забезпеченні продовольчої безпеки, розвитку місцевих громад, збереженні біорізноманіття та раціональному використанні водних ресурсів. Водночас галузь залежить від якості державного регулювання, прозорості процедур, інвестиційної спроможності та здатності інституцій координувати охорону, відтворення і стале використання водних біологічних ресурсів.

У цьому контексті особливої актуальності набуває формування поліфункціональної моделі управління, яка поєднує екологічні, економічні та адміністративні інструменти. Така модель дає змогу розглядати аквакультуру не лише як виробничу діяльність, а як складову екологічної політики, територіального розвитку та євроінтеграційного процесу України.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Науковці наголошують на важливості визначення регуляторних пріоритетів під час переходу від класичних інструментів втручання до адаптивних та інноваційних механізмів державного регулювання в умовах трансформації. Зокрема, у дослідженнях О. О. Фесенка розглянуто можливі напрями інтеграції України до Спільної рибогосподарської політики ЄС, вплив європейських інституцій, структуру заінтересованих сторін, а також ризики й переваги такого процесу [5, с. 83-86].

Інституційний вимір управління рибним господарством висвітлено у працях, присвячених державному регулюванню розвитку рибного господарства в Україні. У цих дослідженнях підкреслено, що результативність галузевої політики значною мірою залежить від якості нормативного забезпечення, узгодженості управлінських рішень і здатності держави створювати умови для розвитку виробництва та захисту ресурсної бази [6].

У працях Н. М. Вдовенко акцентовано увагу на пріоритетах і реаліях державного регулювання розвитку аквакультури в Україні. Авторка підкреслює необхідність поєднання економічних стимулів, інституційного забезпечення та стратегічного бачення розвитку галузі [8, с. 105-107].

Міжнародні документи і звіти підтверджують посилення ролі екосистемного підходу, інтегрованого управління водними ресурсами та синьої економіки. Зокрема, ФАО у звіті про стан світового рибальства та аквакультури наголошує на значенні сталого використання водних ресурсів і трансформації сектору в напрямі стійкості [7]. У документах ЮНЕП синя економіка розглядається як напрям, що поєднує економічний розвиток із захистом екосистем [9].

Європейський досвід є особливо важливим для України, оскільки він спирається на поєднання стратегічного планування, екологічних стан-

дартів і залучення стейкхолдерів. Водна рамкова директива ЄС встановлює підхід до формування водної політики на основі інтегрованого управління річковими басейнами [4]. Стратегічні орієнтири ЄС щодо сталої та конкурентоспроможної аквакультури на 2021-2030 роки підкреслюють необхідність розвитку інновацій, прозорого регулювання та екологічної відповідальності [3].

Формулювання цілей статті. Метою статті є комплексний аналітичний огляд сучасних наукових підходів до управління водними біологічними ресурсами та обґрунтування доцільності застосування поліфункціональної моделі екологічної політики аквакультури в Україні з урахуванням європейського досвіду.

Для досягнення цієї мети визначено такі завдання: проаналізувати основні наукові та нормативні підходи до управління водними біоресурсами; визначити зміст екологічного, економічного та адміністративного компонентів поліфункціональної моделі; порівняти українські та європейські підходи до управління аквакультурою; обґрунтувати значення моделі для післявоєнного відновлення галузі та євроінтеграції України.

Матеріали і методи дослідження. Дослідження здійснено з урахуванням загальнонаукових рекомендацій щодо роботи з науковою літературою, нормативними документами та аналітичними матеріалами. Методологічну основу становили критичний аналіз, порівняльний метод, систематизація наукових підходів і узагальнення положень міжнародних та європейських документів у сфері рибальства, аквакультури, водної політики й охорони довкілля.

Інформаційну основу дослідження склали наукові публікації українських авторів, матеріали міжнародних організацій, документи Європейської Комісії, положення Водної рамкової директиви ЄС, а також аналітичні джерела, присвячені екологічним аспектам управління водними біоресурсами. Особливу увагу приділено тим джерелам, які відображають зв'язок між екологічною політикою, державним управлінням, економічною стійкістю та розвитком аквакультури.

Результати досліджень. Наукові публікації та практичні дослідження останніх десятиліть дедалі частіше розглядають управління водними біоресурсами як міждисциплінарну категорію, що охоплює правове регулювання, економіку, публічне управління, екологію та аквакультуру як складову аграрного сектору. У міжнародній практиці акцент поступово зміщується до екосистемного підходу, який передбачає баланс між використанням ресурсів і збереженням біорізноманіття в межах правового та інституційного регулювання.

В українських дослідженнях тривалий час переважав галузевий підхід, зорієнтований на виробничі показники, дозвільні процедури та кон-

трольні функції держави. Проте сучасні умови демонструють необхідність переходу до інтегрованих моделей управління, здатних забезпечити довгострокову екологічну й економічну стійкість. У цьому контексті поліфункціональна модель управління водними біоресурсами інтегрує ключові функціональні компоненти та може бути представлена у вигляді схеми (табл. 1).

Таблиця 1. **Поліфункціональна модель управління водними біоресурсами в межах теоретико-методологічного підходу**

Екологічний компонент	Економічний компонент	Адміністративний компонент
Охорона, відтворення та підтримання екологічного балансу	Ефективність, інвестиції та продовольча безпека	Регулювання, нагляд і участь стейкхолдерів
Синергія функцій як основа поліфункціональної моделі управління аквакультурою		

Розроблено автором роботи.

Екологічний компонент моделі пов'язаний з охороною водних екосистем, відновленням і відтворенням біоресурсів, підтриманням екологічного балансу та впровадженням природоохоронних стандартів. Його значення полягає в тому, що розвиток аквакультури не може бути ізольований від стану водних об'єктів, якості води, біорізноманіття та загальних принципів екологічної безпеки.

Економічний компонент відображає потребу у підвищенні ефективності галузі, залученні інвестицій, розвитку інфраструктури, створенні робочих місць і зміцненні продовольчої безпеки. Без економічних стимулів екологічні вимоги можуть залишатися декларативними, оскільки виробники не матимуть достатніх ресурсів для модернізації технологій, впровадження стандартів і переходу до більш сталих практик.

Адміністративний компонент включає регулювання, контроль, стратегічне планування, координацію державних органів, участь стейкхолдерів і прозорість процедур. Саме адміністративна складова забезпечує практичне впровадження екологічних та економічних рішень, а також визначає рівень довіри бізнесу, громадськості та міжнародних партнерів до державної політики у сфері аквакультури.

Аналіз доступної наукової та прикладної літератури підтверджує, що інтеграція зазначених функцій створює передумови для післявоєнного відновлення аквакультури в Україні. Порівняльний аналіз свідчить, що критична відмінність між управлінськими підходами полягає в рівні інтеграції екологічних цілей у процес ухвалення й реалізації рішень. Європейська практика демонструє ефективність багатофункціональних моделей, які можуть бути адаптовані до українських умов.

З огляду на це порівняльний вимір між європейськими підходами та українською практикою управління є особливо важливим. Узагальнені відмінності подано в табл. 2.

Таблиця 2. **Порівняльний огляд українських та європейських підходів до управління аквакультурою**

Критерій	Український сектор	Європейські підходи
Модель управління	Переважно галузево-адміністративна	Інтегрована, екосистемна
Роль держави	Контрольні та дозвільні функції	Стратегічне планування і координація
Участь стейкхолдерів	Обмежена, фрагментарна	Широке залучення бізнесу, науки, громадськості та асоціацій
Екологічні стандарти	Частково впроваджені	Повне впровадження директив ЄС
Інвестиційні механізми	Нестабільні, залежні від бюджету	Донорські програми та зелене фінансування
Прозорість процедур	Нерівномірна	Високі стандарти прозорості
Фокус відновлення і стійкості	Стратегії перебувають на етапі формування	Інтегрований підхід, що поєднує управління, екологію та стійкість

Розроблено автором роботи.

Порівняння українського сектору та європейських підходів свідчить про потребу переходу від переважно адміністративно-галузевої логіки до інтегрованої системи управління, у якій держава виконує не лише контрольні функції, а й роль координатора стратегічного розвитку. У такій системі бізнес, наукові установи, громадські організації та місцеві громади мають бути повноцінними учасниками формування політики.

Європейська наукова й управлінська практика демонструє тенденцію до децентралізації окремих управлінських рішень за одночасного посилення координаційної ролі держави. Для України це особливо актуально в післявоєнний період, коли відновлення інфраструктури має поєднуватися з відновленням водних екосистем, розвитком місцевих економік і підвищенням інституційної спроможності.

Важливою умовою реалізації поліфункціональної моделі є наукове обґрунтування управлінських рішень. В Україні науковий супровід політики аквакультури має бути інституційно закріплений через консультативні механізми, експертні ради, системи моніторингу та процедури доказового ухвалення рішень. Це дозволить зменшити ризик формального виконання регуляторних вимог і підвищити якість державної політики.

Окремої уваги потребує зростання ролі міжнародних фінансових інституцій і донорських програм. Вони можуть виступати каталізаторами впровадження європейських екологічних стандартів, модернізації інфраструктури, розвитку зеленого фінансування та підтримки інвестиційних проєктів у сфері аквакультури. За таких умов міжнародна підтримка має поєднуватися з прозорими національними процедурами та зрозумілими правилами для учасників ринку.

Як інструмент післявоєнного відновлення поліфункціональна модель може бути врахована під час затвердження програм розвитку, стратегічних планів і регіональних ініціатив. Вона дає змогу поєднати цілі екологічної реабілітації водних об'єктів із завданнями економічного розвитку територій, відновлення виробничих потужностей та формування довіри до державної політики.

Ключовими елементами такої моделі можуть бути впровадження принципів Водної рамкової директиви ЄС, розвиток прозорих регуляторних процедур, інституційне забезпечення партнерства між державою, бізнесом і наукою, а також запровадження принципів прозорості та етичності лобіювання у формуванні рибогосподарської політики. У післявоєнний період ці елементи можуть зміцнити довіру інвесторів і громадськості до державних рішень у сфері аквакультури.

Висновки. За результатами комплексного аналітичного огляду обґрунтовано ефективність поліфункціональної моделі управління водними біологічними ресурсами як інструменту формування сучасної екологічної політики в аквакультурі України. Її впровадження може створити умови для сталого розвитку галузі, підвищення рівня продовольчої безпеки та успішної європейської інтеграції.

Дослідження підтверджує, що поєднання екологічних, економічних та адміністративних інструментів формує синергетичну основу, яка посилює роль держави й заінтересованих сторін у процесах післявоєнного відновлення. Такий підхід дає змогу перейти від фрагментарного регулювання до цілісної системи управління, орієнтованої на стійкість водних екосистем, розвиток аквакультури та прозорість управлінських процедур.

Перспективи подальших досліджень полягають у розробленні прикладних механізмів реалізації поліфункціональної моделі на національному та регіональному рівнях. До таких механізмів належать процедури управління, індикатори моніторингу, інституційні формати взаємодії, а також інструменти оцінювання ефективності екологічної політики відповідно до стандартів Європейського Союзу.

POLYFUNCTIONAL MODEL FOR THE MANAGEMENT OF AQUATIC BIOLOGICAL RESOURCES AND THE ENVIRONMENTAL POLICY OF AQUACULTURE

Solomakha A. *– Postgraduate student*
orcid.org/0009-0007-6023-9100
Kherson State Agrarian and Economic University
artem.solomakha1337@ukr.net

The article examines a polyfunctional model for the management of aquatic biological resources as an instrument for shaping modern environmental policy in Ukrainian aquaculture. The relevance of the study is determined by the transformation of the fisheries and aquaculture sector under martial law, the need for post-war recovery, the strengthening of food security, and the gradual approximation of national governance mechanisms to European standards. Particular attention is paid to the combination of environmental, economic, and administrative components, since their coordinated interaction creates the necessary conditions for the balanced use, protection, restoration, and reproduction of aquatic biological resources. The paper analyses scientific approaches to public regulation of aquaculture development, provisions of European water policy, and the role of institutional cooperation between the state, business, the research community, and local communities. It is substantiated that an effective governance model should include not only control and permitting procedures but also strategic planning, procedural transparency, stakeholder participation, investment mechanisms, and an ecosystem-based approach. The study shows that Ukraine should implement the principles of the EU Water Framework Directive, develop transparent regulatory procedures, provide institutional support for partnerships between the state, business, and science, and introduce ethical lobbying practices in fisheries policy formation. It is concluded that the polyfunctional model may serve as a methodological basis for preparing aquaculture development programmes, restoring aquatic ecosystems in the post-war period, and strengthening the environmental security of the state. Further research should focus on applied mechanisms for implementing this model at the national and regional levels, including governance procedures, monitoring indicators, and institutional arrangements consistent with EU standards.

Key words: aquaculture, aquatic biological resources, environmental policy, public governance, European integration, post-war recovery.

ЛІТЕРАТУРА

1. Екологізація виробництва та охорона природи як основа збалансованого розвитку : матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. магістрантів і молодих дослідників «Наукові пошуки молоді у XXI столітті», м. Біла Церква, 30 жовт. 2024 р. Біла Церква, 2024. URL: https://science.btsau.edu.ua/sites/default/files/tezy/zb_tez_ecol_30.10.24.pdf
2. European Commission. Common fisheries policy (CFP). Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries. URL: https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/policy/common-fisheries-policy-cfp_en

3. European Commission. Strategic guidelines for a more sustainable and competitive EU aquaculture for the period 2021 to 2030. COM/2021/236 final. 2021. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52021DC0236
4. European Parliament and the Council of the European Union. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. 2000. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060
5. Фесенко О. О. Євроінтеграція України у секторі рибальства та аквакультури: можливі варіанти, загрози і переваги. Економічний часопис-XXI. 2013. № 9-10(1). С. 83-86. URL: https://ea21journal.world/wp-content/uploads/2022/04/ea-V133-22.pdf
6. Коновалов Р. І. Державне регулювання розвитку рибного господарства в Україні : дис. ... д-ра філософії. Київ : Національний університет біоресурсів і природокористування України, 2023. URL: https://www.nubip.edu.ua/sites/default/files/u145/dis_konovalov.pdf
7. Food and Agriculture Organization of the United Nations. The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue Transformation in Action. Rome : FAO, 2024. URL: https://www.fao.org/publications/fao-flagship-publications/the-state-of-world-fisheries-and-aquaculture/en
8. Вдовенко Н. М. Державне регулювання розвитку аквакультури в Україні: пріоритети та реалії. Інвестиції: практика та досвід. 2012. № 8. С. 105-107.
9. United Nations Environment Programme. Blue Economy: Sharing Success Stories to Inspire Change. Nairobi : UNEP, 2015. URL: https://www.unep.org/resources/publication/blue-economy-sharing-success-stories-inspire-change
10. World Bank. Rebuilding Ukraine: Environmental and Natural Resource Dimensions. URL: https://www.worldbank.org/

REFERENCES

1. Ekolohizatsiia vyrobnytstva ta okhorona pryrody yak osnova zbalansovanoho rozvytku [Ecologisation of production and nature protection as the basis for balanced development]. (2024) Materialy Vseukrainskoi naukovo-praktychnoi konferentsii mahistrantiv i molodykh doslidnykiv «Naukovi poshuky molodi u XXI stolitti» (Bila Tserkva, 30 October 2024). Bila Tserkva. URL: https://science.btsau.edu.ua/sites/default/files/tezy/zb_tez_ecol_30.10.24.pdf [in Ukrainian].
2. European Commission. (n.d.). Common fisheries policy (CFP). Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries. https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/policy/common-fisheries-policy-cfp_en

3. European Commission. (2021). Strategic guidelines for a more sustainable and competitive EU aquaculture for the period 2021 to 2030 (COM/2021/236 final). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52021DC0236
4. European Parliament and the Council of the European Union. (2000). Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060
5. Fesenko O. O. (2013) Yevrointehratsiia Ukrainy u sektori rybalstva ta akvakultury: mozhlyvi varianty, zahrozy i perevahy [European integration of Ukraine in the fisheries and aquaculture sector: possible options, threats and advantages]. Ekonomichnyi chasopys-XXI no. 9-10(1), pp. 83–86. URL: https://ea21journal.world/wp-content/uploads/2022/04/ea-V133-22.pdf [in Ukrainian].
6. Konovalov R. I. (2023) Derzhavne rehuliuvannia rozvytku rybnoho hospodarstva v Ukraini [State regulation of fisheries development in Ukraine]. Dysertatsiia doktora filosofii [PhD thesis]. Kyiv: Natsionalnyi universytet bioresursiv i pryrodokorystuvannia Ukrainy. URL: https://www.nubip.edu.ua/sites/default/files/u145/dis_konovalov.pdf [in Ukrainian].
7. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2024). The State of World Fisheries and Aquaculture 2024: Blue transformation in action. FAO. https://www.fao.org/publications/fao-flagship-publications/the-state-of-world-fisheries-and-aquaculture/en
8. Vdovenko N. M. (2012) Derzhavne rehuliuvannia rozvytku akvakultury v Ukraini: priorytety ta realii [State regulation of aquaculture development in Ukraine: priorities and realities]. Investytsii: praktyka ta dosvid no. 8, pp. 105–107. [in Ukrainian]
9. United Nations Environment Programme. (2015). Blue economy: Sharing success stories to inspire change. UNEP. https://www.unep.org/resources/publication/blue-economy-sharing-success-stories-inspire-change
10. World Bank. (n.d.). Rebuilding Ukraine: Environmental and natural resource dimensions. https://www.worldbank.org/

Дата першого надходження статті до видання: 29.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 597.583.1: 639.2
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.13

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНОСТІ РІЧКОВИХ БАСЕЙНІВ УКРАЇНИ У МЕЖЕННИЙ ПЕРІОД 2024 РОКУ: ПРИЧИНИ ТА НАСЛІДКИ

[1]Сондак В.В. *– д.б.н., професор*
orcid.org/0000-0001-9968-2715
[2]Шевченко В.Ю. *– к.с-г.н., доцент*
orcid.org/0000-0002-5428-5799
[1]Національний університет водного господаоства та природокористувааня
[2]Херсонський державний аграрно-економічний університет
v.v.sondak@nuwm.edu.ua, shevchenko_v@ksaeu.kherson.ua

Потепління клімату, підвищення середньодобових температур та недостатня кількість опадів призвели до зростання середньорічних показників температури повітря та води на території України. На Поліссі вже звичними стали культури, що полюбляють тепло: томати, солодкий перець та баклажани. Поля з соняшником, кукурудзою та соєю, які раніше були характерні переважно для південних областей України, тепер набули поширення й тут.

Зі зростанням температур та інтенсифікацією випаровування спостерігається зниження рівня води у річках. Це несприятливо позначилося на роботі водозалежних галузей економіки регіонів та на забезпеченні населення країни водою. Описані трансформації стали підставою для нашого дослідження, спрямованого на висвітлення важливості цієї проблеми. Об'єктом досліджень були річкові системи України – рівень їхньої водності, забезпечення водою мешканців та секторів народного господарства, що формують економічне становище й розвиток територій. Предметом досліджень була оцінка поточного стану водності річкових басейнів, аналіз змін у гідрологічному режимі річок та порівняння їхньої водності із середніми багаторічними значеннями, а також розробка концептуальних підходів до покращення ситуації. В ході досліджень застосовуються польові та стаціонарні методи: гідрологічні, гідрохімічні, токсикологічні вимірювання за апробованими протоколами. Динаміка гідроекологічного стану річок аналізується за даними десяти контрольних створів, використовуючи інформацію з щорічників гідрометеорологічної служби Волинської області за останні вісімдесят років, із залученням програмного забезпечення Mathcad, Delphi, Excel та Xara (детальніший опис яких подано у наступній публікації). Розрахунок обсягу та площі заплавних водойм-акумуляторів ґрунту базувався на величині середнього багаторічного модуля стоку досліджуваної річки; коефіцієнтах варіації та асиметрії річного стоку; зональному розподілі внутрішньорічного стоку по території України; а також обсягах води під час весняної повені, що може бути акумульовано, виходячи з річного циклу розподілу стоку, при середній глибині водойм близько 2,0 м. Авторами здійснено аналіз ситуації щодо водності басейнів річок України в умовах низького рівня води (межень) 2024 року, вивчено динаміку гідрологічного режиму та обсяги води у порівнянні з середніми багаторічними показниками (1922-2005 рр.), а також за-

пропоновано концептуальні підходи для виправлення становища. Аналіз ситуації засвідчив низький рівень водності; динаміка гідрологічного режиму вказує на часові зрушення та загальне погіршення станів порівняно з історичними середніми даними. Розроблені рекомендації демонструють, що створення акумулюючих водойм у середній течії річок не є універсально актуальним завданням для всіх річкових басейнів.

Ключові слова: річки Прип'ять, Горинь, Стир, гідроекологія, іхтіоекологія, Західне Полісся, гідроекологічний коридор, водність.

У сучасній Україні кризова ситуація із забезпеченням водою сформувалася через дві основні причини: некоректне господарювання, що тривало майже 80 років за часів СРСР, та вплив глобального потепління. Повсюдним наслідком цього є зниження рівня води у річках. Це негативно вплинуло на функціонування переважної більшості економічних секторів [1-4].

Метою цієї роботи є лаконічне висвітлення окремих аспектів цієї кризи в Україні. Так, станом на літній період 2024 року, згідно з даними Українського гідрометеорологічного центру (УГМЦ), регіональних підрозділів водних ресурсів Полтавської та Дніпропетровської областей, а також відділу гідрології Полтавського обласного центру метеорології – по всій країні фіксується зменшення водності річкових басейнів. Головним критерієм для гідроекологічної оцінки слугує ступінь відповідності стану водного об'єкта ознакам маловоддя або, як крайньому прояві, гідрологічної посухи. Останнє означає, що рівень води падає нижче 20% від середнього багаторічного показника. Чітку ілюстрацію сучасних гідроекологічних змін в Україні дає аналіз динаміки стану шести найбільших річкових басейнів (Дніпро, Дністер, Дон, Дунай, Південний Буг та Прип'ять) протягом літніх місяців (червень, липень, серпень) 2024 року, а також загальний вплив дефіциту води на руслові водосховища, яких у країні досить багато [5].

Басейн річки Дніпро, Є найдовшою четвертою та за площею у Європі, охоплює 531,817 км², з яких 291,4 тис. км² знаходяться на території України, охоплюючи 7 областей (Дніпропетровську, Запорізьку, Київську, Кіровоградську, Черкаську, Чернігівську та Херсонську). Лише у Дніпрі показники були близькі до норми у червні, коли рівень води становив 83–120%. У Десні (Чернігівська область), його лівій притоці, у липні рівень відносно норми був вищим і тримався на рівні 139–161%, тоді як у червні і у Сеймі, її лівій притоці, водність знизилась до 83–120% від норми. Водночас, у тому ж місяці, у правій притоці Дніпра – річці Тетерів (Житомирська область) води було значно менше (30–48%) від норми. У липні у ній фіксували наближення до межі маловоддя (22–29%). Схожа ситуація спостерігалася й у Самарі (Дніпропетровська область), ще одній лівій притоці Дніпра. Також у липні, у правій притоці Дніпра – річці Рось (Київська область) зафіксовано лише 18,0% від норми, або 24,0% від най-

меншого місячного показника. У червні ж водність у цій річці вже суттєво не дотягувала до норми – 30–48%. У Ворсклі (Сумська область), лівій притоці Дніпра, у червні та липні ситуація була ідентичною. У липні водність у Сулі та Орлі, лівих притоках Дніпра, трималася в межах 32–48% від норми. У тому ж місяці у Пслі, іншій лівій притоці Дніпра, водність варіювалася між 56–79% від норми, а в червні вона впала до 47% від норми. У серпні рівень води сягнув найнижчих за весь період багаторічних досліджень значень мінімального стоку щонайменше у 4 областях України: Дніпропетровській (річка Вовча), Житомирській (річка Гнилоп'ять), Сумській (річка Ворскла) та Черкаській (річка Тясмин). У цьому ж місяці застій води з ділянками заростання та пересихання відзначався у річках мінімум 5 областей України: Дніпропетровської (річка Сура), Житомирської (річки Гуйва, Росава, Тетерів, Уборть), Київської (річка Недра), Сумської (річка Вільшанка) та Черкаської (річки Мала Терма, Мокра, Кільчень, Самара, Сліпорід, Солона, Сула). У річці Саксагань (Дніпропетровська область) літнє мілководдя спричинило масове зникнення води у криницях сіл Кам'янського району. У Полтавській області через дефіцит води у річках (Ворсклі, Мерлі, Пслі, Сулі, Удаї, Хоролі), пересихають ставки та струмки, а овочеві культури страждають від нестачі вологи у метровому шарі ґрунту (табл. 1) [6, 7].

Басейн Дністра охоплює 5 областей України (Одеську, Вінницьку, Хмельницьку, Львівську та Чернівецьку) і займає площу 72 100 км². Власне у Дністрі (Тернопільська та Чернівецька області) у червні 2024 року водність була значно нижчою за норму, коливаючись від 30 до 48%. Станом на липень цей показник піднявся до 56–79% від норми. У серпні найнижчі за весь період багаторічних спостережень показники мінімального стоку фіксувались на території Львівської (річки Стрий, Орава, Головчанка) та Івано-Франківської областей (річки Бистриця-Солотвинська, Свіча, Сукіль, Лімниця) (табл.1).

Басейн Дона розташований на Харківщині та Луганщині України, маючи загальну площу 422 тисячі км². У Сіверському Дінці (Харківська область), правій і найбільшій притоці Дона, у липні водність трималася в межах 56–79% від норми. У серпні рівень води в ній опустився до найнижчих за весь період багаторічних спостережень показників мінімального стоку (табл.1).

Басейн Дунаю, другої за довжиною та площею в Європі, займає 817 тис. км² і в Україні знаходиться лише в Одеській області. Власне у річці Дунай у липні 2024 року водність становила 56–79% від норми, а у червні вона коливалася між 83–120% від норми. Її лівобережна притока – річка Прут (Чернівецька область) була близько до критерію маловоддя у червні, коли у ній спостерігалося лише 24–25% від норми. У липні вод-

ність цієї річки коливалася в межах 32–48% від норми. У Латориці (Закарпатська область), лівій притоці річки Бодрог, у липні водність також становила лише 32–48% від норми. В Ужі (Закарпатська область), лівій притоці річки Лаборець, водність у червні була в межах 83–120% від норми. Схожу ситуацію спостерігали й у Тисі (Закарпатська область), найбільшій лівій притоці Дунаю, у цьому ж місяці. У серпні на річці Тисі та її притоках (річках Листянка, Турія, Тересва, Ріка, Боржава, Теребля-Косівська, Черемош, Сірет) рівень води був найнижчим за весь час багаторічних досліджень. Аналогічний стан у цьому місяці зафіксовано для річок Уж та Прут. (табл. 1), [6, 7].

Басейн Південного Бугу розташований у 5 областях України (Хмельницькій, Вінницькій, Кіровоградській, Одеській та Миколаївській) і охоплює 63 700 км². Власне у Південному Бузі (Вінницька, Миколаївська області) у червні водність була значно нижчою за норму (30–48%), у липні фіксувалося маловоддя (20% від норми), а в серпні вже зареєстрували найменші показники мінімального стоку за весь період багаторічних спостережень). У Синюсі (Кіровоградська область), лівій притоці Південного Бугу: у червні було 24–25% від норми; у липні – 11,0% від норми, або ж 14,0% від величини показника наймаловоднішого місяця. У Інгулі (Кіровоградська область), найбільшій лівій притоці Південного Бугу, у липні водність також була значно менше норми, в межах 32–48% (табл. 1), [6, 7].

Басейн річки Прип'ять, котрий є правою та найбільшою притокою Дніпра, охоплює терени трьох областей України – Волинської, Рівненської та Київської – маючи загальну площу 121 тис. км2. Безпосередньо у річці Прип’ять у липні спостерігалася водність, наближена до критерію маловоддя, коливаючись між 20 та 29% від норми, тоді як у червні цей показник сягав 55–76%. Схожа картина була зафіксована й для річки Стохід (Волинська область), де у червні відмічалося 30–48% від норми. У річці Случ у червні та липні стан був аналогічним – 30–48% від норми. Річка Уборть (Житомирська область) потерпала від маловоддя: у липні її водність становила 10,0% від норми, або ж 36,0% від рівня найтихішого місяця; у червні цей показник був менше ніж 18,0% від норми. Водночас, річки Стир та Горинь у червні мали водність 55–76% від норми, а у липні їхня водність трималася у межах 56–79%.

У серпні в річках Горинь (Рівненщина), Смілка (Житомирщина), Турія та Вижівка (Волинь) вода стала "стоячою", з явищами пересихання окремих ділянок та інтенсивним заростанням. Варто згадати, що Вижівка, Горинь, Стохід, Случ, Стир, Турія та Уборть відносяться до правих приток Прип'яті, а річка Смілка – до лівої (табл. 1), [6, 7].

Низький рівень води у малих та середніх річках, а також зниження місячних норм опадів навесні в межах 20–30%, негативно впливають на

водосховища. Насамперед, збитки несе рибне господарство та електроенергетика. Особливо тривожною є ситуація у руслових водосховищах, де встановлені турбіни гідроелектростанцій (ГЕС) технічно не можуть бути запущені в таких умовах. Наприклад, на руслових сховищах річок Ворскла та Псел рівень води за добу спадав на 20–30 см, а біля гідротехнічних споруд Деревківського водосховища (Полтавщина) зниження рівня води становило 15–20 см. Абсолютна більшість українських водосховищ критично залежать від бічного припливу води (обсягу стоку, що формується на певній ділянці річкового басейну, для якої розробляються баланси водокористування, встановлюються ліміти забору води та інші параметри її використання). Зокрема, у липні 2024 року Кременчуцьке водосховище (з площею 2250 км² та глибиною до 28 м) наближалося до критерію маловоддя, показуючи 22–29% від норми. У Кам'янському (площа 567 км², глибина до 14 м) та Дніпровському чи Запорізькому (площа 410 км², глибина до 62 м) водосховищах водність становила 32–48% від норми. У цьому ж місяці водність Дністровського водосховища (площа 142 км², глибини до 54 м) трималася на рівні 56–79% від норми, хоча у червні вона опускалася до 30–48% від норми. У червні Канівське водосховище (площа 675 км², глибини до 19 м) показало водність у межах 55–76%, а Київське водосховище (площа 922 км², глибини до 15 м) – 83–120% від норми (табл. 1), [6, 7].

В межах басейну Дніпра (нижня та середня течії) знаходяться такі річки: Гуйва (Житомирщина), Росава (Житомирщина), Недра (Київщина), Вільшанка (верхів'я, Сумщина), Мокра (Черкащина), Сура (Дніпропетровщина), Сліпорід (притока Сули, Черкащина), верхів'я річок мала Терма, Солона, Кільчень (притоки Самари, Черкащина), а також Уборть та Тетерів (Житомирщина).

Регіональні офіси водних ресурсів підтверджують цю ситуацію за результатами своїх досліджень.

Дійсно, у басейнах річок Сула та Псьол місячна норма опадів у травні була недотримана на 20-30%, а у Ворсклі наприкінці липня рівень води в річках Полтавщини падав на 12 см/добу. У малих річках рівень води опустився до найнижчих літніх позначок, що відобразилося на водосховищах. Зокрема, у руслових сховищах Ворскли та Псла біля гідротехнічних споруд Деревківського шлюза-регулятора протягом останніх днів рівень спадав на 20–30 см за добу. На ГЕС у Полтавському районі спад становив 15–20 см за добу. На багатьох шлюзах, де встановлені турбіни ГЕС, вони через низький рівень води не можуть функціонувати, що створює проблеми з виробництвом електроенергії у регіоні.

Згідно з даними, оприлюдненими Укргідрометцентром (РБК – Україна від 05.10.2024 р.), водність на рівні 20% вже спостерігалася у річках Сліпорід (0,1%), Говтва (0,1%), Удай (6,0%), Мерла (8,0%), Хорол (13,-%), Ворскла (пост Кобиляки, 19,0%), Оржиця (22,0%), Сула (пост Лубни, 32,0%), Псьол (пост Запілля, 34,0%). Бічний приплив до Кам'ян-

ського та Кременчуцького водосховищ знизився до 11–15% від норми. За відсутності дощів настає гідрологічна посуха – надходження води нижче природного рівня порівняно з останніми роками, пересихають ставки та криниці, деякі природні джерела припинили давати воду.

Малі річки Полтавщини (Хорол, Удай, Мерла), що живляться поверхневими водами, перебувають на межі маловоддя. Середні річки (Сула, Псьол, Ворскла), які мають підземне живлення, ще не досягли критичного маловоддя, проте води в них значно менше норми, що веде до висихання ставків та струмків. Водність основних річок на Полтавщині така: Ворскла – 25% від червневої норми, Псьол – 47%. Запаси води у метровому шарі ґрунту на більшій частині області відсутні. Слабка та помірна посуха спостерігається з квітня. Виявлено засихання листя нижніх та середніх ярусів у помідорів та низки інших овочевих культур.

Наслідки маловоддя річки Саксагань подано за даними Регіонального офісу водних ресурсів Дніпропетровської обл. Через обміління річок у жителів населених пунктів сіл Саксагань, Чумаки (Кам'янський район, Дніпропетровська область) зникла вода у колодязях. Питання водозабезпечення та питного водопостачання населених пунктів регіону обговорювалося на нараді 25.07.2024р. за участі заступника міністра захисту довкілля Олени Крамаренко, заступника Голови Держводагенства Ігоря Гопчака, представників Дніпропетровської ОВА, а також мешканців сіл Саксагань та Чумаки. Було відзначено, що Кресівське водосховище на річці Саксагань слугує джерелом поповнення Південного водосховища, яке, своєю чергою, забезпечує питною водою (70%) місто Кривий Ріг та Криворізький район [8-10].

Слід підкреслити, що подібна ситуація мала місце і раніше, зокрема у басейні Дністра у 2015 році. Проте, масштаби проблеми у 2024 році значно зросли (Рис. 1, 2).

Рис. 1. **Візуальна характеристика водності р. Дністер в районі с. Жванець**

Таблиця 1. **Характеристика водності річкових басейнів України порівняно з середньо-багаторічними даними**

Басейн річки, створ або пост	**Червень 2024 року**		**Липень 2024 року**		**Серпень 2024 року**
Басейн річки, створ або пост	Маловоддя (до 20% від норми червня)	Значно менше норми (30-48%)	Маловоддя (до 20% від норми червня)	Значно менше норми (30-48%)	Маловоддя (до 20% від норми червня)
р. Прип'ять, Рівненська обл.				Случ	
р. Прип'ять, Волинська обл.				Прип'ять, Стоход,	
р. Прип'ять, Житомирська обл.	Уборть (18%)		Уборть (10%)		
р. Прип'ять, Житомир. обл.		Стоход, Случ			
р. Дніпро, Житомирська обл		Тетерів			
р. Дніпро, Київська обл.		Рось верхів'я			
р. Дніпро, Сумська обл.		Ворскла верхів'я			
р. Південний Буг, м. Первомайск		Синюха	Синюха		
р. Південний Буг, с. Олександрівка		Південний Буг	Південний Буг		
р. Південний Буг, Підгір'я		Півден ний Буг	Півден ний Буг		
р. Дніпро, Житомирська обл.					Тетерів Гнилоп'ять
р. Дніпро, Київська обл.					Недра
р. Дніпро, Сумська обл.					Ворскла
р. Дніпро, Черкаська обл.					Тясмин
р. Дніпро, Дніпро петровська обл.					Вовча
р. Дніпро, Житомирська обл.					Тетерів Гнилоп'ять
Середня та нижня течії р. Дніпро Житомирська обл. Сумська обл. Дніпропетровська Черкаська обл. Притока р.Сула, Черкаська обл. р. Дніпро, Черкаська обл.					Гуйва, Уборть, Тетерів, Росава, Листянка, Вільшанка, Сура, Мокра, Сліпорід, Мала Терма, Солона, Кільчень

Продовження таблиці 1

р. Дністер, Івано-Франківська обл.					р. Бистриця-Солотвинська, Свіча, Сукіль р. Лімниця
р. Дністер, Львівська обл.					Стрий, Орава Головчанка
р. Дністер, Галич-Заліщики, Терно пільська обл.		Дністер	Дністер		
р. Тиса, Закарпатська обл. пост Ділове пост Хуст притоки р. Тиса Притоки суббасейну р. Тиса р. Тиса, Чернівецька обл.	.				р. Тиса, Листянка, Турія, Уж, Тересва, Ріка Боржава, Теребля-Косівська, Прут, Сірет Черемош,
р. Прут, Чернівецька обл.		р. Прут	р. Прут		

Рис. 2. **Візуальна характеристика водності р. Жванчик, притока Дністера**

Висновки

1. Зміни клімату негативно позначилися на запасах води та гідрологічних умовах річкових долин України. Зокрема, у червні 2024 року рівень води був суттєво нижчим за середньомісячну норму (дефіцит складав від 20% до 50%) на таких річках, як Уборть, Случ, Стоход (що належать до басейну Прип'яті), Синюха (у басейні Південного Бугу), а також Тетерів, Рось, Ворскла (басейн Дніпра) і Прут (басейн Дністра).

2. Упродовж липня лише в гирлах річок Прип'ять, Десна, Сейм, Уж та Дунаю спостерігався достатній рівень водності (вищий за 80%). При цьому, показник був нижчим за 50% для таких річок, як Тетерів, Самара, Прут, Латориця, а також для Дніпровських водосховищ: Кременчуцького, Дніпровського, Кам'янського та Дністровського.

3. У серпні маловоддя (менше 20% від норми) охопило всі річкові системи та переважну більшість річок на території України. Це стосувалося таких річок: Стир, Горинь, Смілка, Вижівка, Турія – у басейні Прип'яті; Тетерів, Гнилоп'ять, Недра, Ворскла, Тясмин, Вовча, Гуйва, Уборть, Росава, Листянка, Вільшанка, Сура, Мокра, Сліпорід, Сула, Солона, Мала Терма, Кільчень – у басейні Дніпра; Стрий, Орава, Головчанка, Бистриця-Солотвинська, Свіча, Сукіль, Лімниця – як головних приток Дністра; а також Тиса, Уж, Тересва, Ріка, Боржава, Теребля-Косівська, Прут, Черемош, Сірет – які є притоками Дунаю.

4. Подібна ситуація не може не викликати стурбованості в населення у економічно важливих регіонах. Необхідна розробка стратегій та заходів для попередження описаних нами явищ маловодності у річкових басейнах України.

WATER CHARACTERISTICS OF UKRAINIAN RIVER BASINS IN THE LIMIT PERIOD OF 2024: CAUSES AND CONSEQUENCES

[1]***Sondak V.V.***– *Doctor of Biology, Professor*
orcid.org/0000-0001-9968-2715
[2]***Shevchenko V.Yu.*** *– PhD (Agriculture), Associate Professor*
orcid.org/0000-0002-5428-5799
[1]*National University of Water Management and Environmental Management*
[2]*Kherson State Agrarian and Economic University*
v.v.sondak@nuwm.edu.ua, shevchenko_v@ksaeu.kherson.ua

Climate warming, an increase in average daily temperatures and insufficient precipitation have led to an increase in average annual air and water temperatures in Ukraine. In Polissya, heat-loving crops have become common: tomatoes, sweet peppers and eggplants. Fields with sunflower, corn and soybeans, which were previously characteristic mainly of the southern regions of Ukraine, have now become widespread here.

With increasing temperatures and intensification of evaporation, a decrease in the water level in rivers is observed. This has had an adverse effect on the work of water-dependent sectors of the regional economy and on the provision of water to the country's population. The described transformations became the basis for our study aimed at highlighting the importance of this problem. The object of research was the river systems of Ukraine – the level of their water content, water supply to residents and sectors of the national economy that

shape the economic situation and development of territories. The subject of research was an assessment of the current state of water content of river basins, an analysis of changes in the hydrological regime of rivers and a comparison of their water content with average long-term values, as well as the development of conceptual approaches to improving the situation. Field and stationary methods are used in the research: hydrological, hydrochemical, toxicological measurements according to approved protocols. The dynamics of the hydroecological state of rivers is analyzed according to data from ten control sections, using information from the yearbooks of the Volyn region hydrometeorological service for the last eighty years, with the use of Mathcad, Delphi, Excel and Xara software. The calculation of the volume and area of floodplain reservoirs-accumulators of soil was based on the value of the average multi-year runoff module of the studied river; coefficients of variation and asymmetry of annual runoff; zonal distribution of intra-annual runoff across the territory of Ukraine; as well as the volume of water during the spring flood, which can be accumulated, based on the annual cycle of runoff distribution, with an average depth of reservoirs of about 2.0 m. The authors analyzed the situation regarding the water content of river basins of Ukraine in conditions of low water level (low water) in 2024, studied the dynamics of the hydrological regime and water volumes in comparison with the average long-term indicators (1922-2005), and also proposed conceptual approaches to correct the situation. The analysis of the situation showed a low level of water content; the dynamics of the hydrological regime indicates temporal shifts and a general deterioration of the conditions compared with historical average data. The developed recommendations demonstrate that the creation of accumulating reservoirs in the middle reaches of rivers is not a universally relevant task for all river basins.

Key words: rivers Pripyat, Horyn, Styr, hydroecology, ichthyoecology, Western Polissya, hydroecological corridor, water content.

ЛІТЕРАТУРА

1. Паламарчук М. М. Географія України: Підр. для серед. шк. 3-тє Вид. 2-ге, перероблене і доповнене. Київ, 1992. 159 с.
2. Борткевич Л. В. Вивчення гідробіологічного режиму рибогосподарських водойм. Херсон, 1995. 44 с.
3. Алимов С. І. Рибне господарство України: стан і перспективи. Київ, 2003. 336 с.
4. Сучасна аквакультура: від теорії до практики. Шарило Ю.Є. та ін. Київ, 2016. 119 с.
5. Романенко В. Д. Основи гідроекології. Київ, 2001. 728 с.
6. Український гідрометеорологічний центр. URL : https://www.meteo.gov.ua/ (дата звернення : 07.08.2024).
7. Державне агенство водних ресурсів України. URL : https://www.davr.gov.ua/ (дата звернення : 23.09.2024).
8. Державна служба статистики України. URL : https://www.ukrstat.gov.ua/ (дата звернення: 12.08.2024).
9. Регіональний офіс водних ресурсів у Полтавській області. URL : https://poltavavodgosp.gov.ua/ (дата звернення : 02.09.2024)
10. Регіональний офіс водних ресурсів у Дніпропетровській області. URL: http://dovr.gov.ua/ (дата звернення : 02.09.2024).

REFERENCES

1. Palamarchuk M. M. (1992) Heohrafiia Ukrainy [Geography of Ukraine]. Kyiv, 159 p. [in Ukrainian]
2. Bortkevych L. V. (1995) Vyvchennia hidrobiolohichnoho rezhymu rybohospodarskykh vodoim [Study of the hydrobiological regime of fishery water bodies]. Kherson, 44 p. [in Ukrainian]
3. Alymov S. I. (2003) Rybne hospodarstvo Ukrainy: stan i perspektyvy [Fisheries of Ukraine: state and prospects]. Kyiv, 336 p. [in Ukrainian]
4. Sharylo Yu. Ye. et al. (2016) Suchasna akvakultura: vid teorii do praktyky [Modern aquaculture: from theory to practice]. Kyiv, 119 p. [in Ukrainian]
5. Romanenko V. D. (2001) Osnovy hidroekolohii [Fundamentals of hydroecology]. Kyiv, 728 p. [in Ukrainian]
6. Ukrainskyi hidrometeorolohichnyi tsentr [Ukrainian Hydrometeorological Center]. URL: https://www.meteo.gov.ua/ (date of access: 07.08.2024). [in Ukrainian]
7. Derzhavne ahentstvo vodnykh resursiv Ukrainy [State Agency of Water Resources of Ukraine]. URL: https://www.davr.gov.ua/ (date of access: 23.09.2024). [in Ukrainian]
8. Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy [State Statistics Service of Ukraine]. URL: https://www.ukrstat.gov.ua/ (date of access: 12.08.2024). [in Ukrainian]
9. Rehionalnyi ofis vodnykh resursiv u Poltavskii oblasti [Regional Office of Water Resources in Poltava Oblast]. URL: https://poltavavodgosp.gov.ua/ (date of access: 02.09.2024). [in Ukrainian]
10. Rehionalnyi ofis vodnykh resursiv u Dnipropetrovskii oblasti [Regional Office of Water Resources in Dnipropetrovsk Oblast]. URL: http://dovr.gov.ua/ (date of access: 02.09.2024). [in Ukrainian]

Дата першого надходження статті до видання: 30.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

УДК 619:639.1(477.81)
DOI https://doi.org/10.32782/wba.2026.1.14

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу (CC BY 4.0)

ТРАНСФОРМАЦІЯ ЕПІЗООТИЧНОГО ПРОЦЕСУ СКАЗУ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ АЛЬТЕРНАТИВНИХ СТРАТЕГІЙ ІМУНІЗАЦІЇ ДИКОЇ ФАУНИ В УМОВАХ ВОЄННОГО СТАНУ (НА ПРИКЛАДІ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

Фізик І.В. *– к.с.-г.н., доцент*
orcid.org/0000-0003-4247-2519
Івашинюта С.В. *– к.с.-г.н., старший викладач*
orcid.org/0009-0002-7397-2014
Ціпан Ю.Р. *– старший викладач*
orcid.org/0000-0001-7279-7416
Надслучанський інститут
Національного університету водного господарства та природокористування
i.v.fizyk@nuwm.edu.ua; s.v.ivashyniuta@nuwm.edu.ua; y.r.tsipan@nuwm.edu.ua

У статті представлено комплексний ретроспективний аналіз епізоотичної ситуації щодо сказу тварин на території Рівненської області, яка є класичною зоною природної осередкованості даного зоонозу в умовах Західного Полісся. Дослідження охоплює два контрастні періоди: передвоєнний (2016-2021 рр.), що характеризувався стабільною системою біобезпеки, та воєнний (2022-2025 рр.), коли традиційні методи контролю стали неможливими. Робота базується на поглибленому аналізі статистичних даних Державної надзвичайної протиепізоотичної комісії, офіційних звітах Головного управління Держпродспоживслужби в Рівненській області та власних польових спостереженнях авторів щодо динаміки популіцій диких м'ясоїдних. Встановлено, що вимушене призупинення авіаційного розподілу пероральної вакцини у 2022 році («вакцинальна пауза») у поєднанні з повною забороною полювання стала каталізатором дестабілізації епізоотичного процесу. Це призвело до ефекту «відкладеного епізоотичного вибуху», пік якого припав на 2023 рік (71 випадок) і продовжився висхідною тенденцією у 2025 році, коли було зафіксовано історичний максимум за досліджуваний період – 80 лабораторно підтверджених випадків сказу. У ході дослідження виявлено та науково обґрунтовано феномен «інверсії видового складу» жертв епізоотіїв умовах воєнного стану. Якщо у довоєнний період основним індикатором хвороби була лисиця (35-53% випадків), то у 2025 році її частка в офіційній статистиці знизилася до 6%, тоді як частка домашніх тварин (коти, собаки) зросла до критичних показників. Доведено, що це є наслідком синантропізації хвороби: через відсутність фактору турбування (полювання) та високу щільність популяції лисиці активно освоюють периметри населених пунктів, переносячи епізоотичний процес з лісових масивів, які стали «сліпою зоною» для моніторингу через мінну небезпеку, безпосередньо в антропургічні осередки. Це підтверджується зростанням кількості звернень громадян щодо укусів (понад 200 осіб за 9 місяців 2025 року). Детально проаналізовано організаційну та біологічну ефективність переходу на стратегію ручного роз-

кладання принад, яка у 2024-2025 роках охопила площу понад 11,5 тис. км². Попри масштабне залучення людських ресурсів, встановлено, що ефективність цього методу лімітована наявністю розгалужених «буферних зон» (заміновані території, заболочені ділянки, прикордонна смуга), де вакцинація не проводиться, що створює умови для постійної реінвазії вірусу. Окрему увагу приділено відновленню регуляції чисельності червоної лисиці: у 2025 році бригадним методом вилучено 1963 особини (зростання у 3,3 рази порівняно з 2024 роком), проте щільність хижака все ще перевищує ветеринарні норми. Запропоновано модифіковану стратегію, що включає підвищення щільності розкладання принад до 25-30 шт./км² та створення імунних бар'єрів навколо населених пунктів.

Ключові слова: сказ тварин, Rabies virus, епізоотичний моніторинг, пероральна імунізація, лисиця звичайна, синантропізація, воєнний стан, Рівненська область.

Вступ. Сказ (Rabies) залишається одним із найнебезпечніших зоонозів у світі, що характеризується абсолютною летальністю після появи клінічних ознак та глобальним поширенням [3, 11]. Для України, яка розташована в центрі Європи, проблема сказу набула особливої гостроти після 24 лютого 2022 року. Введення воєнного стану, бойові дії, мінування території та міграційні процеси докорінно змінили умови функціонування системи епізоотичного нагляду [5, 12]. До 2022 року система біобезпеки базувалась на двох стовпах: регулярній пероральній імунізації диких м'ясоїдних (ПІДМ) за допомогою авіації та постійному регулюванні чисельності лисиці рудої (*Vulpes vulpes*) методами спортивного та промислового полювання. Рівненська область, як регіон Західного Полісся з високою лісистістю (до 40%) та розгалуженою мережею гідрографії, є класичною зоною природної осередкованості сказу. В умовах заборони авіації та обмеженого доступу лісів [2], ветеринарна служба зіткнулася з необхідністю пошуку альтернативних методів стримування інфекції. Актуальність дослідження зумовлена необхідністю наукового обґрунтування ефективності ручного розкладання вакцини в умовах війни.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблематика поширення сказу та ефективності пероральної імунізації висвітлена у працях багатьох вітчизняних вчених. Зокрема, дослідження С. М. Гаврилюк (2022) чітко вказували, що основним резервуаром вірусу сказу в Україні є лисиця звичайна, на яку у довоєнний період припадало до 35-40% усіх зафіксованих випадків захворювання [1, 4]. Попередній аналіз ситуації в мисливських угіддях Рівненщини, проведений нами у 2025 році, вже сигналізував про загрозливі тенденції накопичення збудника в дикій фауні [4]. Важливим для розуміння сучасних процесів є досвід використання геоінформаційних систем (GIS) для просторового аналізу епізоотій. Так у роботі І. Ф. Маковської, М. В. Безименного та В. В. Недосєкова (2020) на прикладі лісостепової зони доведено ефективність GIS-моделювання для виявлення стійких природних вогнищ

інфекції та підтверджено пряму кореляцію між щільністю популяції лисиці і частотою випадків сказу [5]. Однак в умовах воєнного стану застосування повноцінного просторового моніторингу ускладнене через закритість даних та фізичну недоступність територій. Сучасні ВООЗ та моніторингові звіти 2025 року вказують на стрімке зростання загрози сказу в прифронтових та деокупованих регіонах через формування «імунологічної ями» [6, 7, 13]. Просторово-часовий аналіз елімінації сказу в Європі доводить, що стабільність імунного бар'єру прямо залежить від щільності розподілу вакцин [9].

Мета і завдання дослідження. Метою роботи є проведення компаративного аналізу динаміки захворюваності тварин на сказ у Рівненській області (2016-2025 рр.), оцінка популяційних змін основних носіїв вірусу, аналіз ефективності заходів ручної імунізації дикої фауни та розробка пропозицій щодо вдосконалення стратегії боротьби зі сказом.

Результати дослідження. Ретроспективний аналіз за 2016–2025 рр. виявив ефект «відкладеного епізоотичного вибуху» після призупинення вакцинації у 2022 році. Встановлено історичний максимум захворюваності у 2025 році – 80 випадків. Спостерігається феномен «інверсії видового складу»: частка лисиць у статистиці знизилася до 6%, тоді як частка домашніх тварин критично зросла.

Аналіз динаміки захворюваності (табл. 1) дозволяє виділити три чіткі періоди в епізоотології сказу регіону, які корелюють зі змінами в стратегії профілактики.

Період стабілізації (2016-2021) характеризувався системним проведенням пероральної імунізації із застосуванням авіації, що дозволяло швидко та рівномірно охоплювати площі 13-14,4 тис. км² (весь лісовий фонд та угіддя області). Це забезпечувало утримання захворюваності на контрольованому рівні (мінімум 17 випадків у 2020 р.) та поступове зниження епізоотичного тиску.

Таблиця 1. **Ретроспективний аналіз випадків сказу тварин у Рівненській області**

Рік	Лисиці (абс.)	Лисиці (%)	Інші види (абс.)	Всього випадків
2016	13	27,6	34	47
2017	30	53,5	26	56
2018	20	38,4	32	52
2019	13	48,1	14	27
2020	7	41,1	10	17
2021	3	10,0	27	30
2022	3	10,0	27	30
2023	13	18,3	58	71
2024	14	20,5	54	68
2025	5	6,2	75	80

Період дестабілізації (2022-2023). Початок повномасштабного вторгнення призвів до вимушеної «вакцинальної паузи» у 2022 році (кампанія не проводилась) та повної заборони полювання. Відсутність імунізації та регулювання чисельності хижаків спровокувала ефект «відкладеного вибуху». Вірус безперешкодно поширювався в популяції, що призвело до історичного піку захворюваності у 2023 році – 71 випадок (зростання на 136% порівняно з довоєнним показником).

Період адаптації та запровадження альтернативних стратегій (2024-2025). Ветеринарна служба перейшла до тактики «ручного управління» епізоотією. Попри відновлення імунізації методом наземного розподілу принад та масштабну роботу єгерських служб, 2025 рік показав найвищий рівень захворюваності за останні 10 років – 80 лабораторно підтверджених випадків. Це свідчить про те, що інерція епізоотичного процесу є надзвичайно сильною, а накопичений у 2022-2023 роках резервуар збудника продовжує реалізовуватися.

Феномен «інверсії видового складу» та синантропізація сказу. Детальний аналіз структури захворюваності виявляє тривожну тенденцію зміни основного об'єкта виявлення. У "довоєнні" роки (2017-2019) частка лисиць у структурі захворюваності становила 38-53%. Це було індикатором того, що система моніторингу працює безпосередньо в дикій природі (первинних осередках). Натомість у 2025 році частка лисиць у офіційній статистиці впала до 6%, тоді як абсолютна більшість випадків припадає на категорію «Інші види». До цієї категорії входять переважно коти, собаки та сільськогосподарські тварини. Ми трактуємо це явище не як згасання епізоотії в дикій фауні, а як наслідок синантропізації хвороби та деформації класичних стаціонарних осередків. Якщо у довоєнний період, згідно з даними І. Ф. Маковської (2020), просторовий розподіл випадків мав чітку прив'язку до ареалів проживання диких м'ясоїдних, то нині спостерігається розмивання меж. Через заборону полювання та фактор турбування (військові навчання, мінування) лисиця популяція якої перевищила нормативи, встановлені «Інструкцією з профілактики та боротьби зі сказом» (0,5–1 гол./1000 га) [2], через відсутність полювання втратила страх і мігрувала ближче до сіл. Як наслідок, за 9 місяців 2025 року постраждало понад 200 осіб [10].

У відповідь на загострення ситуації, з осені 2023 року в області було запроваджено стратегію наземного розподілу вакцини (табл. 2).

Аналіз даних показує, що ручний метод, попри колосальні людські трудовитрати (залучення сотень мобільних груп), має об'єктивні обмеження. У 2025 році площа обробки досягла 11,53 тис. км², що наближається до показників авіаційного методу. Проте, щільність покриття та однорідність розкладання принад при пішому проходженні є нижчими,

Таблиця 2. **Характеристика кампаній з пероральної імунізації диких м'ясоїдних (ПІДМ)**

Період	Площа обробки, км²	Метод	Кількість доз (приблизно)	Примітки
2018-2021	13-14.4 тис.	Авіація	~360 тис.	Повне покриття
2022	0	-	0	Вакцинація не проводилась
2023 (осінь)	1.5 тис.	Ручний	~37.5 тис.	Лише Дубенський район
2024 (весна)	10.5 тис.	Ручний	~262.5 тис.	Масштабне залучення груп
2024 (осінь)	10.5 тис.	Ручний	~262.5 тис.	Масштабне залучення груп
2025 (весна)	9.13 тис.	Ручний	~228 тис.	Коригування площ
2025 (осінь)	11.53 тис.	Ручний	~290 тис.	Максимальне охоплення

ніж при авіаційному скиданні. Крім того, формуються так звані «буферні зони резервації вірусу» – це заміновані території, заболочені місцевості та прикордонна смуга, куди доступ людей заборонено. Саме звідти відбувається постійна реінвазія вірусу на вже оброблені території.

Критичним фактором поширення сказу стала надмірна щільність популяції червоної лисиці, яка у 2023-2024 роках в окремих районах сягала 3-4 голів на 1000 га при нормі 0,5-1 гол. У 2025 році активізувалася робота бригад з регулювання чисельності шкідливих хижаків. За даними користувачів мисливських угідь, у 2025 році було добуто 1963 лисиці, що у 3,3 рази більше, ніж у 2024 році (566 голів). Таке суттєве вилучення є позитивним сигналом, однак, враховуючи високу репродуктивну здатність виду та наявність недоступних для полювання зон, популяція все ще перебуває у стані, сприятливому для поширення епізоотії.

Висновки. Епізоотична ситуація зі сказу в Рівненській області станом на кінець 2025 року залишається напруженою та характеризується зростанням захворюваності до 80 випадків (+17.6% до попереднього року). Спостерігається виражена синантропізація сказу: зміщення спектру жертв від диких до домашніх тварин, що збільшує ризик інфікування населення. Ручний метод розподілу вакцини є дієвим, але недостатнім інструментом в умовах наявності значних площ недоступних територій («буферних зон»). Подальша стратегія боротьби має включати: збільшення щільності розкладання принад до 25-30 шт./км² у доступних зонах (для створення «імунного бар'єру»), продовження інтенсивного відстрілу лисиць (цільовий показник – вилучення не менше 2000-2500 голів щорічно) та запровадження обов'язкової парентеральної вакцинації всіх собак і котів у 5-кілометровій зоні навколо лісових масивів.

TRANSFORMATION OF THE EPIZOOTIC PROCESS OF RABIES AND EFFICIENCY OF ALTERNATIVE STRATEGIES OF WILD FAUNA IMMUNIZATION UNDER MARTIAL LAW (ON THE EXAMPLE OF RIVNE REGION)

Fizyk I.V. *– Candidate of Agricultural Sciences, (Ph.D.), Associate Professor*
orcid.org/0000-0003-4247-2519
Ivashyniuta S.V. *– Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Senior Lecturer*
orcid.org/0009-0002-7397-2014
Tsipan Yu.R. *– Senior Lecturer*
orcid.org/0000-0001-7279-7416
Nadsluchansky Institute National University
of Water and Environmental Engineering, Berezne
i.v.fizyk@nuwm.edu.ua; s.v.ivashyniuta@nuwm.edu.ua; y.r.tsipan@nuwm.edu.ua

The article presents a comprehensive retrospective analysis of the epizootic situation regarding animal rabies in the territory of the Rivne region, which is a classic zone of natural focality of this zoonosis in the conditions of Western Polissya. The study covers two contrasting periods: the pre-war period (2016-2021), characterized by a stable biosecurity system, and the war period (2022-2025), when traditional control methods became impossible due to safety restrictions. The work is based on an in-depth analysis of statistical data from the State Emergency Anti-Epizootic Commission, official reports of the Main Directorate of the State Service of Ukraine on Food Safety and Consumer Protection in the Rivne region, and the authors' own field observations regarding the dynamics of wild carnivore populations. It has been established that the forced suspension of aviation distribution of oral vaccines in 2022 ("vaccination pause") combined with a total ban on hunting acted as a catalyst for the destabilization of the epizootic process. This resulted in a "delayed epizootic explosion" effect, peaking in 2023 (71 cases) and continuing with an upward trend in 2025, when a historical maximum for the studied period was recorded – 80 laboratory-confirmed rabies cases. The study revealed and scientifically grounded the phenomenon of "species composition inversion" of epizootic victims under martial law. While in the pre-war period the red fox was the main indicator of the disease (35-53% of cases), in 2025 its share in official statistics dropped to 6%, whereas the share of domestic animals (cats, dogs) increased to critical levels. It is proven that this is a consequence of the synanthropization of the disease: due to the absence of disturbance factors (hunting) and high population density, foxes actively colonize the perimeters of settlements, transferring the epizootic process from forest massifs (which have become a "blind spot" for monitoring due to mine danger) directly into anthropurgic foci. This is confirmed by the increasing number of citizens seeking medical help for bites (over 200 people in the first 9 months of 2025). The organizational and biological efficiency of the transition to the manual bait distribution strategy, which covered an area of over 11.5 thousand km² in 2024-2025, was analyzed in detail. Despite the massive involvement of human resources, it was determined that the effectiveness of this method is limited by the presence of extensive "buffer zones" (mined territories, swamps, border strips) where vaccination is not conducted, creating conditions for constant virus reinvasion. Special attention is paid to

the restoration of red fox population regulation: in 2025, 1,963 individuals were culled by brigade methods (a 3.3-fold increase compared to 2024), but the predator density still exceeds veterinary norms. A modified strategy is proposed, including increasing the bait distribution density to 25-30 units/km² and creating immune barriers around settlements.

Key words: animal rabies, Rabies virus, epizootic monitoring, oral immunization, red fox, synanthropization, martial law, Rivne region.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гібалюк Ю.О., Недосєков В. В. Аналіз ефективності заходів боротьби зі сказом тварин в Україні. *Ветеринарна медицина: міжвідомчий предметний науковий збірник. 2021. Випуск 107*. С. 19-25. DOI: 10.36016/VM-2021-107-3 https://www.jvm.kharkov.ua/sbornik/107/VetMed_107_019-025_en.php
2. Про затвердження Інструкції з профілактики та боротьби зі сказом тварин: Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України від 19.01.2022 р. № 25. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0145-22#Text.
3. Ханлон К.А., Нізгода М., Руппрехт К.Є. Сказ у наземних тварин. У: Джексон А.К., Вуннер В.Х., ред. Сказ . 2-ге вид. Лондон: Academic Press. 2007. С. 201–246. URL: https://www.elsevier.com/books/rabies/jackson/978-0-12-369366-2
4. Голік М. О., Недосєков В. В., Карловська К. П., Полупан І. М. Характеристика епізоотичної ситуації зі сказу в Україні. Тваринництво України. 2015. № 9. С. 26–31. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/TvUkr_2015_9_10
5. European Commission, Directorate-General for Health and Food Safety. Guidelines to design an EU co-financed programme on eradication and control of rabies in wildlife : Working Discussion Document SANTE/10201/2015rev1. European Commission, 2015. URL: https://ec.europa.eu/food/system/files/2016-12/cff_animal_vet-progs_guidance_rabies.pdf
6. Ukraine: Rabies is now an increasing threat in frontline regions. World Health Organization. 2025. URL: https://www.who.int/europe/news/item/05-12-2025-ukraine--rabies-is-now-an-increasing-threat-in-frontline-regions
7. Most cases of rabies in Ukraine occur in foxes, dogs and cats in H1 2025. Ukrinform. 2025. URL: https://www.ukrinform.net/rubric-society/4015963-most-cases-of-rabies-in-ukraine-occur-in-foxes-dogs-and-cats-in-h1-2025.html.
8. Полупан І. М., Рудой О. В., Ложкіна О. В., Павлунько В. Г., Купневська М. В., Теплих Н. І., Кравченко А. Л., Гібалюк Ю. О. Оцінка ефективності пероральної імунізації диких м'ясоїдних тварин проти сказу (2018–2020 рр.). Ветеринарна біотехнологія : бюл. Київ, 2021. Вип. 39. С. 96–107. DOI: https://doi.org/10.31073/vet_biotech39-09

9. Müller T.F., Schröder R., Wysocki P., Mettenleiter T.C., Freuling C.M. Spatio-temporal use of oral rabies vaccines in fox rabies elimination programmes in Europe. PLoS Neglected Tropical Diseases. 2015. Vol. 9, No. 8. Article e0003953. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003953
10. Сказ на Рівненщині: за дев'ять місяців 2025 року від укусу тварин постраждали понад 200 людей. *ЧаРівне.інфо*. 27.09.2025. URL: https://charivne.info/news.
11. Baer G.M. Oral rabies vaccination: an overview. Reviews of Infectious Diseases. 1988. Vol. 10, Suppl. 4. P. S644–S648. DOI: https://doi.org/10.1093/clinids/10.supplement_4.s644
12. WHO Collaborating Centre for Rabies Research and Surveillance. Rabies-Bulletin-Europe. Surveillance information report. 2021. URL: https://www.who-rabies-bulletin.org
13. Final reports – 2019. (2020) Geneva : European Commission, URL: https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/funding-procurement-grants/food-chain-funding/funding-animal-health-measures/national-veterinary-programmes/final-reports-2019_en#rabies

REFERENCES

1. Hibaliuk Yu.O., Nedosiekov V.V. (2021) Analiz efektyvnosti zakhodiv borotby zi skazom tvaryn v Ukraini [Analysis of the effectiveness of measures to combat animal rabies in Ukraine]. Veterynarna medytsyna: mizhvidomchyi predmetnyi naukovyi zbirnyk vol. 107, pp. 19–25. DOI: 10.36016/VM-2021-107-3 [in Ukrainian]
2. Ministerstvo ahrarnoi polityky ta prodovolstva Ukrainy (2022) Pro zatverdzhennia Instruktsii z profilaktyky ta borotby zi skazom tvaryn [On approval of the Instruction on prevention and control of animal rabies]: Nakaz vid 19.01.2022 r. № 25. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0145-22#Text [in Ukrainian]
3. Khanlon K.A., Nizghoda M., Rupprekht K.Ye. (2007) Skaz u nazemnykh tvaryn [Rabies in terrestrial animals]. In: Jackson A.K., Vunner V.Kh., red. Skaz 2nd ed. London: Academic Press, pp. 201–246. URL: https://www.elsevier.com/books/rabies/jackson/978-0-12-369366-2 [in Ukrainian]
4. Holik M.O., Nedosiekov V.V., Karlovska K.P., Polupan I.M. (2015) Kharakterystyka epizootychnoi sytuatsii zi skazu v Ukraini [Characteristics of the epizootic situation of rabies in Ukraine]. Tvarynnytstvo Ukrainy no. 9, pp. 26–31. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/TvUkr_2015_9_10 [in Ukrainian]
5. European Commission, Directorate-General for Health and Food Safety. (2015). Guidelines to design an EU co-financed programme on eradication and control of rabies in wildlife (Working Discussion Document

SANTE/10201/2015rev1). European Commission. https://ec.europa.eu/food/system/files/2016-12/cff_animal_vet-progs_guidance_rabies.pdf
6. Ukraine: Rabies is now an increasing threat in frontline regions. (2025) World Health Organization. URL: https://www.who.int/europe/news/item/05-12-2025-ukraine--rabies-is-now-an-increasing-threat-in-frontline-regions
7. Most cases of rabies in Ukraine occur in foxes, dogs and cats in H1 2025. (2025) Ukrinform. 17 July. URL: https://www.ukrinform.net/rubric-society/4015963-most-cases-of-rabies-in-ukraine-occur-in-foxes-dogs-and-cats-in-h1-2025.html
8. Polupan I.M., Rudoi O.V., Lozhkina O.V., Pavlunko V.H., Kupnievska M.V., Teplykh N.I., Kravchenko A.L., Hibaliuk Yu.O. (2021) Otsinka efektyvnosti peroralnoi imunizatsii dykykh miasoidnykh tvaryn proty skazu (2018–2020 rr.) [Evaluation of the effectiveness of oral immunization of wild carnivores against rabies (2018–2020)]. Veterynarna biotekhnolohiia vol. 39, pp. 96–107. DOI: https://doi.org/10.31073/vet_biotech39-09 [in Ukrainian]
9. Müller T.F., Schröder R., Wysocki P., Mettenleiter T.C., Freuling C.M. (2015) Spatio-temporal use of oral rabies vaccines in fox rabies elimination programmes in Europe. PLoS Neglected Tropical Diseases, vol. 9, no. 8, e0003953. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003953
10. Charivne.info (2025) Skaz na Rivnenshchyni: za deviat misiatsiv 2025 roku vid ukusu tvaryn postrazhdaly ponad 200 liudei [Rabies in Rivne region: over 200 people suffered from animal bites in nine months of 2025]. 27 September. URL: https://charivne.info/news [in Ukrainian]
11. Baer G.M. (1988) Oral rabies vaccination: an overview. Reviews of Infectious Diseases, vol. 10, Supplement 4, pp. S644–S648. DOI: https://doi.org/10.1093/clinids/10.supplement_4.s644
12. WHO Collaborating Centre for Rabies Research and Surveillance (2021) Rabies-Bulletin-Europe. Surveillance information report. URL: https://www.who-rabies-bulletin.org
13. European Commission (2020) Final reports – 2019. Geneva: European Commission. URL: https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/funding-procurement-grants/food-chain-funding/funding-animal-health-measures/national-veterinary-programmes/final-reports-2019_en#rabies

Дата першого надходження статті до видання: 29.04.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 22.05.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026

НОТАТКИ

ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ТА АКВАКУЛЬТУРА

Water bioresources and aquaculture

Науковий журнал

1(19)/2026

Коректура • М. Бабич
Комп'ютерна верстка • М. Михальченко

Формат 70x100/16. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсетний. Цифровий друк. Обл.-вид. арк. 14,47. Ум. друк. арк. 27,43.
Дата розміщення онлайн – 29.05.2026 р. Дата друку – 30.05.2026 р.
Наклад 100 прим. Замовлення № 0626/593.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
65101, м. Одеса, вул. Інглезі, 6/1
Телефон +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 7623 від 22.06.2022 р.